

Segunda
**Evaluación
Mundial
de los Océanos**

EVALUACIÓN MUNDIAL DE LOS OCÉANOS II

Volumen II



Naciones Unidas

Foto de la cubierta: Yung-Sen Wu
Día Mundial de los Océanos Competencia de fotografía de las
Naciones Unidas

Publicación de las Naciones Unidas

eISBN: 978-92-1-604008-6

Copyright © Naciones Unidas, 2021
Reservados todos los derechos
Impreso en las Naciones Unidas, Nueva York

Índice

Volumen I

	<i>Página</i>
Prólogo del Secretario General.....	iii
Resumen	v
Prefacio	vii
Parte uno: Resumen	1
Capítulo 1: Resumen general	3
Ideas clave.....	5
1. Introducción	5
2. Fuerzas motrices	6
3. Limpieza de los océanos	7
4. Protección de los ecosistemas marinos	10
5. Comprensión de los océanos en pro del desarrollo sostenible	13
6. Promoción de la seguridad en relación con los océanos.....	15
7. Obtención de alimentos sostenibles de los océanos	17
8. Utilización económica sostenible de los océanos	20
9. Aplicación eficaz del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar	22
Parte dos: Introducción	41
Capítulo 2: Enfoque de la evaluación	43
Ideas clave.....	45
1. Propósito de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	45
2. Principales destinatarios y marco de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	46
3. Preparación de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	47
4. Terminología.....	48
5. Agradecimientos	49
Bibliografía	49
Capítulo 3: Comprensión científica de los océanos	51
Ideas clave.....	53
1. Introducción	53
2. Descripción de los cambios registrados en los datos, la tecnología y los modelos desde la publicación de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i> y consecuencias para la comprensión general de los océanos, incluidas las consecuencias socioeconómicas.....	54

	<i>Página</i>
3. Principales cambios y consecuencias regionales.	55
4. Perspectivas de la comprensión científica de los océanos.	60
5. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos	60
6. Principales carencias pendientes en materia de creación de capacidad	61
Bibliografía	62
Parte tres: Fuerzas motrices de los cambios en el medio marino	69
Capítulo 4: Fuerzas motrices	71
Ideas clave.	73
1. Introducción	73
2. Fuerzas motrices de los cambios del medio marino	75
3. Cuestiones clave específicas de las regiones o aspectos asociados a las fuerzas motrices	79
4. Perspectivas	81
5. Otras carencias principales en materia de conocimientos y creación de capacidad	82
Bibliografía	83
Parte cuatro: Estado actual del medio ambiente marino y sus tendencias.	87
Capítulo 5: Tendencias del estado físico y químico de los océanos.	89
Ideas clave.	91
1. Introducción	91
2. Estado físico y químico de los océanos	93
3. Lagunas de conocimientos	106
4. Resumen	108
Bibliografía	110
Capítulo 6: Tendencias de la biodiversidad de los principales taxones de la biota marina	119
Introducción	121
Capítulo 6A: Plancton (fitoplancton, zooplancton, microbios y virus).	123
Ideas clave.	125
1. Introducción	125
2. Resumen del capítulo 6 de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	126
3. Regiones analizadas en la presente <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	127
4. Estimación de la diversidad del plancton	128
5. Plancton microbiano	129
6. Zooplancton de metazoos	132
7. Tendencias documentadas	133
8. Perspectivas.	137
Bibliografía	138
Capítulo 6B: Invertebrados marinos.	151
Ideas clave.	153

	<i>Página</i>
1. Introducción	153
2. Resumen de la situación descrita en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	153
3. Descripción de los cambios ambientales (2010-2020)	154
4. Respuestas internacionales y gubernamentales.....	161
5. Consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible pertinentes y contribución al cumplimiento de la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica	163
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	164
Bibliografía	164
Adición del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos	169
Bibliografía	170
Capítulo 6C: Peces	171
Ideas clave.....	173
1. Introducción	173
2. Cambios documentados en la biodiversidad ictiológica	175
3. Consecuencias de los cambios en la biodiversidad para las comunidades, las economías y el bienestar humano.....	179
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	179
5. Perspectivas.....	182
Bibliografía	183
Capítulo 6D: Mamíferos marinos	187
Ideas clave.....	189
1. Introducción	189
2. Cetáceos.....	191
3. Pinnípedos	194
4. Sirenios	196
5. Nutrias y osos polares.....	196
6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	197
7. Perspectivas.....	198
8. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	199
9. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad	200
Bibliografía	200
Capítulo 6E: Reptiles marinos	205
Ideas clave.....	207
1. Introducción	207

	<i>Página</i>
2. Estado de conservación de los reptiles marinos.....	207
3. Tendencias regionales	209
4. Amenazas	212
5. Consecuencias económicas y sociales de los cambios en las poblaciones de reptiles marinos	214
6. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad .	214
Bibliografía	215
Capítulo 6F: Aves marinas	223
Ideas clave.....	225
1. Introducción	225
2. Descripción de los cambios ambientales observados (entre 2010 y 2020) ...	226
3. Consecuencias de los cambios en las poblaciones de aves marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano.....	229
4. Perspectivas.....	230
5. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	232
6. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad	232
Bibliografía	232
Capítulo 6G: Plantas marinas y macroalgas	237
Ideas clave.....	239
1. Introducción	239
2. Manglares	239
3. Plantas de marismas.....	241
4. Praderas submarinas	242
5. Macroalgas	245
6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	253
7. Principales carencias que aún persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	254
8. Perspectivas.....	254
Bibliografía	255
Capítulo 7: Tendencias en la situación de la biodiversidad de los hábitats marinos	249
Introducción	251
Capítulo 7A: Zona intermareal.....	253
Ideas clave.....	255
1. Introducción	255
2. Descripción de los cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020.....	258
3. Consecuencias económicas y sociales	259
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	259
5. Perspectivas.....	260

	<i>Página</i>
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	261
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	261
Bibliografía	262
Capítulo 7B: Arrecifes biogénicos y sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos	265
Ideas clave.	267
1. Introducción	267
2. Cambios documentados en la situación de los arrecifes biogénicos y los sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos.	270
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	274
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	276
5. Perspectivas	278
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	279
Bibliografía	280
Capítulo 7C: Atolones y lagunas insulares.	287
Ideas clave.	289
1. Introducción	289
2. Cambios documentados en el estado de los atolones y lagunas insulares	290
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	293
4. Principales cambios y consecuencias regionales	294
5. Perspectivas	295
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	296
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	297
Bibliografía	297
Capítulo 7D: Arrecifes de coral tropicales y subtropicales	305
Ideas clave.	307
1. Introducción	307
2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020.	308
3. Descripción de consecuencias económicas y sociales y de otros cambios económicos o sociales	309
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	310
5. Perspectivas	312
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	313
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	314
Bibliografía	314
Capítulo 7E: Corales de aguas frías	321
Ideas clave.	323
1. Introducción y resumen de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	323

	<i>Página</i>
2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020.	324
3. Consecuencias económicas y sociales	329
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	330
5. Perspectivas	331
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	331
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	332
Bibliografía	333
Capítulo 7F: Estuarios y deltas	339
Ideas clave.	341
1. Introducción	341
2. Cambios documentados en la situación de los estuarios y los deltas	342
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	344
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	346
5. Perspectivas	346
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	347
Bibliografía	348
Capítulo 7G: Praderas submarinas	353
Ideas clave.	355
1. Introducción	355
2. Consecuencias socioeconómicas.	356
3. Cambios regionales.	357
4. Perspectivas	358
5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	359
6. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	360
Bibliografía	362
Capítulo 7H: Manglares	365
Ideas clave.	367
1. Introducción	367
2. Cambios documentados en la situación de los manglares entre 2010 y 2020. .	368
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	370
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	372
5. Perspectivas	373
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	373
Bibliografía	374

	<i>Página</i>
Capítulo 7I: Marismas	381
Ideas clave	383
1. Introducción	383
2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020	385
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar de los seres humanos	386
4. Cambios y consecuencias clave específicos de las regiones	386
5. Perspectivas	387
6. Principales carencias de conocimientos	388
7. Principales carencias en materia de creación de capacidad	389
Bibliografía	390
Capítulo 7J: Taludes continentales y cañones submarinos	395
Ideas clave	397
1. Introducción	397
2. Avances en la comprensión de los taludes y cañones	400
3. Servicios y beneficios ecosistémicos en los taludes y cañones	405
4. Impacto de las actividades humanas	406
5. Principales carencias de conocimientos	407
6. Principales carencias en materia de creación de capacidad	408
Bibliografía	409
Capítulo 7K: Hielo de altas latitudes	423
Ideas clave	425
1. Introducción	425
2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020	426
3. Consecuencias económicas y sociales	431
4. Perspectivas	432
5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad	433
Bibliografía	434
Capítulo 7L: Montes y pináculos submarinos	439
Ideas clave	441
1. Introducción	441
2. Descripción de cambios de los conocimientos ocurridos entre 2010 y 2020	442
3. Descripción de los cambios económicos y sociales	443
4. Investigaciones clave específicas de las regiones en los últimos años	444
5. Perspectivas	446
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	447
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad	448

	<i>Página</i>
Bibliografía	448
Capítulo 7M: Llanuras abisales	455
Ideas clave	457
1. Introducción	457
2. Cambio de las líneas de base y documentación del estado y el cambio de la biodiversidad abisal	458
3. Principales presiones naturales y antropógenas	467
4. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	469
5. Perspectivas	471
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	472
Bibliografía	472
Capítulo 7N: Mar abierto	481
Ideas clave	483
1. Introducción	483
2. Cambios ambientales ocurridos en el mar abierto desde 2010	485
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	488
4. Principales cambios y consecuencias regionales	490
5. Perspectivas	491
6. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos y creación de capacidad	492
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	492
Bibliografía	492
Capítulo 7O: Dorsales, mesetas y fosas	499
Ideas clave	501
1. Introducción y resumen de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	501
2. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020	503
3. Descripción de los cambios económicos y sociales registrados entre 2010 y 2020	506
4. Principales cambios y consecuencias regionales	509
5. Perspectivas	510
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	511
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	512
Bibliografía	512
Capítulo 7P: Respiraderos hidrotermales y rezumaderos fríos	517
Ideas clave	519
1. Introducción	519
2. Cambios ambientales registrados desde la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	522

	<i>Página</i>
3. Consecuencias económicas y sociales	524
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	526
5. Perspectivas	528
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	528
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	529
Bibliografía	529
Capítulo 7Q: Mar de los Sargazos.	537
Ideas clave.	539
1. Introducción	539
2. Cambios en la situación	540
3. Institutional arrangements	543
4. Consecuencias de los cambios	544
5. Perspectivas	545
Bibliografía	546

Volumen II

Capítulo 8: Tendencias en la relación de la sociedad con los océanos	1
Capítulo 8A: Comunidades costeras e industrias marítimas	3
Ideas clave.	5
1. Introducción	5
2. Comunidades costeras	6
3. Pesca de captura, marisqueo y acuicultura	9
4. Transporte marítimo	10
5. Explotación minera de los fondos marinos	15
6. Exploración y extracción de hidrocarburos mar adentro	15
7. Turismo y actividades recreativas	15
8. Recursos genéticos marinos	20
9. Energía renovable marina	21
10. Desalinización	21
11. Producción de sal	22
12. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad. .	23
13. Perspectivas	24
Bibliografía	24
Capítulo 8B: Efectos de los océanos en la salud	31
Ideas clave.	33
1. Introducción	33
2. Aspectos generales de la relación entre la salud humana y los océanos	33
3. Salud de las comunidades costeras en comparación con las interiores.	39

	<i>Página</i>
4. Efectos de la exposición al agua de mar contaminada	39
5. Problemas de salud causados por alimentos procedentes del mar	42
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	44
7. Perspectivas	45
Bibliografía	45
Parte cinco: Tendencias relativas a las presiones sobre el medio marino	53
Capítulo 9: Presiones derivadas de los cambios climáticos y atmosféricos	55
Ideas clave	57
1. Introducción	57
2. Presiones climáticas: episodios climáticos extremos y presiones derivadas de cambios en las propiedades físicas y químicas de los océanos	58
3. Creación de capacidad: Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y Red Mundial de Oxígeno Oceánico	68
4. Resumen	69
Bibliografía	70
Capítulo 10: Cambios en las aportaciones de nutrientes al medio marino	77
Ideas clave	79
1. Introducción	79
2. Situación presentada en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	81
3. Patrones y tendencias a escala mundial	82
4. Patrones y tendencias regionales	85
5. Perspectivas	92
Bibliografía	92
Capítulo 11: Cambios en las aportaciones líquidas y atmosféricas al medio marino desde la tierra (incluidas las aguas subterráneas), los buques y las instalaciones mar adentro	101
Ideas clave	103
1. Introducción	104
2. Situación registrada en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	104
3. Contaminantes orgánicos persistentes, incluida la escorrentía debida al uso de plaguicidas agrícolas	105
4. Metales	113
5. Sustancias radiactivas	123
6. Productos farmacéuticos y de higiene personal	128
7. Contaminantes atmosféricos (óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre)	133
8. Hidrocarburos procedentes de fuentes terrestres, buques e instalaciones mar adentro, incluidos los mecanismos para responder a derrames y descargas ..	134
9. Otras sustancias utilizadas y desechadas en instalaciones mar adentro	136
10. Relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible	137

	<i>Página</i>
11. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	138
12. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	140
Bibliografía	141
Capítulo 12: Cambios de la introducción y la distribución de desechos sólidos, excepto los materiales de dragado, en el medio marino	153
Ideas clave.	155
1. Actividades que producen basura marina, incluidos plásticos, aparejos de pesca abandonados, micropartículas y nanopartículas, y estimaciones de las fuentes en tierra, buques e instalaciones mar adentro	155
2. Vertidos en el mar, incluidos los desperdicios procedentes de buques y los fangos cloacales	175
Bibliografía	181
Capítulo 13: Cambios de la erosión y la sedimentación.	189
Ideas clave.	191
1. Introducción	191
2. Cambios del estado de erosión y sedimentación de las costas.	192
3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano	197
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	197
5. Perspectivas	199
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	200
Bibliografía	200
Capítulo 14: Cambios de la infraestructura litoral y marina.	207
Ideas clave.	209
1. Introducción	209
2. Cambio documentado del estado de las infraestructuras marinas y costeras . .	210
3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano	213
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	214
5. Perspectivas.	216
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	218
Bibliografía	218
Capítulo 15: Cambios en la pesca de captura y en la recolección de invertebrados marinos silvestres	221
Ideas clave.	223
1. Introducción	223
2. Disparidades entre las capturas y los desembarques, Objetivos de Desarrollo Sostenible y pesca en pequeña escala	227
3. Desembarques de invertebrados	231

	<i>Página</i>
4. Niveles de capturas incidentales y efectos secundarios	231
5. Pérdidas posteriores a la captura	231
6. Potencial de mejoramiento de las pesquerías.....	232
7. Uso de proteínas y aceites marinos en la agricultura y la acuicultura	232
8. Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada	232
9. Perspectivas.....	234
10. Principales carencias de conocimientos	234
11. Principales carencias en materia de creación de capacidad.....	235
Bibliografía	235
Capítulo 16: Cambios en la acuicultura	243
Ideas clave.....	245
1. Situación actual y mejoras principales	245
2. Acuicultura y medio ambiente	248
3. Acuicultura y sociedad	249
4. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	250
5. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	250
6. Perspectivas.....	251
Bibliografía	252
Capítulo 17: Cambios en la recolección y utilización de algas marinas	255
Ideas clave.....	257
1. Introducción	257
2. Cambios documentados en el estado de la producción y utilización de las algas marinas (2012–2017)	258
3. Consecuencias de los cambios en la recolección y utilización de algas marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano.....	261
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	262
5. Perspectivas.....	262
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	263
Bibliografía	263
Capítulo 18: Cambios en la explotación minera de los fondos marinos.....	257
Ideas clave.....	259
1. Introducción	259
2. Cambios en la escala y la importancia de la explotación minera de los fondos marinos	262
3. Aspectos ambientales.....	271
4. Repercusiones económicas y sociales.....	275
5. Necesidades en materia de creación de capacidad.....	278
Bibliografía	279

	<i>Página</i>
Capítulo 19: Cambios en la exploración y extracción de hidrocarburos.	283
Ideas clave.	285
1. Introducción	285
2. Exploración y producción de hidrocarburos y desmantelamiento mar adentro	287
3. Aspectos económicos, sociales y ambientales de la exploración y la producción de hidrocarburos y el desmantelamiento mar adentro	290
4. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad. .	292
5. El sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro como factor que impulsa el sector de la energía renovable marina.	294
6. Conclusion	295
Bibliografía	295
Capítulo 20: Tendencias en la aportación de ruido antropógeno al medio marino.	299
Ideas clave.	301
1. Introducción	301
2. Descripción de la situación ambiental	302
3. Descripción de las consecuencias económicas y sociales y otros cambios económicos o sociales	310
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	310
5. Perspectivas.	312
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	314
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	315
Bibliografía	316
Capítulo 21: Novedades en el ámbito de las fuentes de energía renovable.	323
Ideas clave.	325
1. Introducción	325
2. Estado de la energía renovable marina a nivel mundial	326
3. Posibles impactos ambientales del desarrollo de la energía renovable marina	331
4. Beneficios e impactos socioeconómicos del despliegue de energía renovable marina	334
5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	336
6. Tendencias previstas.	338
Bibliografía	339
Capítulo 22: Especies invasoras.	345
Ideas clave.	347
1. Introducción	347
2. Situación de referencia documentada y cambios en las especies no autóctonas	349
3. Consecuencias para las comunidades, las economías y el bienestar humano	350
4. Principales datos de referencia, cambios y consecuencias regionales.	352

5. Perspectivas	356
6. Otros	358
Bibliografía	359
Capítulo 23: Novedades en la exploración y utilización de los recursos genéticos marinos	365
Ideas clave	367
1. Introducción	367
2. Tendencias registradas entre 2010 y 2020.	368
3. Consecuencias y cambios económicos y sociales.	372
4. Principales novedades regionales en materia de conocimientos y consecuencias	373
5. Carencias en materia de creación de capacidad.	373
6. Retos metodológicos y tendencias futuras	375
7. Recursos genéticos marinos y Objetivos de Desarrollo Sostenible	376
Bibliografía	378
Capítulo 24: Los hidratos marinos: una posible cuestión emergente.	383
Ideas clave	385
1. Introducción	385
2. ¿Qué son los hidratos marinos?	385
3. Riesgos que pueden plantear los hidratos de metano marinos	388
4. Los hidratos marinos como fuente de energía	390
5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad ..	392
6. Perspectivas	392
Bibliografía	392
Capítulo 25: Efectos acumulativos	397
Ideas clave	399
1. Introducción	399
2. Evaluaciones de los efectos acumulativos.	400
3. Aplicaciones regionales de las evaluaciones de los efectos acumulativos en el medio marino: distribución y enfoques.	404
4. Perspectivas	408
Bibliografía	415
Parte seis: Tendencias de los enfoques de gestión del medio marino.	423
Capítulo 26: Evolución de la planificación espacial marina	425
Ideas clave	427
1. Introducción	427
2. Planificación espacial marina	428
3. Planificación espacial marina: un enfoque gradual para la gestión basada en los ecosistemas.	429
4. Instrumentos de la planificación espacial marina.	430

5. Avances en la aplicación de la planificación espacial marina.....	432
Bibliografía	438
Capítulo 27: Novedades en los enfoques de gestión	443
Ideas clave.....	445
1. Introducción	445
2. Enfoques de gestión	446
3. Avances en los enfoques de gestión de los océanos.....	451
4. Mecanismos de gestión para apoyar la mitigación del cambio climático y la adaptación a él, incluido el fomento de la resiliencia	461
5. Cuestiones clave relativas a regiones concretas	462
6. Creación de capacidad	463
7. Carencias y perspectivas de futuro.....	465
8. Perspectivas.....	466
Bibliografía	467
Capítulo 28: Novedades en la comprensión de los beneficios globales de los océanos para la humanidad	473
Ideas clave.....	475
1. Introducción	475
2. Beneficios y distribución de estos	480
3. Perjuicios para el ser humano	481
4. Amenazas para los servicios prestados por los ecosistemas oceánicos.....	481
5. Salvaguardar los beneficios oceánicos mediante la cooperación regional e internacional y la mejora de la aplicación del derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar.....	482
Bibliografía	485
Anexos	489
Anexo I: Miembros originales de los equipos de redacción aprobada por la Mesa	491
Anexo II: Revisores nominados para cada capítulo	499

Capítulo 8

Tendencias

en la relación

de la sociedad

con los océanos

Responsable del capítulo y coordinador: Alan Simcock

Capítulo 8A

Comunidades costeras e industrias marítimas

Contribuidores: Alan Simcock (responsable del capítulo y coordinador), Austin Becker, Marcelo Bertellotti, Anthony Charles, Leandra Gonçalves, Miguel Iñíguez, Osman Keh Kamara (corresponsable), Paula Keener, Jenna Lamphere, Candace May, Ishmael Mensah, Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Tanya O’Gara, Christina Pita, Jean Edmond Randrianantenaina, Maria Sahib, Regina Salvador, Anastasia Strati (corresponsable) y Jean-Claude Tibe.

Ideas clave

- Alrededor del 40 % de la población mundial vive en la zona costera, es decir, a menos de 100 km de la costa, y el porcentaje va en aumento.
- Las comunidades costeras son clave para todos los componentes de la economía oceánica, para diversos valores sociales y culturales y para todas las formas de gestión y gobernanza costera y marina. Pese a que a menudo tienen que afrontar vulnerabilidades físicas y sociales, son cruciales para la conservación, la respuesta a peligros marinos y la adaptación al cambio climático y la mitigación de sus efectos.
- El océano es la base de actividades económicas diversas, como la captura y recolección de alimentos, el transporte marítimo, la explotación minera de los fondos marinos, la exploración y explotación de hidrocarburos mar adentro, el turismo y las actividades recreativas, el uso de recursos genéticos marinos, la producción de agua dulce mediante la desalinización, y la producción de sal. Estas actividades están aumentando en escala progresivamente. En la parte 5 de la presente Evaluación figuran varios capítulos sobre las tendencias de las presiones que soporta el medio marino en los que se tratan en más profundidad cuestiones que aquí solo se tratan de manera superficial.
- El transporte marítimo mueve un 90 % del comercio internacional en volumen, por lo que es fundamental para la economía mundial, pero aún sigue recuperándose de la crisis económica de 2008-2011.
- A escala mundial, el turismo sigue creciendo a un ritmo del 6 % anual. El turismo costero representa una proporción considerable de la actividad económica de muchos países, sobre todo de los pequeños Estados insulares en desarrollo y los Estados archipelágicos.
- El transporte marítimo y el turismo se han visto trastornados seriamente por la pandemia de COVID-19.
- La desalinización sigue aumentando en importancia, sobre todo en Oriente Medio y África del Norte y en pequeños Estados insulares y Estados archipelágicos. La producción de sal marina se mantiene en general a un nivel constante, pero constituye solo una octava parte de la producción total de sal.

1. Introducción

En este capítulo se trata la relación entre el ser humano, sus actividades económicas y el océano. En primer lugar se describe la creciente concentración de la población humana en las zonas costeras y seguidamente se tratan las comunidades en las que viven las poblaciones costeras y, a continuación, las principales actividades económicas relacionadas con el océano: la captura y recolección de alimentos marinos, el transporte marítimo, el turismo y las actividades recreativas, la explotación minera de los fondos marinos, la exploración y explotación de hidrocarburos mar adentro, el uso de recursos genéticos marinos, la producción de agua dulce mediante la desalinización, y la producción de sal. La finalidad

de este capítulo es suministrar, en la medida de lo posible, información sobre los niveles de actividad económica, los niveles de empleo, la perspectiva de género y los aspectos de las actividades relacionados con la seguridad. Algunos de los sectores, en particular en cuanto a las presiones que generan, se tratan en profundidad en la parte 5. Por lo tanto, a fin de evitar duplicaciones, en el presente capítulo se incluyen referencias cruzadas a capítulos de la parte 5. No obstante, el transporte marítimo y el turismo se tratan en mayor profundidad en el presente capítulo. Las presiones derivadas del transporte marítimo se tratan en el capítulo 10, sobre la polución por nutrientes, el capítulo 11, sobre las aportaciones líquidas y atmosféricas,

y el capítulo 12, sobre los desechos sólidos. La infraestructura del turismo se trata en el capítulo 14, sobre la infraestructura marina, y los efectos del turismo en las distintas especies y hábitats se tratan en los capítulos 6 y 7, sobre el estado de las especies y los hábitats. Cuando resulta pertinente, en el presente capítulo se indican las presiones que generan dichos sectores, en la medida en que no se tratan en otros capítulos de la publicación.

Las comunidades costeras son cruciales para la actividad económica de la costa, tanto en

cuanto hogar de las personas que trabajan o participan en industrias marítimas de todo tipo como en lo que respecta a los aspectos sociales y culturales de la costa, que engloban iniciativas artísticas, prácticas tradicionales y la vinculación de las comunidades con el mar. Además, desempeñan un papel clave en las numerosas actividades decisorias, de gestión y de gobernanza sobre la costa y en beneficio del mar. En vista de este vínculo, en el presente capítulo también se presenta una panorámica de las comunidades costeras.

2. Comunidades costeras

En el capítulo 1 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a) se señaló que el 38 % de la población mundial vive a menos de 100 km de la costa, el 44 % a menos de 150 km, el 50 % a menos de 200 km y el 67 % a menos de 400 km (Small y Cohen, 2004). En el capítulo 18 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2018b) se analizaron más detalladamente la ubicación y el nivel de actividad de los puertos, pero no se analizó el estado de las comunidades costeras en general, ya que las actividades humanas se trataron de manera sectorial

2.1. Población costera y tamaño de las comunidades costeras

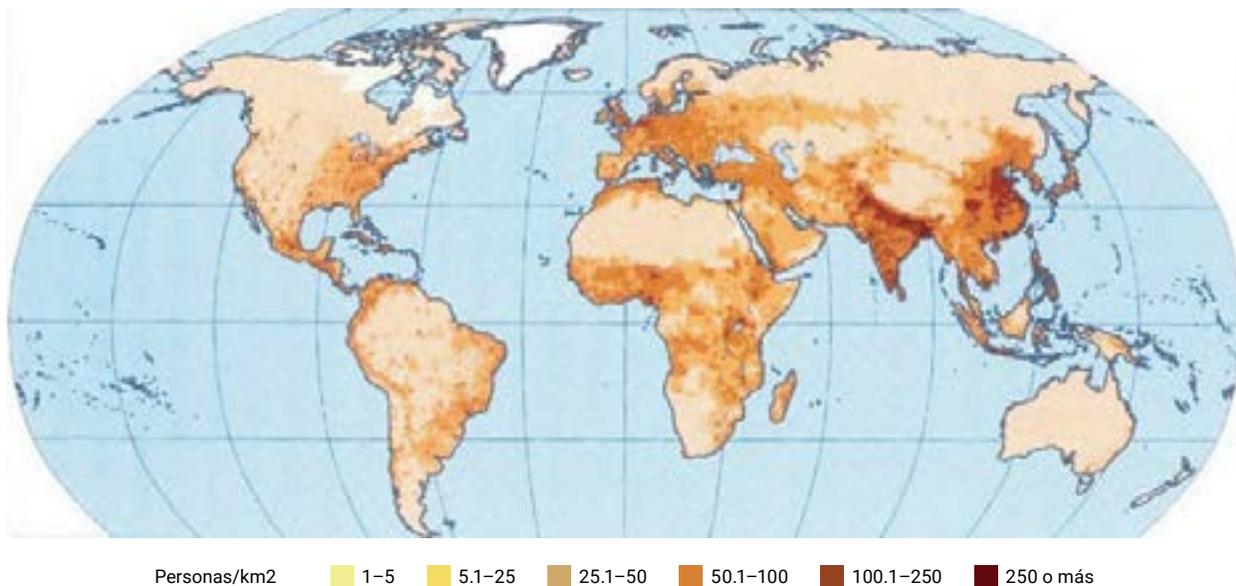
Aunque ha habido llamamientos a vigilar y evaluar periódicamente el proceso de cambio de las zonas costeras (véase, por ejemplo, Shi y Singh, 2003), han sido sobre todo a escala nacional o regional. Apenas se ha publicado nada sobre la población costera total desde comienzos de la década de 2000. Dada la importancia de los efectos de la subida del nivel del mar, desde entonces los estudios se han concentrado en particular en las zonas costeras de baja altitud, que tienen un alcance más reducido (por ejemplo, Neumann et al., 2015).

Los estudios llevados a cabo a comienzos de la década de 2000 pusieron de manifiesto que, a escala mundial, existe una gran concentración de población en las zonas costeras. La

Figura I, que se extrae de un estudio de 2005 realizado bajo los auspicios de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) sobre la base de datos de población nacional, muestra una estimación de la densidad de población mundial en 2015 basada en las tendencias observadas en el cinco años antes del estudio. El proyecto utiliza datos satelitales nocturnos de las fuentes de luz observadas para detectar zonas urbanas y reasigna los datos censales a los correspondientes distritos administrativos. En el mapa resultante (figura I) puede apreciarse que la población costera se concentra sobre todo en Asia Oriental, Asia Sudoriental y Asia Meridional. Los datos sugieren que la concentración de la población en la zona costera, como proporción de la población mundial, está aumentando (Merkens et al., 2016). No obstante, el acceso al océano, en particular para el transporte marítimo, sigue siendo importante para los Estados sin litoral.

Las zonas urbanas próximas a la costa refuerzan la concentración: el 40 % de la población que vive a menos de 100 km de la costa lo hace en un 4 % de la superficie (Small y Nicholls, 2003). Una gran parte de la concentración (sobre el 90 %) se produce en ciudades costeras con más de 1 millón de habitantes. En el cuadro 1 figura el análisis de esas ciudades extraído de *The World's Cities in 2018* (Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales (DAES), 2018).

Figura I
Densidad de población mundial, estimado a 2015



Fuente: Centro para la Red Internacional de Información sobre Ciencias de la Tierra y FAO, 2005.

Cuadro 1
Coastal cities with populations of over 1,000,000 in 2018

Región	Número de ciudades costeras con más de 1 millón de habitantes en 2018	Población total de esas ciudades en 2018 (en millones)	Rango de las tasas de crecimiento medias anuales de esas ciudades entre 2000 y 2018
África Subsahariana	21	54.6	6.6 – 0.4
Norte de África	6	16.1	3.5 – 0.7
Asia Oriental	60	258.7	6.3 – 0.1
Asia Meridional	12	86.3	5.6 – 1.2
Asia Sudoriental	20	74.4	6.8 – 0.6
Asia Occidental	14	44.8	5.2 – 1.3
Europa	19	48.1	1.5 – (-0.1)
América Latina y el Caribe	28	94.2	2.7 – (-0.1)
América del Norte	15	66.5	2.7 – 0.2
Oceanía	5	16.8	2.1 – 0.9
Total	200	760.5	

Fuente: DAES, 2018.

Como se puede apreciar, las principales concentraciones de población costera urbana están en Asia Oriental, Asia Meridional y Asia Sudoriental, y las tasas de crecimiento más rápido corresponden a esas regiones y a África Subsahariana.

En el otro extremo del espectro se encuentran las decenas de miles de comunidades costeras más pequeñas que existen en todo el mundo. No se sabe cuántas comunidades de este tipo existen ni cuál es su población. Sin embargo, parece probable que el número de estas comunidades sea elevado, ya que es común que las unidades gubernamentales locales oficiales contengan más de una comunidad. Por ejemplo, según un estudio reciente, en Nueva Escocia (Canadá), aunque hay 50 municipios oficiales, existen aproximadamente 1.000 comunidades costeras (Charles, 2020). En consecuencia, existen grandes disparidades entre las comunidades costeras del planeta, y las principales diferencias se dan entre las grandes ciudades y las comunidades rurales, donde las actividades económicas como la pesca, la acuicultura, el transporte marítimo y el turismo suelen ser prominentes.

Es común que las comunidades, independientemente de su tamaño, intervengan en la administración de la costa. De hecho, cada vez se reconoce y valora más la contribución de las comunidades costeras a la conservación del océano, fin al que contribuyen en todo el mundo mediante muchas iniciativas locales que a menudo logran tanto mejorar los medios de vida como proteger a las comunidades (Charles, 2017; Charles et al., 2020).

Cada vez se valora más la contribución de las comunidades costeras a la conservación del océano. En todo el mundo, muchas de ellas y sus pescadores en pequeña escala han emprendido un gran número de iniciativas locales con ese fin, que a menudo han tenido un éxito considerable. Los casos de éxito suelen basarse en conocimientos, estructuras y cooperación locales (Charles, 2017).

La vulnerabilidad de las comunidades costeras a los efectos del cambio climático es cada vez más preocupante, y es una cuestión importante

para la planificación del desarrollo del turismo, en particular en los pequeños Estados insulares en desarrollo cuyas economías dependen del turismo, y para la ordenación pesquera. Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, si siguen aumentando la exposición y la vulnerabilidad de las comunidades costeras al cambio climático, el riesgo de erosión y pérdida de suelos, inundación, salinización y efectos en cascada a raíz de la subida del nivel medio del mar y de fenómenos meteorológicos extremos, entre otros factores, se incrementará notablemente a lo largo de este siglo (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019). Son especialmente vulnerables las comunidades costeras ubicadas en el Ártico, en Estados de baja altitud (normalmente deltaicos), como Bangladesh y Guyana, en lugares donde son habituales ciclones y huracanes y en megaciudades con gran densidad de población. Por otro lado, parece que vivir en la zona costera tiene beneficios para la salud (véase el cap. 8B, sobre los efectos de los océanos en la salud humana).

Las comunidades costeras pequeñas son vulnerables a los efectos del cambio climático no solo desde el punto de vista físico, sino también desde el punto de vista social, en particular en las zonas rurales (Charles et al., 2019). Las comunidades costeras rurales son vulnerables a los fenómenos meteorológicos y las inundaciones por su ubicación geográfica y porque tienen un acceso limitado a la atención de la salud, bienes, transporte y otros servicios. La sensibilidad a las fluctuaciones del mercado a causa de su dependencia de los recursos naturales, la pobreza, la disponibilidad de pocas oportunidades económicas y la pérdida de población suponen problemas para las comunidades al tratar de adaptarse (Armitage y Tam, 2007; Amundsen, 2015; Bennett et al., 2016; Metcalf et al., 2015; May, 2019c). Estos factores sobrecargan los activos materiales, así como la base social y moral que facilita la solución de problemas de forma colectiva (Amundsen, 2015; May, 2019a). Hay más probabilidades de que las comunidades movilicen recursos colectivos en respuesta a amenazas cuando

sus miembros se preocupan los unos por los otros y por el lugar en el que viven (Amundsen, 2015; May, 2019b; Wilkinson, 1991). lo que podría atribuirse a la conexión con la historia, la cultura o el contexto ambiental de un lugar o la población de un lugar. Estas conexiones pueden ser fuente de reticencia al cambio en contextos de poca diversidad social y cambios demográficos lentos, o la base de conflictos en contextos de gran diversidad social y cambios demográficos rápidos (Graham et al., 2018; May, 2019b, 2019c). El efecto combinado de la vulnerabilidad física y social en las capacidades de la comunidad es particularmente perjudicial en un momento en que la acción colectiva con fines de mitigación y adaptación es más importante que nunca (May, 2019b, 2019c).

Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, las comunidades más vulnerables, muchas de las cuales son costeras, requieren medidas de mitigación y adaptación transformativas para aliviar los peores efectos del cambio climático. La mayoría de los Estados consideran que el cambio gradual ya no es viable y que, en su lugar, se requieren medidas más radicales para reducir los efectos de los cambios del clima y adaptarse a ellos. Las medidas adoptadas en respuesta a las amenazas que plantea el

cambio climático son variadas e incluyen defensas costeras tanto duras como suaves. La infraestructura artificial, como los malecones y los diques, se utiliza mucho, pero tiende a ser más cara y exigir más mantenimiento que las medidas basadas en los ecosistemas, como las marismas, los manglares, los arrecifes o las praderas marinas (véase también la secc. 7.3). Como se dispone de pocos datos, no se puede calcular la eficacia en función de los costos de ambos tipos de medidas, especialmente en distintos lugares y a distintas escalas (Oppenheimer et al., 2019), aunque sí existen cálculos estatales (véase, por ejemplo, Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido, 2015). Según las estimaciones del Banco Mundial, si no se emprenden acciones concretas relacionadas con el clima y el desarrollo, de aquí a 2050 se podrían ver obligadas a desplazarse dentro de sus propios países para huir de los efectos de aparición lenta del cambio climático más de 143 millones de personas en tan solo tres regiones: África Subsahariana, Asia Meridional y América Latina (Rigaud et al., 2018). Para afrontar estos problemas, en general se considera que la gestión integrada de las zonas costeras es un enfoque eficaz para hacer frente al cambio climático y otras fuerzas motrices en dichas zonas (Nicholls y Klein, 2005; Nicholls et al., 2007; véase también el cap. 30, sobre enfoques de gestión).

3. Pesca de captura, marisqueo y acuicultura

Los alimentos marinos constituyen la mayor industria marítima en cuanto al número de personas que participan en ella. Según las estimaciones, en 2017 el valor total de primera venta de toda la producción mundial fue de 221.000 millones de dólares, de los que 95.000 millones correspondieron a la producción acuícola marina (pescado, marisco y algas). Estas cifras incluyen un pequeño porcentaje de producción que no se destina a fines alimentarios (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2019). Se suministra más información en los capítulos 15, sobre la pesca de captura, 16, sobre la acuicultura, y 17, sobre la recolección de algas.

En 2017, la flota pesquera mundial estaba integrada por unos 4,5 millones de buques, cifra que se ha mantenido relativamente estable desde 2008. Casi la tercera parte de la flota pesquera sigue estando integrada por buques sin motor, lo que es reflejo de la gran proporción que representa la pesca de subsistencia y en pequeña escala. Los buques de al menos 24 m de eslora constituyen apenas el 2 % de la flota, mientras que los de menos de 12 m constituyen un 36 % (FAO, 2019).

En 2017 participaron en la pesca de captura y la acuicultura marina unos 135 millones de personas, 120 millones de ellas en la pesca de

captura y 15 millones en la acuicultura marina. La pesca de captura (por oposición a la pesca de subsistencia) da empleo a unos 40,4 millones de personas, y la acuicultura marina a unos 15,6 millones. Además, el sector del procesamiento posterior a la captura da empleo a una cifra ligeramente inferior de personas. Las mujeres constituyen el 13 % de esa fuerza de trabajo. Teniendo en cuenta también la pesca de subsistencia, en torno al 50 % de las personas que intervienen en ese grupo de actividades son mujeres (FAO, 2019; Banco Mundial et al., 2012). En los últimos tiempos no se ha hecho ningún estudio de las muertes y lesiones que se registran en el sector pesquero. No obstante, en el estudio más reciente se concluyó que en el sector pesquero se registran muchas más muertes y lesiones laborales que en otros sectores, a saber, en torno a 18-40 veces más que el promedio en diversos países desarrollados sobre los que se dispone de estadísticas (Petursdottir et al., 2001).

4. Transporte marítimo

4.1. Situación presentada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Cuando se redactó la primera Evaluación Mundial de los Océanos, el transporte marítimo internacional todavía se estaba recuperando de la crisis financiera que tuvo lugar entre 2008 y 2011. Tradicionalmente se considera que el transporte marítimo representa el 90 % del comercio internacional, aunque según una de las estimaciones recogidas en la primera Evaluación se sitúa cerca del 75 % en volumen y sobre el 60 % en valor (Naciones Unidas, 2017f).

4.2. Tráfico de mercancías

La recuperación de la economía mundial entre 2011 y 2020 ha quedado patente en el crecimiento del comercio mundial y, en consecuencia, en el tonelaje de mercancías que son objeto de transporte marítimo internacional (figura II). Si se tiene en cuenta la distancia a la que se transportaron las mercancías, el crecimiento

Exceptuando la pesca de subsistencia, tanto la pesca como la acuicultura dependen de cadenas de suministro sustantivas que van del productor al consumidor. Los problemas derivados de la pandemia de COVID-19 están complicando la situación del sector pesquero, sobre todo en relación con el comercio internacional de productos, y trastocando las cadenas de suministro. Las operaciones pesqueras también se han visto afectadas: se calcula que en marzo y abril de 2020 el esfuerzo de pesca se redujo un 6,5 %. En algunas zonas, como el Mediterráneo y el mar Negro, la pesca en pequeña escala se ha visto interrumpida. Al adoptar prácticas de lucha contra la COVID-19, se implementarán restricciones en las prácticas laborales tanto en el agua como en la manipulación posterior a la captura (FAO, 2020).

Se suministra más información sobre la pesca de captura, la acuicultura y la recolección de algas en los capítulos 15, 16 y 17, respectivamente.

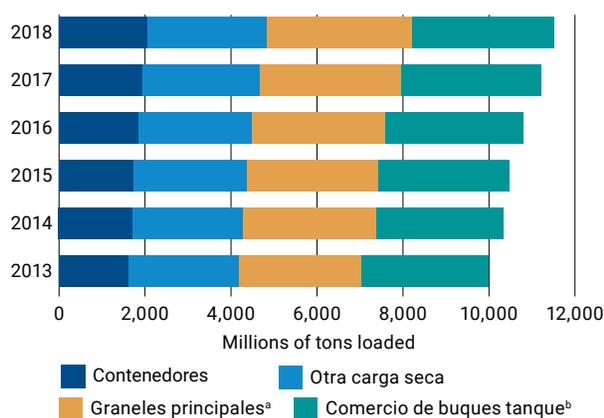
en toneladas-millas es aún mayor (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD), 2019). La recuperación sigue en curso, pero se ha visto gravemente afectada por la drástica caída del comercio mundial derivada de la crisis de la COVID-19.

Sin embargo, tal crecimiento se ha producido en un contexto de baja competitividad del sector del transporte marítimo internacional. La crisis económica de 2008-2011 tuvo lugar en un momento en que el transporte marítimo mundial había encargado un gran aumento del tonelaje para atender la creciente demanda de flete registrada en los años anteriores. El nuevo tonelaje se entregó cuando la demanda ya había comenzado a disminuir, por lo que, en la década de 2010, el sector del transporte marítimo operaba en un contexto de exceso de oferta, lo que hizo que se redujeran los precios del flete. Cuando entren en vigor las medidas para controlar ulteriormente las emisiones de contaminantes de los buques (de 2020 en adelante), el sector del transporte marítimo tendrá que hacer frente a nuevas presiones derivadas

de la implementación de modificaciones en la flota. Para cumplir los nuevos requisitos (descritos en el cap. 11), los buques tendrán que utilizar combustible con menor contenido de azufre (que podría ser más caro, ya que el combustible tradicional para buques es el petróleo con alto contenido de azufre menos demandado) o instalar lavadores para limpiar el tubo de escape. En el capítulo 11 se describen más presiones económicas de este tipo. Sigue sin estar claro qué efecto combinado tienen la sobrecapacidad continuada y el aumento de los gastos de funcionamiento (UNCTAD, 2019).

Durante muchos años, la cantidad de mercancías cargada en puertos de países en desarrollo fue menor que la descargada en ellos, con lo que había un desequilibrio en el comercio marítimo. Cuando se publicó la primera Evaluación, estas cantidades, en promedio, se habían equilibrado, y desde entonces las mercancías cargadas en los países en desarrollo han superado a las descargadas. Incluso si se excluye a China, que es el mayor importador/exportador de los países en desarrollo, sigue habiendo un exceso de descargas en este grupo de países (UNCTAD, 2019).

Figura II
Comercio marítimo internacional por tipo de producto básico, 2013–2018



Fuente: UNCTAD, 2019.

^a “Los graneles principales son el mineral de hierro, los cereales y el carbón.

^b “El comercio de buques tanque abarca el petróleo crudo, los productos derivados del petróleo, el gas y los productos químicos.

El tráfico de contenedores sigue concentrado en las principales vías este-oeste del hemisferio norte (Asia-Europa, la ruta transpacífica y la ruta transatlántica), en las que se registra el 40 % de todo el transporte de contenedores. Del 60 % restante, el 27 % es intrarregional, el 13 % tiene lugar en las otras rutas este-oeste del hemisferio norte, el 12 % está vinculado al tráfico entre países del hemisferio sur y el 8 % guarda relación con el tráfico norte-sur (UNCTAD, 2019). Al mismo tiempo, cada vez es mayor la consolidación del transporte de contenedores: la cuota de mercado de las diez principales navieras de contenedores pasó del 68 % en 2014 al 90 % en 2019. Ello se combina con el interés renovado en que las navieras de contenedores integren sus operaciones con el tráfico entre originadores y puertos y entre puertos y destinos finales. Estos cambios podrían socavar la competencia y, por tanto, hacer que aumente el costo del transporte (UNCTAD, 2019).

A comienzos de 2019, la flota mundial de transporte de mercancías estaba integrada por 96.295 buques, que en conjunto tenían una capacidad de 1.970 millones de toneladas de peso muerto. Los graneleros y los petroleros mantuvieron las mayores cuotas de mercado de la flota mundial, con un 42,6 % y un 28,7 % del total de toneladas de peso muerto, respectivamente. Una gran proporción del tonelaje mundial sigue inscribiéndose en un número relativamente pequeño de registros. Casi el 70 % del tonelaje está inscrito en siete registros: Panamá (17 %), Islas Marshall (12 %), Liberia (12 %), Hong Kong (Región Administrativa Especial de China) (10 %), Singapur (7 %), Malta (6 %) y China (5 %). Ninguno de los demás registros supera el 4 % del tonelaje mundial (UNCTAD, 2019).

La propiedad y el control del transporte marítimo siguen concentrados en empresas de un número relativamente pequeño de países. En 2019 cinco economías poseían más del 50 % del tonelaje mundial, a saber, Grecia, Japón, China, Singapur y Hong Kong (China). Entre 2015 y 2019 ha aumentado la proporción del tonelaje que es propiedad o está bajo el control de Grecia, Singapur, China y Hong Kong (China) (UNCTAD, 2019).

La construcción de buques sigue concentrándose en China, el Japón y la República de Corea, que en conjunto representan el 90 % de la actividad de construcción de cargueros. El desguace de los buques que han llegado al final de su vida útil también sigue concentrado en los países que se indicaron en la primera Evaluación. En 2018 el 47,2 % del tonelaje de buques de navegación marítima con propulsión propia de arqueo bruto igual o superior a 100 toneladas cuya venta para desguace se comunicó fue objeto de demolición en Bangladesh, el 25,6 % en la India, el 21,5 % en el Pakistán, el 2,3 % en Turquía y el 2 % en China, y el 1,4 % restante en el resto del mundo. La cuota de mercado de China, la India y Turquía ha venido reduciéndose (UNCTAD, 2019).

En 2020 la pandemia de COVID-19 ha trastocado en gran medida el comercio mundial. La demanda de transporte de materias primas y productos terminados ha disminuido bastante, mientras que la de transporte de bienes relacionados con la salud ha aumentado (Comité de las Naciones Unidas de Coordinación de las Actividades Estadísticas, 2020). A escala mundial, el transporte de mercancías se ha reducido mucho: por ejemplo, el comercio desde la Unión Europea hacia China y los Estados Unidos cayó en las primeras 31 semanas de 2020 un 47 % y un 25 %, respectivamente, en comparación con 2019; en el sentido contrario, cayó un 26 % y un 38 %, respectivamente (Agencia Europea de Seguridad Marítima (AESM), 2020).

4.3. Tráfico de pasajeros

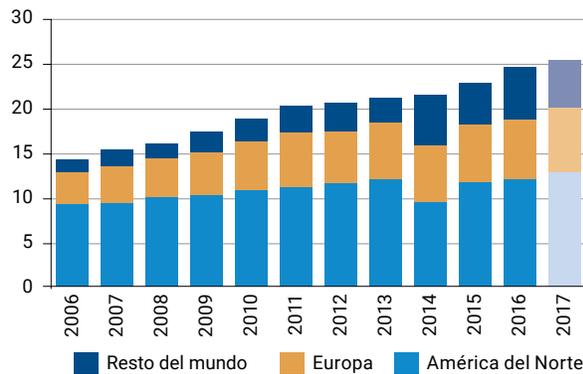
El tráfico de pasajeros se lleva a cabo casi exclusivamente en transbordadores locales o buques de crucero. El patrón del tráfico de transbordadores sigue siendo igual al descrito en la primera Evaluación, pero el nivel de tráfico ha aumentado progresivamente (Institute of Transporte marítimo Economics and Logistics (ISL), 2017).

La actividad de los buques de crucero también ha seguido aumentando progresivamente, a la par que el mercado mundial de los viajes en crucero: el número de pasajeros se está incrementando al 5 % anual en promedio (figura III).

El tamaño de los buques de crucero también es cada vez mayor (figura IV). El mercado mundial sigue estando dominado por los pasajeros de los Estados Unidos, que representan un 50 % del total, y la distribución de los viajes sigue siendo en gran medida igual que la descrita en la primera Evaluación: los principales destinos son el Caribe y el Mediterráneo, que en conjunto recibieron algo más de la mitad de todo el tráfico en 2017 (Asociación Internacional de Líneas de Cruceros, 2018).

En la primera Evaluación se indicaba que, aunque era algo relativamente reciente, el turismo a la Antártica estaba creciendo con rapidez, sobre todo en cuanto a los buques de crucero: de 27.324 pasajeros de cruceros en la temporada 2003-2004 se había pasado a 37.044 en la temporada 2013-2014, lo que supone un aumento del 35 %. Este crecimiento ha proseguido. En la temporada 2017-2018 el número de pasajeros fue de 51.700 (lo que supone un nuevo aumento del 40 %), y, según las previsiones, en la temporada 2018-2019 fue de 55.750. Más del 80 % de los turistas desembarcan en la Antártida (Asociación Internacional de Agencias de Viajes que Operan en la Antártida (IAATO), 2018). El desembarque de pasajeros y el tráfico marino se concentran en unos pocos lugares, en particular a lo largo de la costa suroeste de la península Antártica. El crecimiento del turismo a la Antártida guarda una estrecha correlación con las economías de los países que más visitantes envían a la región: el 60 % de los turistas proceden de los Estados Unidos (33 %), China (16 %) y Australia (11 %). El porcentaje de turistas procedentes de China aumentó bastante entre 2013 y 2014 y entre 2017 y 2018. Es probable que los mercados de viajes a la Antártida disten mucho de estar saturados y que, en consecuencia, la demanda siga aumentando (Bender et al., 2016). Exceptuando algunas categorías, como la de los yates privados, este tráfico de transporte marítimo está cubierto por el nuevo Código Polar, de carácter obligatorio (Organización Marítima Internacional (OMI), 2015).

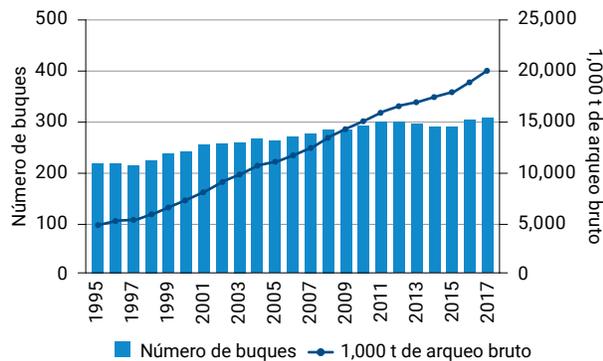
Figura III
Número de pasajeros de los buques de crucero, 2006–2017 (millions)



Fuente: Institute of Transporte marítimo Economics and Logistics, 2017

Nota: Las cifras correspondientes a 2017 son estimaciones.

Figura IV
Número de buques de crucero y arqueo bruto



Fuente: Institute of Transporte marítimo Economics and Logistics, 2017.

El turismo en el Ártico también está creciendo rápidamente: entre 2006 y 2016 el turismo estival se multiplicó por cuatro y el turismo invernal aumentó un 600 %, aunque hay grandes zonas que por ahora no se han visto afectadas. Es probable que este crecimiento repercuta en los ecosistemas y las comunidades del Ártico, especialmente a medida que se pueda acceder a partes nuevas del Ártico al disminuir el hielo marino, que se construyan aeropuertos nuevos y que prosiga la promoción de la zona (Runge et al., 2020).

En 2020, el tráfico de pasajeros en transbordadores cayó a comienzos de año a raíz de la pandemia de COVID-19, pero en agosto ya estaba empezando a recuperarse (p. ej., Agencia Europea de Seguridad Marítima, 2020). La actividad de los buques de crucero ha caído por la misma razón: en agosto de 2019 había 1,8 millones de personas a bordo de buques de crucero, mientras que en agosto de 2020 solamente había un pequeño número de tripulantes (Agencia Europea de Seguridad Marítima, 2020).

4.4. Gente de mar

Según las estimaciones, en 2015 trabajaban en buques mercantes internacionales 1.647.500 hombres y mujeres de mar, de los que 774.000 eran oficiales y 873.500 eran marineros. En 2020 se llevará a cabo un nuevo estudio. China, Filipinas, Indonesia, la Federación de Rusia y Ucrania eran los principales países de procedencia. En el caso de los oficiales, el principal país de procedencia era China, y le seguían Filipinas, la India, Indonesia y la Federación de Rusia. En el caso de los marineros, el principal país de procedencia era Filipinas, y le seguían China, Indonesia, la Federación de Rusia y Ucrania. En 2015 se consideraba que había un déficit de unos 16.500 oficiales y un superávit de unos 119.000 marineros. Según las previsiones, si bien la oferta de oficiales aumentará progresivamente en todo el mundo, lo hará a un ritmo más lento que la demanda (Consejo Marítimo Internacional y del Báltico e International Chamber of Transporte marítimo, 2016). Los instrumentos internacionales más importantes que dan protección a la gente de mar se describieron en la primera Evaluación.

De acuerdo con las mejores estimaciones, son mujeres en torno al 2 % de la gente de mar, y trabajan sobre todo en el sector de los cruceros (Federación Internacional de los Trabajadores del Transporte (ITF), 2019).

Las restricciones fronterizas y de viaje impuestas en 2020 para frenar la propagación de la COVID-19 han creado una grave crisis para la gente de mar. En julio de 2020 había unos 600.000 hombres y mujeres de mar afectados:

aproximadamente la mitad seguían trabajando en buques por problemas relacionados con cambios en las tripulaciones, y el mismo número de hombres y mujeres de mar desempleados esperaban en tierra a embarcar en sus buques (ITF, 2020).

4.5. Piratería y robo a mano armada contra buques

El número total de intentos y de casos efectivos de piratería y robo a mano armada contra buques descendió ligeramente entre 2015 y 2019 (cuadro 2). Las zonas más afectadas siguen siendo Asia Sudoriental y África Occidental.

Cuadro 2

Intentos y casos efectivos de piratería y robo a mano armada contra buques, 2015–2019

Región	2015	2016	2017	2018	2019
Asia Oriental	31	16	4	7	5
Asia Sudoriental	147	68	76	60	53
Asia Meridional	24	17	15	18	4
África Oriental, mar Rojo y golfo de Adén	3	6	13	5	4
África Occidental y Mediterráneo	32	57	45	82	67
América del Sur	8	22	24	25	24
Resto del mundo	1				
Total	246	191	180	201	162

Oficina Marítima Internacional de la Cámara de Comercio Internacional, 2020.

4.6. Impacto ambiental

Las descargas y emisiones de buques y las aguas residuales se tratan, junto con otros tipos de contaminación líquida y atmosférica, en el capítulo 11, mientras que la basura procedente de los buques se trata en el capítulo 12 y el ruido oceánico generado por los buques se trata en el capítulo 20.

El impacto ambiental del aumento del transporte marítimo en el océano Ártico se trata en el capítulo 7K. Se están tomando medidas para hacer frente de manera sostenible a ese tráfico, ejemplo de lo cual es la aprobación por parte de la Organización Marítima Internacional del Código Internacional para los Buques que Operen en Aguas Polares (Código Polar),¹ de carácter obligatorio en virtud tanto del

Convenio Internacional para la Seguridad de la Vida Humana en el Mar² como del Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques³ (OMI, 2015). El Consejo Ártico también ha establecido disposiciones de prevención, preparación y respuesta en relación con los incidentes de transporte marítimo, y en 2011 aprobó el Acuerdo sobre Cooperación en Búsqueda y Rescate Aéreo y Marítimo en el Ártico, de carácter vinculante (Consejo Ártico, 2011).

¹ Organización Marítima Internacional, documento MEPC 68/21/Add.1, anexo 10.

² Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1184, No. 18961.

³ Organización Marítima Internacional, documento MEPC 62/24/Add.1, anexo 19, resolución MEPC.203(62).

5. Explotación minera de los fondos marinos

En el sector de la explotación minera de los fondos marinos existen dos ámbitos diferenciados, a saber: la explotación minera de depósitos relativamente superficiales por parte de diversos países en sus propias aguas, práctica ya consolidada, y el posible desarrollo de la explotación minera en aguas profundas, para lo cual todavía no se han puesto en marcha operaciones comerciales. En cuanto al primer ámbito, las iniciativas en marcha incluyen la extracción de áridos (arenas y gravas) en muchos países de Europa Occidental, la explotación de placeres de diamantes en Namibia, la explotación de placeres de estaño en varios países de Asia Sudoriental y, recientemente,

la extracción de arena ferrífera en Nueva Zelanda. Además, se están diseñando proyectos de extracción de fosforita en México, Namibia y Nueva Zelanda. Se suministra información tanto sobre las actividades consolidadas como sobre las potenciales en el capítulo 18, relativo a la explotación minera de los fondos marinos.

Las actividades de explotación minera consolidadas son dispares, ya que se llevan a cabo en países y situaciones muy diferentes. No existe ningún análisis económico de esas actividades, ni estudios sobre el empleo, sobre los casos de muerte y lesión de los trabajadores o sobre la remuneración en este ámbito.

6. Exploración y extracción de hidrocarburos mar adentro

En 2016 aproximadamente el 27 % de la producción mundial de petróleo y el 30 % de la de gas natural tuvieron lugar mar adentro. Se produce petróleo mar adentro en más de 50 países, como la Arabia Saudita, el Brasil, los Estados Unidos, México y Noruega (Agencia Internacional de Energía (AIE), 2018), mientras que los principales productores de gas natural mar adentro en 2017 fueron Australia, Irán (República Islámica del), Noruega y Qatar. En 2018 la inversión en capital fijo a nivel mundial en el sector de la producción de hidrocarburos mar adentro fue de 155.000 millones de dólares, y según las previsiones en 2021 alcanzará los 200.000 millones. Se suministra más informa-

ción en el capítulo 19, sobre la exploración y la extracción de hidrocarburos.

En el capítulo 21 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017c) se trataron los aspectos sociales del sector de la producción de hidrocarburos mar adentro. En general, la descripción sigue siendo correcta. Las cifras de empleo fluctúan bastante, inevitablemente, en función del precio internacional del crudo y la inversión en capital fijo prevista de las empresas productoras de petróleo y gas. A la hora de contratar trabajadores, se recurre en gran medida a una reserva mundial de personal cualificado.

7. Turismo y actividades recreativas

7.1. Situación presentada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 27 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017d) se trataron todos los aspectos del turismo y las actividades recreativas que repercuten en el océano, como la escala, ya que habían aumentado rápidamente a lo largo de varios decenios, los aspectos so-

cioeconómicos, que pusieron de manifiesto lo importantes que son estas actividades desde el punto de vista económico para muchos países (especialmente los pequeños Estados insulares en desarrollo), la demanda de entornos construidos y las numerosas presiones que los turistas y sus actividades ejercen sobre el medio marino. Constituyen una excepción los cruceros, que se trataron en el capítulo 17, relativo al transporte marítimo.

En la presente Evaluación, la infraestructura y el desarrollo relacionados con el turismo se tratan en el capítulo 14, y los problemas concernientes a la contaminación atmosférica, líquida y por desechos sólidos que se deriva de las actividades turísticas se trata en los capítulos 10 y 12. Por tanto, en esta sección se tratan los aspectos socioeconómicos del turismo.

La situación ha cambiado bastante últimamente debido a la pandemia de COVID-19. Según la Organización Mundial del Turismo, es probable que en 2020 el número de llegadas de turistas internacionales caiga con respecto a 2019 entre un 58 % y un 78 %, dependiendo de cómo evolucionen las restricciones a los viajes impuestas para limitar la propagación de la COVID-19 en la segunda mitad del año. En marzo de 2020 las llegadas fueron un 60 % menores que en 2019 (Comité de las Naciones Unidas de Coordinación de las Actividades Estadísticas, 2020). Los países más afectados son los que dependen considerablemente del turismo, como las naciones insulares de los océanos Pacífico, Índico y Atlántico (Comunidad del Pacífico, 2020; Comité de las Naciones Unidas de Coordinación de las Actividades Estadísticas, 2020).

7.2. Escala y distribución del turismo

Exceptuando los cruceros, el turismo que repercute en el océano tiene lugar predominantemente en la zona costera. No existen estadísticas a nivel mundial que permitan apreciar la escala del turismo en la zona costera. La geografía de algunos países con un sector turístico importante, como Grecia, hace que una gran parte del sector se concentre en las zonas costeras. En el resto del mundo, los datos recogidos en diferentes regiones indican que el turismo costero sigue siendo un componente notable del turismo en general. Por ejemplo, además de los datos mencionados en la primera Evaluación::

- a) En los países de la Unión Europea, cuatro de las cinco regiones con mayor actividad turística en 2016 (islas Canarias, Cataluña, costa adriática de Croacia e islas Baleares) eran costeras (la quinta región era Île-de-

Francia, en torno a París) (Comisión Europea, 2018);

- b) En la República de Corea, el porcentaje de turistas que visitaron la zona costera pasó del 49,5 % en 2000 al 69,1 % en 2010, y en 2014 visitaron las playas 69 millones de personas (Chang y Yoon, 2017);
- c) En Sudáfrica, en 2015 el 28 % de los viajes de turismo y el 40 % del gasto total en turismo se dirigieron a destinos de las cuatro provincias costeras, a saber, Cabo Septentrional, Cabo Occidental, Cabo Oriental y Kwazulu-Natal. En general, los destinos costeros recibieron mucho más turismo nacional que internacional, a saber, 9,8 millones de viajes nacionales, frente a 1,6 millones de viajes internacionales; el turismo se concentra en particular en torno a Ciudad del Cabo y el Municipio Metropolitano de eThekweni (que incluye Durban), a los que en 2015 se dirigió el 75 % del gasto total en turismo en las zonas costeras de Sudáfrica (Rogerson y Rogerson, 2018, 2019).

Los viajes internacionales y el turismo conexo revisten gran importancia en muchas partes del mundo, en particular para el tipo de turismo de “sol y playa”. El crecimiento, relativamente rápido, de los viajes internacionales observado en la primera Evaluación prosiguió entre 2011 y 2017 (cuadro 3). A escala mundial, la tasa de crecimiento del número de turistas internacionales entre 2011 y 2017 siguió siendo superior a la tasa a largo plazo y se situó en promedio en el 5,7 %, algo por encima de la tasa indicada en la primera Evaluación. Los ingresos estimados derivados del turismo internacional han seguido aumentando en todo el mundo, a una tasa media del 4,0 %, pero no a la par que el número de turistas, lo que implica que, en promedio, los turistas están gastando menos. No obstante, el crecimiento del número de turistas a escala mundial es suficiente para compensar el descenso del gasto, y el porcentaje de los ingresos de la exportación que corresponde al turismo a nivel mundial ha seguido aumentando (Banco Mundial, 2019).

Cuadro 3
Turismo internacional entrante por región mundial

Area	Turistas internacionales entrantes (en millones)		Aumento anual medio, 2011–2017 (porcentaje)	Gasto del turismo internacional entrante (en miles de millones de dólares de los EE. UU.)		Aumento anual medio, 2011–2017 (porcentaje)	Promedio regional del gasto del turismo internacional entrante (como porcentaje de las exportaciones totales)	
	2011	2017		2011	2017		2011	2017
	Mundo	997.7		1 341.5	5.7		1 231.0	1 525.7
Asia Oriental y el Pacífico	206.8	300.6	7.6	291.2	373.0	4.7	4.5	5.2
Europa y Asia Central	512.8	669.5	5.1	534.6	594.5	1.9	5.7	6.3
América Latina y el Caribe	75.9	112.4	8.0	70.9	101.8	7.3	5.1	7.8
Oriente Medio y Norte de África	75.2	89.2	3.1	74.0	112.5	8.7	5.5	10.8
América del Norte	79.1	98.0	4.0	208.1	272.3	5.1	7.8	9.5
Asia Meridional	10.4	22.8	119.2	23.0	37.9	10.8	4.4	6.5
África Subsahariana	33.1	42.4	4.7	29.0	34.4	3.1	5.8	9.2

Fuente: Datos compilados a partir de Banco Mundial, 2019.

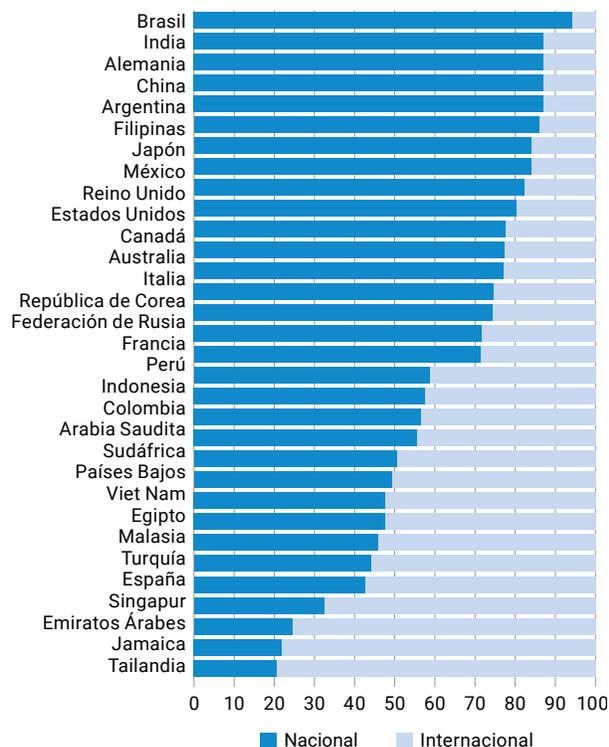
Cuadro 4
Proporción de llegadas de turistas internacionales por región

Región	Llegadas de turistas internacionales en 2017 (porcentaje)
Mundo	100
Asia Oriental y el Pacífico	22.5
Europa y Asia Central	49.9
América Latina y el Caribe	8.4
Oriente Medio y Norte de África	6.7
América del Norte	7.4
Asia Meridional	1.3
África Subsahariana	3.3

Fuente: Compiled from World Bank, 2019.

El turismo nacional domina el mercado del turismo en la mayoría de las principales economías (figura V), y, a nivel mundial, el 73 % del gasto en turismo y viajes procede de fuentes nacionales (Consejo Mundial de Viajes y Turismo, 2018). Aunque incluye bastante turismo y bastantes viajes que no repercuten en el medio marino, el turismo costero es, como se ha señalado anteriormente, un componente importante del turismo total. En líneas generales, el turismo nacional ha aumentado a la par que el turismo total, y en muchos países de Asia y el Pacífico, como China, Filipinas y Malasia, se estima que la tasa de crecimiento ha sido de más del 10 % al año en el período 2011-2017 (Consejo Mundial de Viajes y Turismo, 2018).

Figura V
Importancia relativa del gasto en turismo y viajes nacionales e internacionales en 31 países (porcentaje del gasto en viajes y turismo)



Fuente: Consejo Mundial de Viajes y Turismo, 2018.

7.3. Impacto en el medio marino

En todas las zonas turísticas, el principal impacto en el medio marino se deriva del desarrollo del litoral, incluida la superficie cubierta por edificios, como hoteles, restaurantes y tiendas, e infraestructura de transporte, como puertos, aeropuertos y terminales ferroviarias, y de la necesidad de disponer de defensas costeras artificiales duras, alumbrado público y alcantarillado (véase también el cap. 14). Cuando tal desarrollo no es objeto de planificación y gestión efectivas, el impacto en la flora y la fauna marinas puede ser catastrófico. En la bahía de Vlora (Albania), por ejemplo, el 50 % de las praderas submarinas han desaparecido y las microalgas se han reducido considerablemente a

raíz del desarrollo no planificado que tuvo lugar a lo largo de 15 años (Fraschetti et al., 2011).

En las regiones turísticas, la alimentación o regeneración de las playas, que es la aportación de arena a las playas que la han perdido por corrientes costeras o fenómenos meteorológicos extremos, puede tener beneficios económicos notables (Klein y Osleeb, 2010). En la República de Corea, por ejemplo, al evaluar los beneficios económicos reportados por la restauración de la playa de Songdo (Busan) tras los daños causados por el tifón de 2003 se constató que ascienden a unos 230 millones de dólares (Chang y Yoon, 2017).

La gestión de las playas es un elemento importante de la gestión del impacto del turismo costero en el medio marino. El objetivo de la limpieza de las playas y la construcción de muros de contención suele ser dar a los turistas de “sol y playa” entornos que les parezcan más atractivos, pero tienen efectos considerables en la flora y la fauna locales, como se señala en la primera Evaluación. Los estudios siguen poniendo de manifiesto que las playas muy turísticas albergan ecosistemas menos ricos que los de playas comparables de las inmediaciones ubicadas en zonas protegidas, como ocurre en la costa de Nueva Jersey (Estados Unidos) (Kelly, 2014) y cerca de Cádiz (España) (Reyes-Martínez et al., 2015), y que los muros de contención sostienen un 23 % menos de biodiversidad y un 45 % menos de organismos que el litoral natural (Gittman et al., 2016).

Entre otras intervenciones para atraer a turistas a las playas cabe destacar la creación de arrecifes artificiales para practicar surf. En la primera Evaluación se señaló que estas estructuras tenían un éxito limitado, pero ahora se tiene conocimiento de una nueva iniciativa puesta en marcha en Bunbury (Australia) basada en un arrecife artificial hinchable (West Australian, 2019). La legislación nacional para promover el acceso público a la costa y las playas también puede ser determinante.

7.4. Disfrute de la fauna y la flora silvestres marinas

7.4.1. Buceo

El snorkel y el submarinismo siguen siendo un elemento importante del turismo marino, y se centran en el disfrute de la flora y la fauna submarinas por parte de los turistas. El aumento (considerable, de un 25 %) del nivel de actividad registrado en el período comprendido entre 2000 y 2013 y señalado en la primera Evaluación se ha ralentizado, pero sigue en curso. Según la Asociación Profesional de Instructores de Buceo, entre 2013 y 2019 se produjo un aumento del 6 % en el número de escuelas de buceo (unas 6.600 en 2019), del 1 % en el número de instructores (unos 137.000 en 2019) y del 11 % en el número de buceadores formados cada año (sobre 1 millón en 2019) (Asociación Profesional de Instructores de Buceo (PADI), 2019).

Las zonas de mayor interés para el buceo son las que tienen arrecifes de corales: los corales y la demás biota de los arrecifes son espectaculares y atraen a un gran número de turistas, que desean admirarlos. En algunas zonas, como se indicó en la primera Evaluación, los estudios apuntan a que es posible gestionar el turismo de arrecifes de coral (por ejemplo, limitando el número de buceadores en cada zona, especificando la conducta que deben seguir y en general creando conciencia entre ellos sobre los problemas existentes) de tal manera que no se perjudiquen el estado ni la salud del arrecife. No obstante, en otras zonas los estudios siguen indicando que la interacción de los buceadores con los corales es perjudicial para los arrecifes. En un estudio llevado a cabo recientemente sobre los arrecifes de coral que rodean a la isla de Bonaire, ubicada en el Caribe Neerlandés, se constató que el buceo se practica a unos niveles que probablemente dupliquen el umbral máximo por encima del cual es probable que ocurran daños (véase Hawkins y Roberts, 1997), y que, aunque en gran medida no intencionados, se producen daños, pero estos se podrían controlar con mejores medidas de gestión (Jadot et al., 2016).

Al dejar de utilizar las instalaciones mar adentro, muchas de ellas se emplean para crear arrecifes artificiales. Tan solo en el golfo de México, hasta 2018 se habían utilizado como arrecifes artificiales 532 instalaciones (Oficina de Control de las Normas de Seguridad y Medio Ambiente (BSEE), 2020). En 2016 se estimó que entre 2017 y 2021 dejarían de utilizarse unas 600 instalaciones mar adentro. Ninguna de ellas se había pensado como lugar de exploración para buceadores, pero un porcentaje considerable de ellas se están utilizando para tal fin (Van Elden et al., 2019).

En el submarinismo está surgiendo un nuevo ámbito de interés, a saber, el buceo sobre sustratos fangosos, conocido como buceo en el lodo, cuyo fin es buscar especies escasas o misteriosas que no se suelen encontrar en los arrecifes de coral. En un estudio reciente se investigaron el valor del buceo en el lodo, las características demográficas de quienes participan y trabajan en él y las amenazas que podría suponer para el sector. Entre las conclusiones del estudio cabe destacar que el turismo de buceo en el lodo genera más de 150 millones de dólares al año en Filipinas e Indonesia juntas, y que da empleo a más de 2.200 personas y atrae a más de 100.000 buceadores al año (De Brauwier et al., 2017).

7.4.2. Observación de la fauna silvestre

La observación de aves (ornitoturismo) sigue siendo un elemento importante del turismo costero, pero la práctica de esta actividad en la costa muy raramente puede disociarse de la práctica de la actividad en otros lugares. Se están redoblando los esfuerzos para promover la observación de aves en general como base para el turismo. El Centro de los Países Bajos para la Promoción de las Importaciones Provenientes de los Países en Desarrollo (el turismo internacional se contabiliza como exportación del país en el que tiene lugar) ha determinado que la India, Kenya, Namibia y la República Unida de Tanzania son destinos asentados para el ornitoturismo y que el Brasil, Costa Rica, el Ecuador, Marruecos, Sudáfrica y Sri Lanka están adquiriendo cada vez más importancia (Agencia Empresarial de los Países Bajos, 2019). Los

datos estadísticos son escasos, pero parece que en algunas zonas el mercado podría estar saturándose: en los Estados Unidos, según la Encuesta Nacional sobre Recreación y Medio Ambiente, en 2012 hicieron viajes (tanto internacionales como nacionales) de ornitismo 19,9 millones personas, pero en 2016 la cifra fue de 17,6 millones (Encuesta Nacional de Pesca, Caza y Recreación Asociada con la Vida Silvestre de los Estados Unidos, 2016).

La observación de ballenas, que según la primera Evaluación generaba a escala mundial unos ingresos de 2.100 millones de dólares, sigue siendo una actividad turística importante: en 2017 observaron ballenas unos 13 millones de personas en todo el planeta; en Islandia parece que la actividad creció un 20 % al año desde 2015 (Hoyt, 2009, 2017), mientras que en el Perú pasó de 0 dólares a 3 millones de dólares entre 2008 y 2018 (Guidino, 2020). Es posible que la observación de ballenas promueva la conservación porque logra cambiar la actitud frente a los animales silvestres y los hábitats naturales (Argüelles et al., 2016), especialmente si los operadores turísticos educan a los turistas sobre los beneficios sostenibles a largo plazo conexos (Wearing et al., 2014). Las especies que viven en el medio costero, al ser de fácil acceso, son las más utilizadas como atracción turística. Si se lleva a cabo de manera adecuada, la observación de ballenas es relativamente benigna (Argüelles et al., 2016); de lo contrario, puede perturbar a las ballenas y generar cambios en su comportamiento natural, lo que, a su vez, puede incidir en su distribución, reproducción y supervivencia (Williams et al., 2006; Lusseau et al., 2006). La Comisión Ballenera Internacional y diversos Gobiernos y organizaciones no gubernamentales han tratado de reducir el impacto de la actividad a escala mundial mediante directrices

y códigos de conducta cuyo fin es reducir los efectos negativos de la actividad y brindar una oportunidad educativa a los visitantes (Garrod y Fennel, 2004; Cole, 2007; Argüelles et al., 2016; Comisión Ballenera Internacional, 2019).

Por lo que respecta a la observación de tiburones, en la primera Evaluación se indicó que los ingresos mundiales de esta actividad ascendían a 300 millones de dólares al año. Un estudio sobre la observación de tiburones en Australia confirma que las cifras son de ese orden, ya que concluyó que el gasto anual en esta actividad era de 28,5 millones de dólares apenas en Australia (Huveneers et al., 2017).

7.4.3. Navegación de recreo

En el capítulo 27 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017d) se indicaba que en los 50 años previos la navegación de recreo había crecido de manera sostenida en los países sobre los que se disponía de estadísticas, pero se señaló también que en los Estados Unidos se había producido un ligero descenso entre 2012 y 2013, última fecha sobre la que se dispone de información. En este país, el crecimiento se ha detenido prácticamente: en 2018 el número de embarcaciones de recreo registradas, algunas de ellas en aguas interiores, seguía siendo algo inferior a los 12 millones, al igual que en 2013 (Asociación Nacional de Fabricantes Marinos, 2018). En la Unión Europea el número de embarcaciones de recreo también se ha mantenido estable, en unos 6 millones, mientras que la edad de las personas que practican la navegación ha aumentado bastante, lo que indica que los jóvenes no se inician en esta actividad. A diferencia de lo anterior, fuera de esas zonas parece que hay un mercado activo de embarcaciones nuevas (Ecorys, 2015).

8. Recursos genéticos marinos

La mayor parte de la actividad comercial relacionada con los recursos genéticos marinos sigue concentrándose en un número relativamente pequeño de países. Puede dar idea de la escala de la actividad en el sector el hecho de

que en estos momentos hay 28 candidatos en fase de ensayo clínico, otros 10 medicamentos obtenidos a partir de productos naturales marinos ya han recibido aprobación regulatoria y 76 ingredientes cosmeticéticos de

uso público obtenidos a partir de productos naturales marinos ya están en el mercado. La investigación de los recursos genéticos marinos no es independiente de la investigación del ámbito farmacéutico e industrial general, y

los aspectos económicos y sociales del componente marino son de escala limitada y por el momento no se pueden disociar. Se suministra más información en el capítulo 23, sobre los recursos genéticos marinos.

9. Energía renovable marina

La cantidad de energía renovable marina (energía eólica marina, energía undimotriz y energía mareomotriz) que entra a la red eléctrica de diversos países es cada vez mayor, aunque no ocurre así ni en África ni, en gran medida, en América. De las fuentes de energía mencionadas, la tecnología eólica marina es la más madura y técnicamente avanzada, ya que genera unos 28,3 MW en 18 países (Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA), 2020c). Puede consultarse más información al

respecto en el capítulo 21, sobre las fuentes de energía renovable.

El sector de la energía eólica, tanto en tierra como en mar, contaba con unos 1,2 millones de puestos de empleo en 2018, de los que quizás el 20 % (240.000) guardaban relación con las actividades marinas. Las mujeres constituyen en torno al 21 % de las personas que trabajan en el sector de la energía eólica en conjunto (IRENA, 2020a, 2020b).

10. Desalinización

10.1. Situación presentada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 28 de la primera Evaluación se indicó que a nivel mundial la capacidad instalada de desalinización de agua de mar para producir agua dulce había pasado de una cantidad insignificante en 1965 a 86,5 millones de m³ al día en 2015 (Naciones Unidas, 2017e). En la desalinización se utilizaban sobre todo dos técnicas: el 71 % de la capacidad se basaba en procesos con membranas y el 29 % restante en procesos termales. En torno al 27 % de la capacidad mundial se encontraba en Estados de la zona del golfo Pérsico, principalmente en los seis Estados miembros del Consejo de Cooperación del Golfo (Arabia Saudita, Bahrein, Emiratos Árabes Unidos, Kuwait, Omán y Qatar), que juntos poseían el 96 % de la capacidad total de la zona. También había una capacidad considerable en relación con el mar en Argelia, Australia, China, España, los Estados Unidos, Israel y el Japón y en islas como Malta y Singapur, así como en muchas islas del Caribe.

Según la primera Evaluación, entre los impactos ambientales de las plantas desalinizadoras se cuentan la emisión de gases de efecto invernadero, la captación de agua de alimentación y la descarga de salmuera. El impacto de la captura en la biota marina de tamaño mayor al microscópico y los efectos de las descargas (que pueden tener altas concentraciones de cloro, cobre y antiincrustantes) pueden minimizarse diseñando adecuadamente las desalinizadoras.

En la primera Evaluación también se observó que el crecimiento demográfico en los Estados con escasez de agua dulce y los efectos del cambio climático harían con total probabilidad que cada vez se considerara más la desalinización como medida de adaptación para las comunidades que experimentan un estrés hídrico mayor y conexo.

10.2. Capacidad y procesos actuales de desalinización

La capacidad mundial de desalinización ha seguido aumentando. De una capacidad instalada

de 86,5 millones de m³ al día en 2015 se pasó a 97,4 millones de m³ al día en 2018, y el 48 % de esa capacidad corresponde a Oriente Medio y Norte de África (International Desalination Association (IDA), 2019; Jones et al., 2019).

Los procesos con membranas siguen siendo predominantes (se utilizan en más del 65 % de la producción), aunque la destilación en varias etapas sigue siendo importante en los Estados miembros del Consejo de Cooperación del Golfo, donde está vinculada a la generación de energía a partir de petróleo o gas y es la base de un 60 % de la capacidad (IDA, 2019; Mogielnicki, 2020).

Parece probable que la demanda del sector minero de agua de mar desalada aumente. En Chile, por ejemplo, es probable que la producción de agua desalada aumente bastante en relación con la extracción de cobre: se prevé que en 2027 este sector necesitará alrededor de 1 millón de m³ de agua desalada al día, lo que supondrá un aumento de casi el 200 % con respecto a 2016 (Comisión Chilena del Cobre (CCC), 2016)

No se dispone de estadísticas mundiales sobre el empleo en las operaciones de desalinización. No obstante, se ha estimado que entre 2010 y 2030 se necesitarían 50.000 técnicos más, con diferentes niveles de aptitud, en el sector de la desalinización en Oriente Medio y Norte de África. Si la equivalencia entre el aumento de la producción previsto en esta región y el personal necesario es similar en el resto del planeta, la fuerza de trabajo mundial actual en

el sector de la desalinización estaría integrada por unas 400.000 personas (Ghaffour, 2009).

10.3. Posibles presiones sobre el océano

Como ya se ha señalado, en general se considera que con un buen diseño se pueden minimizar los efectos adversos de las descargas de desechos procedentes de las desalinizadoras. Sin embargo, según un estudio realizado recientemente sobre el impacto de la desalinización en el océano, se han subestimado tanto la cantidad de salmuera que entra al océano tras la desalinización como sus posibles efectos en el medio marino (Jones et al., 2019). Según el estudio, al día se descargan 142 millones de m³ de salmuera, el 48 % de ellos en la zona del golfo Pérsico. Además, en él se indica que la salinidad elevada del agua puede tener efectos adversos en la flora y la fauna del fondo marino. Por otra parte, en Australia se han obtenido resultados desiguales: tras observar durante siete años el lugar de descarga de una planta desalinizadora de Sídney, se constataron efectos adversos en algunos invertebrados marinos a menos de 100 m de distancia, mientras que los percebes aumentaron en número (Clark et al., 2018) y, al mismo tiempo, se triplicó el número de peces en la zona (Kelaheer et al., 2020). En Israel, después de observar las descargas de salmuera de dos plantas desalinizadoras durante seis años, no se constataron apenas efectos en la calidad del agua de mar (Kress et al., 2020).

11. Producción de sal

11.1. Situación presentada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera Evaluación la producción de sal se trató solo brevemente, en relación con su importancia en los aspectos culturales de la alimentación. En ella se señaló que, aunque la producción de sal mediante la evaporación de agua de mar seguía siendo importante, la

mayor parte de la sal se producía a partir de depósitos subterráneos de sal gema y salmuera. También se indicó que la producción de sal marina seguía siendo importante para algunos países, como el Brasil, España y la India (Naciones Unidas, 2017f).

11.2. Situación actual

La evaporación de agua marina sigue siendo importante en todo el mundo como método

de producción de sal. No obstante, siguen sin existir estadísticas integrales a nivel mundial. El Servicio Geológico Británico, en su reseña de la producción minera en el mundo, señala que de los 265 millones de toneladas de sal que se producen en el mundo, unos 35 millones se obtienen a partir de agua marina (cuadro 5), pero en el caso de muchos países no indica cuál es el origen de la sal, y añade además que también se produce sal en diversos países so-

bre los que no se dispone de datos (Brown et al., 2019). En la mayoría de las regiones sobre las que se dispone de datos, la producción de sal a partir de agua del mar se ha mantenido relativamente estable, con la excepción de la India, donde se ha registrado un aumento del 34 % (cuadro 5). Se desconoce el tamaño de la fuerza de trabajo del sector de la producción de sal marina.

Cuadro 5
Salt production from seawater (thousands of tons)

País o territorio	Producción de sal marina, 2013	Producción de sal marina, 2017
Albania	49*	47*
Argelia	10*	10*
Bangladesh	91	115
Bonaire (Países Bajos)	1 221	1 111
Brasil	172	160*
Colombia	5 926	6 000*
El Salvador	113	165
España	1 439	1 496
Filipinas	992	993a
Guatemala	297	209
India	4	1
Mauricio	150	140*
Montenegro	400*	400*
Mozambique	100*	100*
Nicaragua	60*	60*
Pakistán	30*	30*
Portugal	992	993*
Total	28 571*	34 537*

Adaptación de Brown et al., 2019.

^a Estimación.

12. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

En relación con las comunidades costeras es necesario disponer de mejor información sobre su estado, las amenazas que afrontan y su situación socioeconómica, especialmente en el caso de las comunidades de pueblos

indígenas, dado el importante papel que desempeñan en las industrias marítimas, en diversos aspectos sociales y culturales y en la conservación del océano.

En cuanto a las industrias marítimas, las carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad relativas a la captura y recolección de alimentos marinos se señalan en los capítulos 15, 16 y 17, las relativas a la explotación minera de los fondos marinos en el capítulo 18, las relativas a la exploración y explotación de hidrocarburos mar adentro en el capítulo 19, las relativas a la energía renovable marina en el capítulo 21 y las relativas a los recursos genéticos marinos en el capítulo 23.

En lo concerniente al transporte marítimo, las principales carencias de conocimientos tienen que ver con los aspectos sociales. Se necesita mejor información, por ejemplo, sobre la incidencia de las lesiones y la muerte de la gente de mar y otros aspectos de su bienestar. En algunas regiones existen carencias de creación de capacidad en lo relativo a la capacitación y el desarrollo profesional de la gente de mar: el número de hombres y mujeres de mar proce-

dentos de África y América del Sur es inferior al que correspondería a estas dos regiones según la proporción de la población mundial que poseen. Dada la escasez de oficiales prevista, claramente hay margen para ampliar la capacitación en estos ámbitos.

En cuanto al turismo, hay poca información sobre la escala del turismo costero y marino y su crecimiento en comparación con el turismo en general. Además, tampoco existe información sobre los aspectos sociales y económicos del turismo costero y marino a escala mundial. En particular, se desconoce la medida en que el sector del turismo costero y marítimo beneficia al país anfitrión, así como el estado del empleo en ese sector.

En lo tocante a la desalinización, sería conveniente examinar en mayor profundidad la relación entre el diseño de las descargas y el impacto en el medio marino.

13. Perspectivas

Los capítulos sobre sectores concretos (caps. 15, 16, 17, 18, 19, 21 y 23) describen las perspectivas del sector en cuestión.

Las perspectivas del transporte marítimo guardan una estrecha relación con el desarrollo de la economía mundial. El sector del transporte marítimo ha superado en gran medida los problemas derivados de la crisis económica de 2008-2011, pero siguen existiendo dificultades para limitar la contaminación atmosférica y parece probable que la concentración del transporte de mercancías siga aumentando. El futuro del sector de los cruceros también está

estrechamente relacionado con la evolución de los ingresos disponibles en las principales economías.

El nivel de actividad del sector turístico, incluido el turismo costero y marítimo, depende del nivel de ingresos disponibles. Por lo tanto, las perspectivas del turismo costero y marino dependen de que se mantenga el nivel de gasto de los turistas de regiones y países de los que proceden los turistas principalmente en la actualidad y de que aumente el interés de otros países en el turismo costero y marino a medida que aumenten sus ingresos disponibles.

Bibliografía

Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido (2015). Cost Estimation for Coastal Protection – Summary of Evidence. Bristol (Reino Unido): Agencia de Medio Ambiente.

Agencia Empresarial de los Países Bajos, Centro de Promoción de las Importaciones de Países en Desarrollo (2019). Bird-Watching Turismo from Europa. www.cbi.eu/node/752/pdf

- Agencia Europea de Seguridad Marítima (2020). COVID-19 Impact on Transporte marítimo. Consultado el 8 de agosto de 2020. www.emsa.europa.eu/newsroom/covid19-impact/item/4037-august-2020-covid-19-impact-on-shipping-report.html
- Agencia Internacional de Energía (2018). Offshore Energy Outlook. Serie World Energy Outlook. www.iea.org/reports/offshore-energy-outlook-2018.
- Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA) (2020a). Renewable Capacity Statistics. Abu Dabi (Emiratos Árabes Unidos): IRENA.
- _____ (2020b). Renewable Energy and Jobs: Annual Review 2019. Abu Dabi (Emiratos Árabes Unidos): IRENA.
- _____ (2020c). Wind Energy: A Gender Perspective. Abu Dabi (Emiratos Árabes Unidos): IRENA.
- Amundsen, Helene (2015). Place attachment as a driver of adaptation in coastal communities in Northern Noruega. *Local Environment*, vol. 20, No. 3, págs. 257 a 276.
- Argüelles, María Belén, et al. (2016). Impact of whale-watching on the short-term behavior of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Turismo Management Perspectives*, vol. 18, págs. 118 a 124. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2016.02.002>.
- Armitage, Derek, y Chui-Ling Tam (2007). A political ecology of sustainable livelihoods in coastal Sulawesi, Indonesia. *Canadian Journal of Development Studies/Revue Canadienne d'Études du Développement*, vol. 28, No. 1, págs. 39 a 57.
- Asociación Internacional de Agencias de Viajes que Operan en la Antártida (2018). IAATO Overview of Antarctic Turismo: 2017–18 Season and Preliminary Estimates for 2018–19 Season. Reunión Consultiva del Tratado Antártico XLI, documento informativo 071. www.ats.aq/devAS/Meetings/DocDatabase?lang=s.
- Asociación Internacional de Líneas de Cruceros (2018). 2018 Global Passenger Report. Consultado el 20 de enero de 2020. <https://cruising.org/-/media/research-updates/research/clia-global-passenger-report-2018.pdf>.
- Asociación Nacional de Fabricantes Marinos (2018). Recreational Boating Statistical Abstract. Chicago: Asociación Nacional de Fabricantes Marinos.
- Asociación Profesional de Instructores de Buceo (PADI) (2019). Worldwide Corporate Statistics. www.padi.com/sites/default/files/documents/2019-02/2019%20PADI%20Worldwide%20Statistics.pdf.
- Banco Mundial (2019). Indicadores de desarrollo mundial, cuadro 6.14. Consultado el 30 de septiembre de 2019. <http://wdi.worldbank.org/table/6.14>.
- Banco Mundial et al. (2012). Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Pesca. Banco Mundial; WorldFish.
- Bender, Nicole A., et al. (2016). Patterns of tourism in the Antarctic Peninsula region: a 20-year analysis. *Antarctic Science*, vol. 28, No. 3, págs. 194 a 203.
- Bennett, Nathan James, et al. (2016). Communities and change in the anthropocene: understanding social-ecological vulnerability and planning adaptations to multiple interacting exposures. *Regional Environmental Change*, vol. 16, No. 4, págs. 907 a 926.
- Brown, T., et al. (2019). World Mineral Production 2013–2017. Nottingham (Reino Unido): Servicio Geológico Británico.
- Bureau of Safety and Environmental Enforcement of the Estados Unidos de América (BSEE) (2020). Rigs to Reefs. Consultado el 6 de abril de 2020. www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs.
- Centro de Red Internacional de Información sobre Ciencias de la Tierra y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2005). *Mapping Global Urban and Rural Population*

- Distributions: Estimates of Future Global Population Distribution to 2015, Environment and Natural Resources Series*, No. 24. Roma: FAO, anexo.
- Chang, Jeong-In, y Sungsoo Yoon (2017). Assessing the Economic Value of Beach Restoration: Case of Song-do Beach, Korea. *Journal of Coastal Research*, vol. 79, No. sp1, págs. 6 a 10. <https://doi.org/10.2112/SI79-002.1>.
- Charles, A. (2017). Chapter 21 – The big role of coastal communities and small-scale fishers in ocean conservation. En *Conservation for the Anthropocene Ocean*, eds. Phillip S. Levin y Melissa R. Poe, págs. 447 a 461. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805375-1.00021-0>.
- _____ (2020). *Looking to the Future in Nova Scotia's Coastal Communities*. Halifax (Canadá): Saint Mary's University.
- Charles, A., et al. (2019). *Addressing the Climate Change and Poverty Nexus: A Coordinated Approach in the Context of the 2030 Agenda and the Paris Agreement*. Roma.
- Charles, A., et al. (2020). *Looking to the Future in Nova Scotia's Coastal Communities*. Halifax (Canadá): Saint Mary's University.
- Clark, Graeme F., et al. (2018). First large-scale ecological impact study of desalination outfall reveals trade-offs in effects of hypersalinity and hydrodynamics. *Water Research*, vol. 145, págs. 757 a 768.
- Cole, Stroma (2007). Implementing and evaluating a code of conduct for visitors. *Turismo Management*, vol. 28, No. 2, págs. 443 a 451. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2006.03.010>.
- Comisión Ballenera Internacional (2019). *Manual para la observación de ballenas*. Consultado el 23 de octubre de 2019. <https://wwhandbook.iwc.int/es/>.
- Comisión Chilena del Cobre (CCC) (2016). *Proyección de consumo de agua en la minería del cobre 2016–2027*. Santiago (Chile).
- Comisión Europea (2018). Eurostat News, Coastal Regions: Popular Tourist Destinations. Consultado el 29 de septiembre de 2019. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/EDN-20180927-1>.
- Comité de las Naciones Unidas de Coordinación de las Actividades Estadísticas (2020). *How COVID-19 is changing the world: a statistical perspective*. Consultado el 8 de agosto de 2020. <https://unstats.un.org/unsd/ccsa/documents/covid19-report-ccsa.pdf>.
- Comunidad del Pacífico (2020). *The economic and social impact of the COVID-19 pandemic on the Pacific Island economies*. Consultado el 10 de agosto de 2020. <https://sdd.spc.int/news/2020/04/29/economic-and-social-impact-covid-19-pandemic-pacific-island-economies>.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) (2019). *Informe sobre el transporte marítimo 2019*. Nueva York: Naciones Unidas.
- Consejo Ártico (2011). *Agreement on Cooperation on Aeronautical and Maritime Search and Rescue in the Arctic*. Consultado el 20 de enero de 2020. <https://oaarchive.arctic-council.org/handle/11374/531>.
- Consejo Marítimo Internacional y del Báltico e International Chamber of Transporte marítimo (2016). *Manpower Report: The Global Supply and Demand for Seafarers in 2015*. Bagsværd (Dinamarca): Consejo Marítimo Internacional y del Báltico.
- Consejo Mundial de Viajes y Turismo (2018). *Domestic Turismo Importance and Economic Impact*. Londres: Consejo Mundial de Viajes y Turismo.
- De Brauwier, Maarten, et al. (2017). The economic contribution of the muck dive industry to tourism in Southeast Asia. *Marine Policy*, vol. 83, págs. 92 a 99.
- Ecorys (2015). *Study on the Competitiveness of the Recreational Boating Sector*. Rotterdam: European Consortium for Sustainable Industrial Policy.

- Encuesta Nacional de Pesca, Caza y Recreación Asociada con la Vida Silvestre de los Estados Unidos (2016). Washington D. C.: Departamento del Interior de los Estados Unidos, Departamento de Comercio de los Estados Unidos, Oficina del Censo de los Estados Unidos.
- Federación Internacional de los Trabajadores del Transporte (ITF) (2019). Mujeres de mar. Consultado el 27 de noviembre de 2019. www.itfseafarers.org/es/issues/mujeres-de-mar.
- _____ (2020). 300 000 marinos atrapados en el mar. Consultado el 8 de agosto de 2020. www.itfglobal.org/es/news/300-000-marinos-atrapados-en-el-mar-la-creciente-crisis-del-cambio-de-tripulaciones-exige-que.
- Fraschetti, Simonetta, et al. (2011). Effects of Unplanned Development on Marine Biodiversity: A Lesson from Albania (Central Mediterranean Sea). *Journal of Coastal Research*, vol. 2011, No. 10058, págs. 106 a 115. https://doi.org/10.2112/SI_58_10.
- Garrod, Brian, y David A. Fennell (2004). An analysis of whalewatching codes of conduct. *Annals of Turismo Research*, vol. 31, No. 2, págs. 334 a 352. <https://doi.org/10.1016/j.annals.2003.12.003>.
- Ghaffour, Noredine (2009). The challenge of capacity-building strategies and perspectives for desalination for sustainable water use in MENA. *Desalination and Water Treatment*, vol. 5, núms. 1 a 3, págs. 48 a 53.
- Gittman, Rachel K., et al. (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience*, vol. 66, No. 9, págs. 763 a 773. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw091>.
- Graham, Sonia, et al. (2018). Local values and fairness in climate change adaptation: Insights from marginal rural Australian communities. *World Development*, vol. 108, No. C, págs. 332 a 343. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.1>.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). Summary for policy-makers. En *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, eds. Hans-Otto Pörtner et al., Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Guidino, Chiara, et al. (2020). Whale-watching in Northern Peru: An economic boom? *Turismo in Marine Environments*, enero de 2020. <https://doi.org/10.3727/154427320X15819596320544>.
- Hawkins, Julie P., y C. M. Roberts (1997). Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. In *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 2: págs. 1923 a 1926. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (Panamá).
- Hoyt, Erich (2009). Whale watching. En *Encyclopedia of Marine Mammals*, eds. William F. Perrin et al., 2ª ed., págs. 1223 a 1227. Academic Press.
- _____ (2017). The Global Status and True Value of Whale Watching: A Presentation to the Conference Organised by the Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme on Whales in a Changing Ocean. Consultado el 6 de abril de 2020. www.sprep.org/attachments/Publications/Presentation/whale-conference/global-status-and-true-value-of-whale-watching.pdf.
- Huveneers, Charlie, et al. (2017). The economic value of shark-diving tourism in Australia. *Reviews in Fish Biology and Pesca*, vol. 27, No. 3, págs. 665 a 680. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9486-x>.
- Institute of Transporte marítimo Economics and Logistics (ISL), (2017). *Transporte marítimo Statistics and Market Review 2017*, vol. 61, No. 7. Bremen (Alemania): ISL.
- International Desalination Association (IDA) (2019). Dynamic Growth for Desalination and Water Reuse in 2019. Consultado el 2 de febrero de 2020. <https://idadesal.org/dynamic-growth-for-desalination-and-water-reuse-in-2019>.
- Jadot, Catherine, et al. (2016). Intentional and Accidental Diver's Contact to Reefs at Popular Locations in the Dutch Caribbean. *Diving for Science 2016*, pág. 74.
- Jones, Edward, et al. (2019). The state of desalination and brine production: a global outlook. *Science of the Total Environment*, vol. 657, págs. 1343 a 1356.

- Kelaheer, Brendan P., et al. (2020). Effect of desalination discharge on the abundance and diversity of reef fishes. *Environmental Science & Technology*.
- Kelly, Jay F. (2014). Effects of human activities (raking, scraping, off-road vehicles) and natural resource protections on the spatial distribution of beach vegetation and related shoreline features in New Jersey. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 18, No. 4, pág. 383.
- Klein, Yehuda L., y Jeffrey Osleeb (2010). Determinants of coastal tourism: a case study of Florida beach counties. *Journal of Coastal Research*, vol. 26, No. 6, págs. 1149 a 1156.
- Kress, Nurit, et al. (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water Research*, vol. 171, art. 115402.
- Lusseau, David, et al. (2006). An individual-based model to infer the impact of whalewatching on cetacean population dynamics.
- May, Candace K. (2019a). Governing resilience through power: explaining community adaptations to extreme events in coastal Louisiana. *Rural Sociology*, vol. 84, No. 3, págs. 489 a 515.
- _____ (2019b). Political ecology of culture clash: Amenity-led development, vulnerability, and risk in coastal North Carolina. *Journal of Rural and Community Development*, vol. 14, No. 3, págs. 24 a 48.
- _____ (2019c). Resilience, vulnerability, & transformation: Exploring community adaptability in coastal North Carolina. *Ocean & Coastal Management*, vol. 169, págs. 86 a 95.
- Merkens, Jan-Ludolf, et al. (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the shared socioeconomic pathways. *Global and Planetary Change*, vol. 145, págs. 57 a 66.
- Metcalfe, Sarah J., et al. (2015). Measuring the vulnerability of marine social-ecological systems: a prerequisite for the identification of climate change adaptations. *Ecology and Society*, vol. 20, No. 2. <https://doi.org/10.5751/ES-07509-200235>.
- Mogielnicki, R. (2020). *Water Worries: The Future of Desalination in the UAE*. Washington, D. C.: Arab Gulf States Institute in Washington. https://agsiw.org/wp-content/uploads/2020/03/Mogielnicki_Desalinization_ONLINE.pdf.
- Naciones Unidas (2017a). Chapter 1: Introduction – planet, oceans and life. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 18: Ports. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Chapter 21: Offshore hydrocarbon industries. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). Chapter 27: Turismo and recreation. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017e). Chapter 28: Desalination. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017f). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de Población (DAES) (2018). *The World's Cities in 2018—Data Booklet*. Nueva York: Naciones Unidas.
- Neumann, Barbara, et al. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 3, e0118571.
- Nicholls, R. J., et al. (2007). Coastal systems and low-lying areas. En *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, eds. M. L. Parry et al., págs. 315 a 356. Cambridge: Cambridge University Press.

- Nicholls, R. J., y R. J. T. Klein (2005). Climate change and coastal management on Europa's coast. En *Managing European Coasts: Past, Present and Future*, eds. J. E. Vermaat et al., págs. 199 a 226. Environmental Science Monograph Series. Heidelberg (Alemania): Springer.
- Oficina Marítima Internacional de la Cámara de Comercio Internacional (CCI) (2020). *Piracy and Armed Robbery against Ships: Report for the Period 1 January to 31 December 2019*. Londres (Reino Unido).
- Oppenheimer, M., et al. (2019). Sea level rise and implications for low-lying islands, coasts and communities. En *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, eds. H-O. Pörtner et al., de próxima publicación.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2019). *Estadísticas de pesca y acuicultura 2017*. Roma. www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/index.htm.
- _____ (2020). Resumen de las repercusiones de la pandemia de la COVID-19 para el sector de la pesca y la acuicultura: adición a El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9349es>.
- Organización Marítima Internacional (OMI) (2015). Código Internacional para los Buques que Operen en Aguas Polares (Código Polar). OMI, documento MEPC 68/21/Add.1, anexo 10.
- Petursdottir, Gudrun, et al. (2001). *La seguridad en el mar como parte integrante de la ordenación pesquera*. Roma.
- Reyes-Martínez, M^a José, et al. (2015). Human pressure on sandy beaches: implications for trophic functioning. *Estuaries and Coasts*, vol. 38, No. 5, págs. 1782 a 1796.
- Rigaud, Kanta Kumari, et al. (2018). *Groundswell: Preparing for Internal Climate Migration*. Grupo Banco Mundial.
- Rogerson, Christian M., y Jayne M. Rogerson (2019). Emergent planning for Sudáfrica's blue economy: evidence from coastal and marine tourism. *Urbani Izziv*, vol. 30, págs. 24 a 36.
- _____ (2018). Africa's tourism economy: uneven progress and challenges. En *The Routledge Handbook of African Development*, eds. T. Binns et al., págs. 545 a 560. Abingdon: Routledge.
- Runge, C. A., et al. (2020). Quantifying tourism booms and the increasing footprint in the Arctic with social media data. *PLoS ONE* 15(1): <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227189>.
- Shi, Hua, y Ashbindu Singh (2003). Status and interconnections of selected environmental issues in the global coastal zones. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 32, No. 2, págs. 145 a 152.
- Small, C., y Cohen, J. E. (2004). Continental physiography, climate, and the global distribution of human population. *Current Anthropology*, vol. 45, No. 2.
- Small, C., y Nicholls, R. J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, vol. 19, No. 3, págs. 584 a 599.
- Van Elden, Sean, et al. (2019). Offshore oil and gas platforms as novel ecosystems: a global perspective. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 548. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00548>.
- Wearing, Stephen Leslie, et al. (2014). Whale watching as ecotourism: how sustainable is it? *Cosmopolitan Civil Societies: An Interdisciplinary Journal*, vol. 6, No. 1, págs. 38 a 55.
- West Australian (2019). Artificial Surfing Reef for Bunbury. Consultado el 23 de octubre de 2019. <https://thewest.com.au/news/south-western-times/artificial-surfing-reef-for-bunbury-ng-b881227223z>.
- Wilkinson, Kenneth P. (1991). *The Community in Rural America*. Westport (Connecticut, Estados Unidos): Greenwood Publishing Group.
- Williams, Rob, et al. (2006). Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*, vol. 133, No. 3, págs. 301 a 311. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.010>.

Capítulo 8B

Efectos

de los océanos

en la salud

Contribuidores: Michael Moore (coordinador), Martin Edwards, Bella S. Galil, Alan Simcock (responsable del capítulo) y Dick Vethaak.

Ideas clave

- Vivir cerca del mar conlleva tanto beneficios como riesgos para la salud. Entre sus ventajas están una mejor calidad del aire, las oportunidades de hacer ejercicio, los novedosos productos farmacéuticos de origen marino y el fácil acceso a los alimentos del mar, que son saludables porque contienen proteínas y micronutrientes esenciales, que también se comercializan en el interior, y las fuentes de energía renovable.
- Los océanos plantean riesgos para la salud como los tsunamis, las tormentas y los ciclones tropicales, además de los pescados y mariscos contaminados, la subida del nivel del mar y las tormentas y los ciclones provocados por el cambio climático.
- Los contaminantes químicos (incluidas las partículas en suspensión atmosférica), la proliferación de algas nocivas o tóxicas y los agentes patógenos entrañan riesgos sanitarios, particularmente en los estuarios y las costas donde hay zonas urbanizadas o de ocio.
- También causan preocupación nuevos contaminantes como los antibióticos, las hormonas, los nanomateriales (por ejemplo, los fullerenos, los nanotubos de carbono, las nanopartículas metálicas y los nanoplasticos) y los microplásticos. Se ha comprobado que las nanopartículas de combustión (como las PM2,5), que son un importante componente de la contaminación atmosférica, contribuyen a la incidencia de las enfermedades cardiovasculares y el cáncer de pulmón.

1. Introducción

En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017) se mencionaban varios efectos adversos para la salud humana causados por las aguas residuales, los vectores de enfermedades vinculados al agua de mar (sobre todo por la descarga de aguas residuales), los nanomateriales y los microplásticos, especialmente los desechos plásticos. Los nanomateriales pueden ser fabricados expresamente, por ejemplo, para su uso en cosméticos, o resultantes de la descomposi-

ción de residuos plásticos. También se citaban algunos beneficios para la salud, derivados sobre todo del consumo de pescado y algas en la alimentación, los productos farmacéuticos y nutracéuticos marinos y los efectos del tiempo de ocio pasado junto al mar. Dado que no se trataba exhaustivamente la relación entre la salud humana y el océano, en el presente capítulo se pretende ofrecer un panorama general de la relación entre la salud y los océanos en todos sus aspectos.

2. Aspectos generales de la relación entre la salud humana y los océanos

El medio marino entraña tanto beneficios como riesgos para la salud, especialmente la de quienes viven cerca de él (figura; Depledge et al., 2013; Moore et al., 2013, 2014). La salud se define como un estado de completo bienestar físico, mental y social, no solo como ausencia de afecciones o enfermedades (Ofi-

cina Regional de la Organización Mundial de la Salud para Europa (OMS/Europa), 1984). Las personas viven en interdependencia con la totalidad de los seres vivos, por lo que su salud es inseparable de la de toda la biodiversidad de nuestro planeta, de ahí la novedosa definición de la salud como capacidad del organismo

para adaptarse a nuevas amenazas y enfermedades (Lancet-Editorial, 2009). Las complejas interacciones entre los mares y océanos y la salud y el bienestar de las personas se han examinado casi siempre desde el punto de vista de los riesgos, por ejemplo, los efectos adversos de las condiciones meteorológicas extremas, la contaminación química (causada por los efluentes domésticos e industriales, la acuicultura, las industrias que operan mar adentro, los contaminantes atmosféricos y la escorrentía de las carreteras, y el carbono negro en el Ártico) y, cada vez más, el cambio climático (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2017, 2019; Fleming et al., 2019; Pleijel et al., 2013; Tornero y Hanke, 2016; Valotto et al., 2015; Walker et al., 2019; Winiger et al., 2019). Sin embargo, las nuevas investigaciones van ampliando nuestro concepto de la “salud” del “océano global” para reconocer su contribución esencial y positiva a la salud y el bienestar actuales y futuros de la humanidad (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2019; Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016; véase el cuadro).

El medio marino contribuye de manera significativa a la salud humana mediante el aire que respiramos y su calidad, los alimentos que consumimos, el agua que bebemos y los productos farmacéuticos de origen marino, y porque brinda oportunidades económicas y de ocio que mejoran la salud (véanse los capítulos 5 y 8A; Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016). El medio ambiente costero también tiene efectos calmantes (White et al., 2013) y un importante valor cultural (véase el cap. 28, secc. 1.4). Por otro lado, el medio marino sufre la presión de actividades humanas como el transporte, los procesos industriales, la pesca, las prácticas agrícolas y de gestión de desechos, los impactos del cambio climático relacionados con el aumento del nivel del mar y la erosión costera, y las invasiones biológicas. En la figura siguiente se resumen los vínculos entre la degradación del medio marino y la salud humana.

El impacto que tiene en los ecosistemas marinos y en la salud humana la presión a que están sometidos esos ecosistemas se ha evaluado y gestionado casi siempre por separado en el marco de diferentes disciplinas y, con frecuen-

cia, sin que apenas exista una colaboración evidente (Depledge et al., 2013; Moore et al., 2013, 2014). De ahí que a menudo tengamos una percepción limitada de las interacciones entre el medio marino y la salud humana que apenas se ha cuestionado, lo que nos brinda la oportunidad de subsanar importantísimas lagunas de conocimiento para seguir informando las políticas con base científica para el uso sostenible de los recursos marinos y la protección del medio ambiente y la salud (figura; Moore et al., 2014).

La complejidad de las interacciones entre el medio marino y la salud ha sido estudiada por el Consejo Marino Europeo (Moore et al., 2013, 2014) y otros investigadores (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2013, 2017, 2019; Fleming et al., 2014, 2019). En estos estudios se ha subrayado la necesidad de un enfoque interdisciplinario para abordar todos los niveles de organización, desde los genes hasta los ecosistemas.

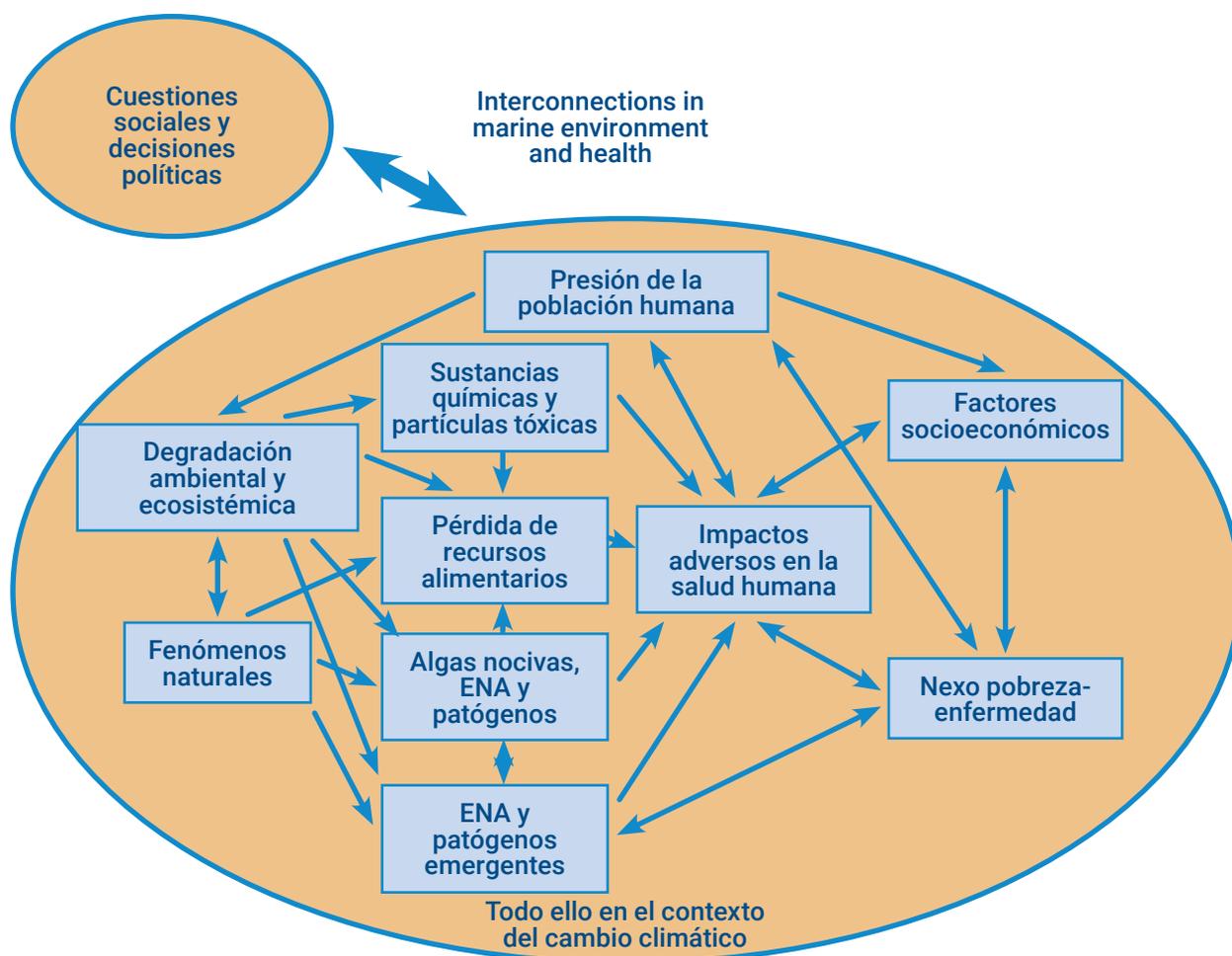
Para entender mejor los vínculos que existen entre el medio marino y la salud debemos superar cinco grandes retos científicos

(Galloway et al., 2017; Moore et al., 2014):

- a) Medir y observar mejor la distribución de los contaminantes marinos, incluidas las toxinas de las algas y las nanopartículas como factores que contribuyen a la incidencia de las enfermedades cardiovasculares y el cáncer de pulmón (Chang et al., 2020; Liu et al., 2016; Moore, 2020; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Stapleton, 2019), las micropartículas y la basura marina plástica como vector, y los agentes patógenos y las especies no autóctonas como posibles peligros para la salud, en las escalas temporales y espaciales necesarias (Galil, 2018; Vezzulli et al., 2016);
- b) Conocer mejor los procesos y modelos de la dinámica por la que se transportan y transforman en el medio ambiente los contaminantes marinos, los agentes patógenos y las especies no autóctonas que ponen en peligro la salud;
- c) Evaluar mejor la exposición a los contaminantes marinos, los agentes patógenos

- y las especies no autóctonas y el riesgo que representan para la salud de los seres humanos (Galil, 2018; Moore et al., 2013, 2014; Vezzulli et al., 2016);
- d) Conocer el impacto de las actividades de gestión de desechos en el medio marino y la salud;
- e) Explicar el vínculo entre el medio marino y ciertos beneficios para la salud que se han observado, lo que se conoce como efecto “gimnasio azul” (Depledge y Bird, 2009; Robinson et al., 2020; White et al., 2013; Wyles et al., 2019), incluidas las repercusiones socioeconómicas (Li y Zhu, 2006; Sachs et al., 2001).

Resumen de la interconexión entre el medio marino y la salud humana causada por los principales procesos adversos



Fuente: diagrama original adaptado parcialmente de Moore et al., 2014.

Nota: “las “sustancias químicas y partículas tóxicas” incluyen las partículas de la contaminación atmosférica, las nanopartículas y los microplásticos.

Abreviaciones: PAN, proliferación de algas tóxicas o nocivas; ENA, especies no autóctonas (tóxicas y venenosas).

Hasta ahora solían pasarse por alto los posibles efectos positivos que para la salud entraña vivir cerca del mar (véase el cuadro), como los novedosos productos farmacéuticos (por ejemplo, antimicrobianos, antitumorales, antiabéticos, anticoagulantes, antioxidantes, antiinflamatorios, antivirales, antipalúdicos, antituberculosos, antienvjecimiento y antiprotozoicos) derivados de organismos marinos y los micronutrientes esenciales que contienen los alimentos marinos (véase el cuadro; Borja et al., 2020; Depledge et al., 2019; Ercolano et al., 2019; Fleming et al., 2019; Gascón et al., 2017; Hosomi et al., 2012; Lindequist, 2016; Wheeler et al., 2012; White et al., 2014; Wyles et al., 2019). Sin embargo, cada vez es más evidente que vivir junto al mar puede reportar diversas ventajas para la salud (Giles, 2013), aunque no está tan claro el motivo ni hasta ahora se ha logrado explicar científicamente el fenómeno de manera general. No obstante, se han propuesto varias hipótesis: la reducción del estrés psicológico que causan los entornos agradables (Gascón et al., 2017; White et al., 2014), la exposición a las bacterias y los parásitos con los cuales evolucionamos, que mejora la inmunorregulación (Rook, 2013), y la exposición a productos naturales bioactivos (biógenos) como las toxinas de algas nocivas o tóxicas (Berdalet et al., 2016, 2017). Según la tercera hipótesis (biógena), la inhalación e ingestión (con la mucosidad de las vías respiratorias altas) de ciertos productos naturales, como aerosoles con bajas concentraciones de toxinas de algas, influyen directamente en los sistemas reguladores moleculares del organismo, generando beneficios para la salud, incluidos efectos antiinflamatorios, anticancerosos y antienvjecimiento (Asselman et al., 2019; Moore, 2015; Van Acker et al., 2020; véase el cuadro). En las zonas costeras hay mayor radiación ultravioleta, por lo que sus habitantes pueden tener niveles más elevados de vitamina D (Cherrie et al., 2015; véase el cuadro).

Los posibles peligros y riesgos para la salud (véase el cuadro) están mucho mejor documentados que los beneficios (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2013, 2017, 2019; Fleming et al., 2014, 2019; Moore et al., 2013, 2014). El

Proceso Europeo sobre Medio Ambiente y Salud, coordinado por la Organización Mundial de la Salud (OMS), ha determinado que existen cinco “grandes desafíos de nuestra época para el medio ambiente y la salud”. En particular, su labor relacionada con el medio marino se centra en las cuestiones siguientes:

- a) El impacto del cambio climático en la salud y el medio ambiente (por ejemplo, los ciclones tropicales);
- b) Los riesgos para la salud de los niños y otros grupos vulnerables debido las malas condiciones ambientales, laborales y de vida, especialmente la falta de agua y saneamiento (por ejemplo, los alimentos contaminados procedentes del mar);
- c) Las desigualdades socioeconómicas y de género en el medio humano y la salud (por ejemplo, la incidencia negativa de las lesiones entre los pescadores y la gente de mar y el acceso limitado de las mujeres a la atención sanitaria debido a las tradiciones culturales);
- d) El problema de las enfermedades no transmisibles, sobre todo cuando puede reducirse con políticas adecuadas en esferas como el desarrollo urbano, el transporte, la inocuidad de los alimentos y la nutrición, y los entornos de vida y de trabajo (por ejemplo, la función de las proteínas del pescado en el aporte de nutrientes esenciales);
- e) Las sustancias químicas y los nanomateriales nocivos persistentes, que causan perturbaciones endocrinas y bioacumulación, y los problemas químicos nuevos y emergentes (por ejemplo, los efectos de esas sustancias en la salud del medio marino y, por ende, en los seres humanos que dependen de él) (OMS/Europa, 2010).

Los aspectos de esas prioridades normativas que se refieren al mar reflejan en cierta medida los retos científicos concretos mencionados anteriormente en relación con la salud humana y el medio marino, pero se centran ante todo en los riesgos y tienden a dejar de lado los beneficios que reporta el medio marino. Además, tanto las diferencias como las desigualdades

entre los géneros pueden dar lugar a que los hombres y las mujeres no tengan el mismo estado de salud ni igual acceso a la atención sanitaria, aunque las normas y los valores de género no son inamovibles y pueden evolucionar con el paso del tiempo, varían sustancialmente de un lugar a otro y son susceptibles de cambiar (OMS, 2014). No obstante, se han detectado ya varias amenazas para la salud que plantea el medio marino, a saber:

- a) Mayor propagación de agentes patógenos por el calentamiento del clima (por ejemplo, *Vibrio*). Además, hay indicios de que en algunas regiones ha aumentado la proliferación de algunas especies de algas nocivas debido al calentamiento (Hinder et al., 2012; Vezzulli et al., 2016);
- b) Recientemente se ha empezado a considerar que las especies no autóctonas, a veces llamadas también especies exóticas invasoras, son una de las principales amenazas para los ecosistemas marinos mundiales, ya que afectan a su estructura, su función y sus servicios (Galil, 2018). Además, hay un pequeño número de especies marinas no autóctonas tóxicas o venenosas que pueden poner en peligro la salud. La intensificación de las actividades antropógenas, junto con la rápida urbanización de las costas, provoca complejos cambios fundamentales en las aguas costeras, como el aumento de las especies exóticas. Algunas de esas especies que son tóxicas y venenosas han atraído la atención de los científicos, los administradores, los medios de comunicación y la opinión pública porque causan problemas de salud evidentes: solo en el Mediterráneo hay 10 especies no autóctonas que se consideran peligrosas para la salud y provocan desde simples molestias hasta la muerte (Galil, 2018). Se teme que el riesgo para la salud que suponen las especies no autóctonas se agrave como consecuencia del cambio climático, puesto que la afluencia de biota de aguas calientes hacia los polos hace que se

propaguen a regiones que hasta ahora no habían colonizado;

- c) Otra amenaza para la salud detectada recientemente es el posible papel de los detritos marinos de plástico como vector de agentes patógenos humanos oportunistas y microorganismos resistentes a los antibióticos (Barboza et al., 2018; Harrison et al., 2018; Imran et al., 2019). Hay diversas bacterias patógenas que se fijan, particular y firmemente, en los detritos de plástico (por ejemplo, *Vibrio cholerae* y algunas cepas de *Escherichia coli*). Estos patógenos humanos pueden colonizar las superficies plásticas formando biopelículas estables. No se tienen suficientes conocimientos científicos y médicos sobre el peligro que representa para la salud la contaminación por plásticos, que se trata en el capítulo 12 como un aspecto más del problema de la basura marina, pero podrían surgir graves problemas en zonas muy contaminadas como resultado de desastres naturales, crisis climáticas o epidemias, o en zonas de conflicto (Vethaak y Leslie, 2016; Keswani et al., 2016; Galloway et al., 2017; Leonard et al., 2018a, 2018b; Moore et al., 2014).

En general, se han emprendido nuevos proyectos multinacionales e interdisciplinarios que abordan algunas de esas cuestiones:

- a) El proyecto Seas, Oceans and Public Health in Europa, financiado por la Unión Europea (Unión Europea (UE), 2020) ha elaborado una "hoja de ruta para la investigación" con el fin de ayudar a los científicos a reunir pruebas y fundamentar políticas que mejoren y protejan tanto la salud humana como la del medio marino;
- b) El programa Comunidades Azules, cuyo objetivo es desarrollar la capacidad de investigación para la planificación marina en Asia Oriental y Sudoriental, incluye un proyecto de evaluación de los beneficios y riesgos para la vida en las costas derivados de los cambios ambientales, demográficos y climáticos.⁴

⁴ Véase www.blue-communities.org/About_the_programme.

Cuadro 1 Resumen de los beneficios y peligros o riesgos que conlleva vivir cerca del mar

Beneficios	Peligros y riesgos
Más longevidad y mejor calidad de vida (Gascón et al., 2017)	Contaminantes químicos y radionúclidos, incluidas las partículas tóxicas en el aire (tanto de origen terrestre como procedentes del transporte marítimo) y el ozono costero (Moore et al., 2014; Pleijel et al., 2013; Valotto et al., 2015; Von Saal et al., 2007; Walker et al., 2019; Wan et al., 2016)
Mejor salud física y mental (Gascón et al., 2017; White et al., 2014; Wyles et al., 2019)	Nanomateriales y microplásticos (Chang et al., 2020; Galloway et al., 2017; Moore et al., 2014; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015)
Más vitamina D (Cherrie et al., 2015)	Agentes patógenos y consecuencias para la salud pública de las aguas residuales, la escorrentía agrícola y las inundaciones (Leonard et al., 2018a; Moore et al., 2013, 2014; Vezzulli et al., 2016)
Menos problemas infantiles de conducta (Gascón et al., 2017)	Impactos ambientales en la seguridad alimentaria y la inocuidad de los alimentos, como el agotamiento de las pesquerías y la contaminación de los recursos alimentarios (Moore et al., 2014)
Aerosoles con bajas concentraciones de toxinas de algas, que pueden tener efectos horméticos beneficiosos para la salud (antiinflamatorios y anticancerosos) (Asselman et al., 2019; Moore, 2015; Van Acker et al., 2020)	Proliferación de algas nocivas o tóxicas y toxinas de algas (Berdalet et al., 2016)
Beneficios del consumo de alimentos marinos con alto contenido de proteínas y micronutrientes esenciales (Hosomi et al., 2012)	Especies autóctonas y no autóctonas tóxicas o venenosas, como el pez globo <i>Lagocephalus sceleratus</i> (produce tetrodotoxina), las medusas nómadas y los peces león (Galil, 2018)
Productos farmacéuticos de origen marino (Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016)	<p>Fenómenos naturales adversos (erupciones volcánicas, terremotos, tsunamis, ciclones tropicales e inundaciones) (Moore et al., 2014; Powell et al., 2019; Ruskin et al., 2018)</p> <p>Transmisión de la resistencia a los antimicrobianos y de agentes patógenos a través de los ecosistemas bacterianos naturales (Leonard et al., 2018b; Imran et al., 2019)</p> <p>Posibilidad de que la basura plástica marina sea un vector de agentes patógenos a nivel mundial (Vethaak y Leslie, 2016; Keswani et al., 2016) y posibles colisiones en el mar con detritos de plástico de gran tamaño</p> <p>Mayor riesgo de hacinamiento a medida que aumenta la población costera (Moore et al., 2014)</p>

3. Salud de las comunidades costeras en comparación con las interiores

Hasta ahora, los estudios comparativos de la salud de las comunidades costeras y las del interior se han llevado a cabo casi exclusivamente en los países desarrollados, y sus resultados dependen de si se trata de la salud física o mental. En lo que respecta a la salud física, se ha demostrado en Australia (Ball et al., 2007), Nueva Zelandia (Witten et al., 2008), los Estados Unidos (Gilmer et al., 2003) y el Reino Unido (White et al., 2013) que vivir en un entorno costero fomenta la actividad física de ocio. Aunque hay indicios de que esta actividad adicional puede traducirse en un peso más saludable, en la mayoría de los casos no hay pruebas claras de que así sea, ni siquiera entre los niños que viven en la costa (Wood et al., 2016), (Bell et al., 2019). Por ejemplo, al repasar las respuestas a una de las preguntas del censo de Inglaterra y Gales realizado en 2001, se observó que una proporción significativamente más alta de personas de las zonas costeras afirmaban gozar de buena salud y es posible que el efecto sea mayor en los grupos más desfavorecidos desde el punto de vista socioeconómico (Wheeler et al., 2012). En Bélgica, un estudio reciente llegó a la conclusión de que las personas que vivían a menos de 5 km de la costa afirmaban tener un mejor estado de salud general que las que vivían a una distancia de entre 50 km y 100 km (Hooyberg et al., 2020).

En lo que respecta a la salud mental, cada vez hay más indicios de que vivir en entornos costeros, visitarlos con frecuencia o simplemente

poder ver el mar desde el hogar se asocia con una mayor satisfacción vital (Brereton et al., 2008) y un menor riesgo de sufrir ansiedad y depresión (Nutsford et al., 2016; White et al., 2013; Wyles et al., 2019).

Ahora bien, las diferencias de salud entre las zonas costeras e interiores pueden atribuirse a otras causas aparte de la proximidad del mar. En general, el estatus socioeconómico influye mucho en la salud (Marmot y Wilkinson, 2005) y las diferencias entre la costa y el interior pueden obedecer, en parte, al distinto nivel de prosperidad económica, más que a los beneficios directos que para la salud tiene la cercanía del océano (Li y Zhu, 2006). Sin embargo, no suele ser fácil interpretar la complejísima relación que existe entre la prosperidad económica y la salud, debido a la multitud de posibles factores que interactúan entre sí (Sachs et al., 2001).

Una cuestión clave es determinar la forma en que cada comunidad costera puede mejorar su resiliencia a los cambios sociodemográficos y al creciente número de fenómenos meteorológicos extremos y amenazas ambientales. Se ha demostrado que las políticas que ofrecen una serie de beneficios tanto para el medio ambiente como para la salud pueden tener efectos positivos, pero su adopción resulta complicada por la propia diversidad de las comunidades costeras, que reduce mucho la probabilidad de encontrar una solución universal (Depledge et al., 2017; Li y Zhu, 2006; Sachs et al., 2001).

4. Efectos de la exposición al agua de mar contaminada

Muchas de las principales actividades turísticas y de ocio que tienen lugar en la costa entrañan contacto con el agua de mar, como el remo, la natación, la navegación, el surf, la pesca recreativa y el submarinismo. Los pescadores y la gente de mar también entran en contacto con el agua al desempeñar su trabajo,

con el consiguiente riesgo de exposición a agentes patógenos presentes en el agua o en los aerosoles marinos, incluidas las toxinas de las algas. Desde que se generalizó el vertido al mar de las aguas residuales de los municipios hasta que el posible efecto de los agentes patógenos de esas aguas en la salud empezó

a suscitar preocupación, tuvo que transcurrir mucho tiempo, ya que se pensaba que al diluirse las aguas residuales en un volumen mucho mayor de agua de mar se minimizaba el riesgo (Sullivan, 1971). Sin embargo, la preocupación fue en aumento y finalmente se adoptaron medidas, por ejemplo, en Europa, con la Directiva sobre las Aguas de Baño (Comunidad Económica Europea (CEE), 1975).

En muchos lugares se han hecho estudios para cuantificar la magnitud del riesgo que supone para la salud el contacto con agua de mar que contiene agentes patógenos, como algunas cepas de *Escherichia coli*, bacteria que se encuentra habitualmente en el intestino de los animales de sangre caliente (Zmirou et al., 2003; Wade et al., 2006). Por ejemplo, en Hong Kong (China) se realizó en 1992 un amplio estudio epidemiológico con entrevistas a 25.000 personas que acudían a las playas para determinar los efectos sanitarios de la exposición a las aguas de baño. Los resultados indicaron que la incidencia total de los síntomas de enfermedades relacionadas con la natación era de 41 por cada 1.000 entrevistados, cifra superior a los 30 por cada 1.000 del anterior estudio, realizado en 1987. Los síntomas oculares, cutáneos y respiratorios eran entre 2 y 20 veces más frecuentes en los nadadores que en el resto (Kueh, 1995).

En Santander (España), en un estudio llevado a cabo durante la principal temporada vacacional de 1998, el 7,5 % de los 1.858 bañistas estudiados afirmaron haber tenido en los siete días siguientes fiebre o síntomas respiratorios, gastrointestinales, oculares o de oídos, pese a que las aguas cumplían la normativa vigente (Prieto, 2001). Se realizó un estudio similar de 654 surfistas durante las temporadas de invierno de 2013 a 2015 en San Diego (California, Estados Unidos), donde había empeorado la calidad de las aguas costeras debido a las fuertes lluvias (que suelen causar un aumento de la escorrentía o el vertido de contaminantes). El estudio, que examinó la incidencia de las enfermedades gastrointestinales, las infecciones sinusales, las infecciones de oído y las heridas infectadas tres días después de más de 10.000 sesiones de surf, reveló que, si no había llovido,

las personas estudiadas presentaban entre un 26 % y un 105 % más de síntomas (dependiendo del tipo) después de practicar ese deporte que cuando no surfeaban. Si se producían fuertes lluvias, con el consiguiente aumento de la escorrentía superficial, la incidencia de las enfermedades después de practicar surf aumentaba entre 26 y 102 puntos porcentuales más con respecto a los períodos en que las personas no surfeaban (Arnold et al., 2017). El agua de mar contaminada con aguas residuales contiene una serie de microbios patógenos que pueden causar problemas como erupciones cutáneas, conjuntivitis, infecciones sinusales y, sobre todo, gastroenteritis (Harder-Lauridsen et al., 2013). Está previsto que cada vez sean más frecuentes en algunas regiones las fuertes precipitaciones vinculadas al cambio climático, lo que en el futuro podría tener importantes consecuencias para la salud humana en todo el mundo, particularmente en zonas cuyos sistemas de alcantarillado no funcionan bien o no pueden contener el exceso de escorrentía, por lo que las aguas residuales se vierten sin tratar (Harder-Lauridsen et al., 2013). El cambio climático aumenta la frecuencia y la magnitud de las inundaciones fluviales y costeras, que a su vez provocan el vertido de aguas residuales sin tratar y la escorrentía de las heces de animales vectores, por lo que también pueden representar un problema sanitario al transmitir nuevos agentes microbianos infecciosos, como en la pandemia de COVID-19 (Seneviratne et al., 2012).

El impacto mundial de la mala calidad del agua se examinó en un estudio del Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP) y la OMS. A partir de las estimaciones mundiales del número de turistas que practican la natación y de las estimaciones de la OMS sobre los riesgos relativos según diversos niveles de contaminación, el estudio calculó que bañarse en mares contaminados causaba cada año unos 250 millones de casos de gastroenteritis y enfermedades de las vías respiratorias altas y que algunas de las personas afectadas tendrían discapacidad a largo plazo. La carga de morbilidad mundial que genera bañarse en

agua de mar contaminada y que se mide sumando el total de años de vida sana perdidos por enfermedad, discapacidad y muerte, es de unos 400.000 años de vida ajustados en función de la discapacidad (medida estándar del tiempo perdido por muertes prematuras y el tiempo que dura la discapacidad de las personas enfermas), cifra similar al impacto mundial de la difteria y la lepra. El GESAMP y la OMS estimaron que el costo para la sociedad en todo el mundo ascendía a unos 1.600 millones de dólares al año (GESAMP, 2001). Además, la proliferación de algas nocivas o tóxicas puede provocar graves enfermedades neurológicas, además de importantes repercusiones financieras (Bechard, 2020; Díaz et al., 2019).

Los contaminantes más comunes suelen ser de origen humano o animal. La presencia de heces humanas en las masas de agua constituye la mayor amenaza para la salud pública, ya que los seres humanos albergan un gran número de bacterias, parásitos y virus que son peligrosos para otras personas y pueden provocar diversas enfermedades. A menudo se descubre que la causa de muchos problemas son las aguas residuales que se desbordan del alcantarillado o se filtran de los sistemas sépticos de las viviendas. También la escorrentía de las explotaciones agrícolas representa un grave problema sanitario, ya que las heces de los animales pueden contener agentes patógenos, incluidos diversos virus, *Cryptosporidium*, *Escherichia coli* y salmonela. Los excrementos de los animales de compañía en las playas pueden asimismo suponer un riesgo para la salud (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), 2017; Moore et al., 2014; Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI), 2020).

Así pues, la exposición al agua de mar contaminada afecta a la salud de quienes disfrutan de actividades recreativas en el mar y perjudica al turismo y al ocio en la costa. Tras recopilar los trabajos científicos sobre el tema, la OMS publicó en 2003 las directrices tituladas *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters* (OMS, 2003).

Más recientemente, con el apoyo de la Unión Europea, la OMS preparó recomendaciones sobre las novedades científicas, analíticas y epidemiológicas pertinentes para los parámetros de la calidad de las aguas de baño, sobre todo en Europa (OMS, 2018) y ha indicado que revisará las directrices de 2003 basándose en ellas (OMS, 2020). Ahora bien, este tipo de normas exigen contar con una planificación y una infraestructuras adecuadas e, incluso en lugares como ciertas zonas de la India, donde se están haciendo enormes esfuerzos para instalar sistemas de tratamiento de aguas residuales que funcionen correctamente, sigue habiendo problemas: por ejemplo, en Goa, que es un importante centro turístico, las bacterias coliformes fecales superaban los niveles establecidos en las 10 playas estudiadas (Goa State Pollution Control Board (GSPCB), 2019).

El objetivo de mejorar la salud pública vigilando las aguas de baño no podrá lograrse a menos que mejore también la difusión pública de los resultados para que sean fácilmente comprensibles. La legislación vigente de la Unión Europea sobre las aguas de baño (UE, 2006) establece formas estandarizadas para publicar los resultados de las evaluaciones necesarias. También existen sistemas similares en varios estados de Australia (New South Wales Department of Planning, Industria and Environment (NSW-DPIE), 2020; South Australia Environment Protection Agency (SA-EPA), 2020) y en los Estados Unidos (WHOI, 2020).

Es posible que el cambio climático influya en la prevalencia de las infecciones microbianas (Deeb et al., 2018; Konrad et al., 2017). Por ejemplo, se han descrito en relación con el cambio climático aumentos de las infecciones cutáneas por dos bacterias tropicales (*Vibrio vulnificus* y *Vibrio parahaemolyticus*) y las infecciones por ingestión de mariscos (ostras). Se incrementó tanto el número de casos en general como el de nuevos casos en zonas de altas latitudes donde antes no existían, debido al creciente número de días en que la temperatura superaba el umbral mínimo (Vezzulli et al., 2016).

5. Problemas de salud causados por alimentos procedentes del mar

Los alimentos procedentes del mar pueden afectar a la salud de muchas formas. Algunos problemas se deben a contaminantes (como el mercurio) o agentes patógenos (a menudo presentes en las aguas residuales y las aguas de lastre) que se vierten al mar y son absorbidos por plantas, peces y mariscos que consumen las personas (Takahashi et al., 2008). Otros se deben a las toxinas que genera la biota del mar o los virus que contiene, que son absorbidos por algunos peces y mariscos (véanse los caps. 10 y 11).

Según la OMS, el mercurio es una de las 10 sustancias más venenosas para el ser humano (OMS, 2013) y una de las principales formas de mercurio a las que están expuestas las personas es el metilmercurio orgánico (MeHg). La mayor parte del mercurio inorgánico presente en el mar procede de la quema de combustibles fósiles (véase el capítulo 11) y es transformado por los microbios del medio acuático en MeHg, por lo que se bioacumula en las redes alimentarias. La exposición de los seres humanos al MeHg se debe sobre todo al consumo de pescado y marisco. Se trata de una sustancia neurotóxica especialmente nociva para el desarrollo embrionario del cerebro y son numerosas las investigaciones que han demostrado que existe un vínculo entre la exposición intrauterina al MeHg y las alteraciones neurológicas del desarrollo (por ejemplo, deficiencias de la motricidad fina, el lenguaje y la memoria) en poblaciones que consumen habitualmente pescado y marisco. Según una revisión de estudios realizados en 43 países, el promedio agrupado de los biomarcadores indicaba que la ingesta de MeHg era:

- a) SVarias veces superior al nivel de referencia establecido por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y la OMS entre los consumido-

res de pescado que viven en costas y riberas cercanas a instalaciones de extracción de oro en pequeña escala;⁵

- b) Muy superior al nivel de referencia entre los consumidores de mamíferos marinos de las regiones del Ártico;
- c) Cercano al nivel de referencia en las regiones costeras de Asia Sudoriental, el Pacífico occidental y el Mediterráneo.

Aunque los dos primeros grupos tienen un mayor riesgo de neurotoxicidad que el segundo, las regiones costeras de Asia Sudoriental están muy pobladas y en las tres zonas estudiadas, muchas de las muestras mostraron niveles de ingesta de MeHg superiores al valor de referencia (Sheehan et al., 2014). Hay otros expertos que, si bien reconocen el peligro del MeHg, sostienen que conviene comparar las ventajas de los lípidos derivados del pescado con sus posibles riesgos al considerar la posibilidad de incluir el pescado en la dieta materno-infantil (Myers et al., 2015). Se ha determinado que ciertas especies de peces corren un mayor riesgo de exposición al MeHg que otras (por ejemplo, el MeHg se biomagnifica en la cadena trófica acuática y en los peces depredadores más grandes, como el tiburón, el pez espada, la caballa real y ciertas especies de atún), por lo que elegir un cierto tipo de pescado puede aumentar los beneficios de su consumo y reducir los posibles riesgos (Silbernagel et al., 2011).

La contaminación del pescado y el marisco por la presencia de hormonas, antibióticos y contaminantes orgánicos persistentes, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos y los bifenilos policlorados, sigue representando un peligro para la salud (Binelli y Provini, 2003; Chen et al., 2015; Lu et al., 2018; Comisión Europea, 2000). La contaminación del océano por nanomateriales y microplásticos, cuya existencia se ha comprobado recientemente, es un

⁵ El nivel de referencia de la FAO y la OMS es de 2,0 microgramos por gramo, cantidad que no supone un riesgo apreciable (OMS, 2008).

problema emergente, no solo por su posible impacto ecológico, sino también porque puede comprometer la seguridad alimentaria y la inocuidad de los alimentos y, por ende, la salud humana. La presencia de nanomateriales y microplásticos en los animales marinos de consumo humano es ya un creciente fenómeno mundial que requiere más investigaciones para determinar si existe un riesgo sanitario (Chang et al., 2020; Galloway et al., 2017; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Sforzini et al., 2020; Smith et al., 2018; Stapleton, 2019; Stern et al., 2012; Vethaak y Leslie, 2016; Von Moos et al., 2012). Las células absorben por endocitosis las nanopartículas de la combustión, que se acumulan en los lisosomas generando una sobrecarga que permeabiliza las membranas y libera hierro intralisosómico que causa estrés oxidativo en las células y daños a tejidos y órganos (Moore, 2020; Numan et al., 2015; Stern et al., 2012; Sforzini et al., 2020; Von Moos et al., 2012). También se empieza a considerar la posibilidad de que ocurra algo similar con otras nanopartículas, como los nanoplasticos y microplásticos (Boverhof et al., 2015; Von Moos et al., 2012).

Los mariscos son el principal vector de las enfermedades que causan los agentes patógenos vertidos al mar: las ostras, por ejemplo, pueden acumular concentraciones de agentes patógenos hasta 99 veces superiores a las del agua en que se encuentran (Burkhardt y Calci, 2000; Morris y Acheson, 2003; Motes et al., 1994; Vezzulli et al., 2016). Los virus patógenos más comunes en los casos estudiados fueron los norovirus (83,7 %) y el virus de la hepatitis A (12,8 %) (Bellou et al., 2013). Aunque no existe ninguna base de datos mundial sobre los brotes de enfermedades de este tipo, según un estudio de los casos notificados entre 1980 y 2012, fueron unos 368 los brotes de virus transmitidos por mariscos, la mayoría en Asia Oriental y más de la mitad en el Japón, seguidos de Europa, las Américas, Oceanía y África. A los agentes patógenos transmitidos por las aguas residuales se suman las toxinas que producen algas como los dinoflagelados (por ejemplo, yessotoxinas, brevetoxinas y ciguatoxinas), a menudo en concentraciones

relativamente bajas (por ejemplo, 200 células/l de *Alexandrium* spp.) y no solo cuando se da una proliferación de algas (véase el capítulo 10, donde se tratan las causas de esa proliferación, y las bases de datos de los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades de los Estados Unidos). Las toxinas de las algas pueden entrar en la red alimentaria y suelen estar presentes en mariscos y peces cuyo consumo puede provocar enfermedades. Aparte de provocar enfermedades y muertes, esas toxinas también afectan a la salud por las pérdidas que acarrea el cierre de las pesquerías de mariscos y peces para evitar intoxicaciones y perturban los ecosistemas al provocar la muerte de peces y grandes depredadores que ingieren algas o sus toxinas. Cada año crece el número de casos de proliferación de algas tóxicas en todo el mundo, lo que puede atribuirse, en parte, a una mejor labor de observación y registro, aunque hay pruebas fiables de que ha aumentado realmente la incidencia de este problema debido a la interacción de muchos factores, como la subida de las temperaturas del mar, el mayor aporte de nutrientes al océano, el traslado de especies no autóctonas por el transporte marítimo y la alteración del equilibrio entre los nutrientes presentes en el mar (Hinder et al., 2012). Podrían implementarse sistemas de alerta sanitaria en las zonas de mayor riesgo con participación no solo de las autoridades de salud pública, sino también de planificadores, administradores de servicios públicos y diseñadores en cada comunidad.

Ya existen en algunas regiones “de riesgo” programas eficaces de vigilancia y gestión para evitar la presencia de esas toxinas en los alimentos marinos que se comercializan (Anderson, 2009; Anderson et al., 2001; véase el cap. 10), basados en rigurosas investigaciones sobre el desarrollo y la validación de métodos, así como en el conocimiento de la distribución temporal y espacial de las algas tóxicas y de su entrada en contacto con los seres humanos.

La proliferación de las algas tóxicas es un fenómeno complejo que causa problemas cuya solución requiere la participación de muchas disciplinas diferentes, desde la biología molecular y celular hasta los grandes

estudios de campo, los modelos numéricos y la teleobservación (Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO-COI), 2017). Existen además otras toxinas biógenas que pueden crear problemas de salud y que no proceden de la proliferación de algas, como las cianotoxinas producidas por las cianobacterias, las tetrodotoxinas producidas por las bacterias simbióticas, que utilizan los metazoos como biotoxina para defenderse de sus depredadores o como veneno tanto con fines defensivos como de depredación, y las palitoxinas, que son potentes vasoconstrictores peligrosos para las personas que entran en contacto con ellas, principalmente por exposición a los corales (Bane et al., 2014; Ramos y Vasconcelos, 2010; Zanchett y Oliveira-Filho, 2013). El consumo de alimentos contaminados con brevetoxinas, producidas por algunas especies de plancton, conlleva un alto riesgo de sufrir una intoxicación neurotóxica por mariscos y también se

han notificado problemas cutáneos por contacto con agua contaminada con brevetoxinas y enfermedades respiratorias provocadas por aerosoles que las contienen, especialmente en personas vulnerables y asmáticas (Hoagland et al., 2009). Además, los metabolitos de brevetoxina de los mariscos también pueden presentar diferentes grados de toxicidad (Turner et al., 2015). Las tetrodotoxinas que producen algunas bacterias y las ciguatoxinas de ciertas especies de plancton pueden acumularse en el pescado y los mariscos y su consumo causa intoxicación. Hasta ahora, este tipo de toxinas biógenas se asociaban con las aguas tropicales, pero ya se encuentran también en zonas templadas (Rodríguez et al., 2008; Silva et al., 2015a, 2015b). El costo social de todas esas enfermedades puede llegar a ser enorme; por ejemplo, en un condado de Florida (Estados Unidos), las enfermedades causadas por la proliferación de algas tóxicas acarrearán costos estimados de entre 0,5 y 4,0 millones de dólares (Hoagland et al., 2009).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Las carencias en materia de conocimientos se refieren principalmente a los aspectos siguientes:

- a) La forma y medida en que la proximidad del mar, los productos farmacéuticos de origen marino y el desarrollo de nuevos alimentos marinos pueden reportar beneficios para la salud;
- b) El grado en que los peligros para la salud que plantean los océanos afectan a distintas partes del mundo: por ejemplo, la forma en que los vectores marinos pueden transmitir agentes patógenos a los seres humanos, la magnitud y localización de las enfermedades contraídas por nadar en aguas contaminadas y por consumir alimentos marinos, y el alcance de la contaminación de peces y mariscos;
- c) Las desigualdades socioeconómicas y de género en el entorno humano y la salud, como los riesgos que suponen para la salud de los niños y otros grupos vulnerables las malas condiciones ambientales, laborales y de vida (especialmente la falta de agua y saneamiento) (Moore et al., 2013, 2014; OMS, 2014);
- d) La carga de morbilidad de las enfermedades no transmisibles, en particular hasta qué punto puede reducirse con políticas adecuadas en esferas como el desarrollo urbano, el transporte, la inocuidad de los alimentos y la nutrición, y los entornos de vida y de trabajo (Moore et al., 2013, 2014);
- e) Los mecanismos por los que los océanos pueden plantear nuevas amenazas para la salud: por ejemplo, el papel de los nanomateriales (incluidas las partículas de la combustión) y los nanoplásticos y micro-

plásticos, y el grado de exposición humana a ellos (Galloway et al., 2017; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Sforzini et al., 2020; Stapleton, 2019; Stern et al., 2012; Vethaak y Leslie, 2016; Von Moos et al., 2012; Wright y Kelly, 2017); y las condiciones en que la proliferación de algas puede adquirir toxicidad (véase el capítulo 10);

- f) Apenas se han hecho evaluaciones empíricas de los efectos socioeconómicos y sanitarios de las áreas marinas protegidas. Según Ban et al. (2019), la mayoría de los estudios sobre el bienestar en las áreas marinas protegidas se centran en la economía y la gobernanza, mientras que los aspectos sociales, sanitarios y culturales solo se mencionan de pasada. Además, las áreas más extensas no están cerca de ningún lugar habitado (por ejemplo, Marae Moana (Islas Cook), la reserva marina del mar de Ross (Antártida), el monumento nacional marino de Papahānaumokuākea (Hawái), el monumento nacional marino de las islas remotas del Pacífico (Estados Unidos), el parque marino del mar de Coral

(Australia)), mientras que en el Mediterráneo, que tiene gran densidad de población, las áreas marinas totalmente protegidas, que podrían reportar beneficios para la salud, constituyen solo el 0,06 % de la zona económica exclusiva de los países ribereños (Kersting et al., 2020).

- g) El impacto del cambio climático en la salud y el medio ambiente (OMS, 2014).

Para abordar todas esas cuestiones son necesarias investigaciones interdisciplinarias que requieren, a su vez, aumentar la capacidad de llevarlas a cabo y aplicar los resultados formando y reteniendo a personal experto y creando y financiando la infraestructura necesaria. Para hacer frente a los factores relacionados con el océano que perjudican a la salud es preciso también suministrar infraestructuras adecuadas y personal cualificado, particularmente en lo que respecta a la gestión ambientalmente racional de los productos químicos y todos los desechos a lo largo de su ciclo vital, la ordenación integrada de los recursos hídricos y el análisis de los alimentos (Objetivo de Desarrollo Sostenible 12).

7. Perspectivas

Un mayor conocimiento de los vínculos entre el océano y la salud humana ayudará a mejorar las intervenciones de protección sanitaria y aumentar los beneficios que el mar reporta a las personas. El aumento de la capacidad en todo el mundo, incluso en la gestión eficaz de

las áreas marinas protegidas (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), 2017), permitirá hacer frente de manera más universal a los problemas que el mar plantea para la salud humana.

Bibliografía

- Anderson, D.M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean & Coastal Management*, vol. 52, No. 7, 342; <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006>.
- Anderson, D.M., et al. (2001). Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters, APEC #201-MR-01.1, Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59, Paris.

- Arnold, Benjamin F., et al. (2017). Acute illness among surfers after exposure to seawater in dry-and wet-weather conditions. *American Journal of Epidemiology*, vol. 186, No. 7, pp. 866–875.
- Asselman, Jana, et al. (2019). Marine biogenics in sea spray aerosols interact with the mTOR signaling pathway. *Scientific Reports*, vol. 9, No.1, pp. 1–10.
- Ball, Kylie, et al. (2007). Personal, social and environmental determinants of educational inequalities in walking: a multilevel study. *Journal of Epidemiology & Community Health*, vol. 61, No. 2, pp. 108–114.
- Ban, N., et al. (2019). Well-being outcomes of marine protected areas. *Nature Sustainability*, vol. 2, No. 6, pp. 524–532.
- Bane, V., et al. (2014). Tetrodotoxin: chemistry, toxicity, Fuente, distribution and detection. *Toxins*, vol. 6, No. 2, pp. 693–755.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, et al. (2018). Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 133, pp. 336–348.
- Bechard, A. (2020). Harmful Algal Blooms and Turismo: The Economic Impact to Counties in Southwest Florida. *Review of Regional Studies*. vol. 50, No. 2:12705.
- Bell, S., et al. (2019). The shadows of risk and inequality within salutogenic coastal waters. In: Foley, R., et al. (ed.) *Hydrophilia Unbounded: Blue Space, Health and Place*. Routledge Taylor and Francis, Milton Park, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte.
- Bellou, M., et al. (2013). Shellfish-borne viral outbreaks: a systematic review. *Food and Environmental Virology*, vol. 5, No.1, pp. 13–23.
- Berdalet, Elisa, et al. (2016). Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte*, vol. 96, pp. 61–91.
- Berdalet, E., et al. (2017). Harmful algal blooms in benthic systems: Recent progress and future research. *Oceanography*, vol. 30, No. 1, pp. 36–45.
- Binelli, A., and Provini, A. (2003). POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, No. 7, pp. 879–886.
- Borja, Angel, et al. (2020). Moving toward an agenda on ocean health and human health in Europa. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 37.
- Boverhof, D.R., et al. (2015). Comparative assessment of nanomaterial definitions and safety evaluation considerations. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 73, pp. 137–150.
- Brereton, Finbarr, et al. (2008). Happiness, geography and the environment. *Ecological Economics*, vol. 65, No. 2, pp. 386–396.
- Burkhardt, William, and Kevin R. Calci (2000). Selective accumulation may account for shellfish-associated viral illness. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, No. 4, pp. 1375–1378.
- Chang, X.R., et al. (2020). **Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution.** *Journal of Applied Toxicology*, vol. 40, pp. 4–15.
- Chen, H., et al. (2015). Antibiotics in typical marine aquaculture farms surrounding Hailing Island, South China: occurrence, bioaccumulation and human dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 90, Nos. 1–2, pp. 181–187.
- Cherrie, M., et al. (2015). Coastal climate is associated with elevated solar irradiance and higher 25(OH)D level. *Environment International*, vol. 77, pp.76–84.
- Comisión Europea (2000). Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption. https://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh_main.pdf (consultado el 25 de septiembre de 2020).

- Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (COI-UNESCO) (2017). *Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World*. Luis Valdés et al. (eds.). París, UNESCO.
- Comunidad Económica Europea (CEE) (1975). Directiva 76/160/CEE del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas de baño. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=celex%3A31976L0160>.
- Deeb, R., et al. (2018). Impact of climate change on *Vibrio vulnificus* abundance and exposure risk. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 8, pp. 2289–2303.
- Depledge, M., et al. (2013). Changing views of the interconnections between the oceans and human health in Europa. *Microbial Ecology*, vol. 65, No. 4, pp. 852–859.
- _____ (2017). Future of the sea: health and wellbeing of coastal communities. UK Government Office for Science. 2017. <https://ore.exeter.ac.uk/repository/bitstream/handle/10871/31606>.
- _____ (2019). Time and tide: our future health and well-being depends on the oceans.
- Depledge, M., and William J. Bird (2009). The blue gym: health and wellbeing from our coasts. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58, No. 7, p. 947.
- Diaz, R.E., et al. (2019). Neurological illnesses associated with Florida red tide (*Karenia brevis*) blooms. *Harmful Algae*, vol. 82, pp. 73–81.
- Ercolano, G., et al. (2019). New drugs from the sea: pro-apoptotic activity of sponges and algae derived compounds. *Marine Drugs*, vol. 17, No. 1, 31; <https://doi.org/10.3390/md17010031>.
- Fleming, Lora E., et al. (2014). Oceans and human health: a rising tide of challenges and opportunities for Europa. *Marine Environmental Research*, vol. 99, pp. 16–19.
- _____ (2019). Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, vol. 1, No. 3, pp. 276–283.
- Gaibor, Nikita, et al. (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic detritos marinos on the beaches from Ecuador – A volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, 111068; doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111068.
- Galil, Bella (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mar Mediterráneo and human health. In *Invasive Species and Human Health*, eds. G. Mazza and E. Tricarico, pp.1–15. Wallingford: CABI.
- Galloway, Tamara S., et al. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No.5, p. 0116. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.
- Gascon, Mireia, et al. (2017). Outdoor blue spaces, human health and well-being: a systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 220, No. 8, pp. 1207–21. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.08.004>.
- Giles, Sarah (2013). Green space is great, but blue might be better.... 2013. blogs.royalsociety.org/in-verba/2013/04/09/blue_space.
- Gilmer, Mary Jo, et al. (2003). Youth characteristics and contextual variables influencing physical activity in young adolescents of parents with premature coronary heart disease. *Journal of Pediatric Nursing*, vol. 18, No. 3, pp. 159–168.
- Goa State Pollution Control Board (GSPCB) (2019). *Annual Report 2017/18*. http://goaspcb.gov.in/Media/Default/Annual%20Report%20uploads/GSPCB_2017-2018.pdf.
- Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP) (2001). Protecting the oceans from land-based activities - Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment. Rep. Stud. GESAMP, No. 71, PNUMA (Nairobi).

- Harder-Lauridsen, Nina Majlund, et al. (2013). Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Dinamarca, 2010–2011. *PLoS One*, vol. 8, No. 11.
- Harrison, Jesse P., et al. (2018). Microplastic-associated biofilms: a comparison of freshwater and marine environments. In *Freshwater Microplásticos*, eds. M. Wagner and S. Lambert, pp.181–201. Cham: Springer.
- Hinder, S.L., et al. (2012). Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change. *Nature Climate Change*; <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1388>.
- Hoagland, Porter, et al. (2009). The costs of respiratory illnesses arising from Florida Gulf Coast *Karenia brevis* blooms. *Environmental Health Perspectives*, vol. 117, No. 8, pp. 1239–1243.
- Hooyberg, Alexander, et al. (2020). General health and residential proximity to the coast in Bélgica: Results from a cross-sectional health survey. *Environmental Research*, vol. 184, art. 109225.
- Hosomi, R., et al. (2012). Seafood consumption and components for health. *Global Journal of Health Science*, vol. 4, No. 3, pp. 72–86.
- Imran, Md., et al. (2019). Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: an emerging health threat. *Chemosphere*, vol. 215, pp. 846–857.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2001). *Protecting the oceans from land-based activities - Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment*. Rep. Stud. GESAMP No. 71, PNUMA Nairobi.
- Kersting, D., et al. (2020). The efficiency of full protection in MPAs. MedPAN. Marseille, Francia.
- Keswani, Anisha, et al. (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, vol. 118, pp. 10–19.
- Konrad, S., et al. (2017). Remote sensing measurements of sea surface temperature as an indicator of *Vibrio parahaemolyticus* in oyster meat and human illnesses. *Environmental Health*, vol. 16, No. 92; <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0301-x>.
- Kueh, C.S.W., et al. (1995). Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. *Water Science and Technology*, vol. 31, Nos. 5–6, pp. 1–4.
- Lancet-Editorial (2009). What is health? The ability to adapt. *Lancet*, vol. 373 (9666):781. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(09\)60456-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(09)60456-6)
- Leonard, Anne F.C., et al. (2018a). Exposure to and colonisation by antibiotic-resistant *E. coli* in UK coastal water users: Environmental surveillance, exposure assessment, and epidemiological study (Beach Bum Survey). *Environment International*, vol. 114, pp. 326–333.
- _____ (2018b). Is it safe to go back into the water? a systematic review and meta-analysis of the risk of acquiring infections from recreational exposure to seawater. *International Journal of Epidemiology*, vol. 47, No. 2, pp. 572–586.
- Li, Hongbin, and Yi Zhu (2006). Income, income inequality and health: Evidence from China. WIDER Discussion Paper 2006/07. Helsinki: The Naciones Unidas University World Institute for Development Economics Research (UNU-WIDER). <http://hdl.handle.net/10419/84654>.
- Lindequist, U. (2016). Marine-Derived Pharmaceuticals – Challenges and Opportunities. *Biomolecules & Therapeutics*, vol. 24, No. 6, pp. 561–571.
- Liu, Huan, et al. (2016). Health and climate impacts of ocean-going vessels in Asia Oriental. *Nature Climate Change*, vol. 6, pp. 1037–1041.
- Lu, J., et al. (2018). Occurrence, distribution, and ecological-health risks of selected antibiotics in coastal waters along the coastline of China. *Science of the Total Environment*, vol. 644, pp. 1469–1476.

- Marmot, Michael, and Richard Wilkinson, eds. (2005). *Social Determinants of Health*. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198565895.001.0001>.
- Moore, Michael N. (2015). Do airborne biogenic chemicals interact with the PI3K/Akt/mTOR cell signalling pathway to benefit human health and wellbeing in rural and coastal environments? *Environmental Research*, vol. 140, pp. 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.03.015>.
- _____(2020). Lysosomes, autophagy and hormesis in cell physiology, pathology and age-related disease. *Dose Response*, in press.
- _____. et al. (2013). Oceans and Human Health (OHH): a European Perspective from the Marine Board of the European Science Foundation (Marine Board-ESF). *Microbial Ecology*, vol. 65, No. 4, pp. 889–900. <https://doi.org/10.1007/s00248-013-0204-5>.
- _____. et al. (2014). *Linking Oceans and Human Health: A Strategic Research Priority for Europa*. Marine Board Position Paper 19. Ostend: European Marine Board.
- Morris, J.G., Jr., and D. Acheson, (2003). Cholera and other types of vibriosis: a story of human pandemics and oysters on the half shell. *Clinical Infectious Diseases*, vol. 37, No. 2, pp. 272–280.
- Mossman, B.T., et al. (2007). Mechanisms of action of inhaled fibers, particles and nanoparticles in lung and cardiovascular diseases. *Particle and Fibre Toxicology*, vol. 4, No. 4; <https://doi.org/10.1186/1743-8977-4-4>.
- Motes, M., et al. (1994). Occurrence of toxigenic *Vibrio cholerae* O1 in oysters in Mobile Bay, Alabama: an ecological investigation. *Journal of Food Protection*, vol. 57, No. 11, pp. 975–980.
- Myers, Gary J., et al. (2015). Methylmercury exposure and developmental neurotoxicity. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 93, pp. 132A–132B.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- New South Wales Department of Planning, Industria and Environment (NSW-DPIE) (2020). *Monitoring Beach Water Quality*; www.environment.nsw.gov.au/topics/water/beaches/monitoring-beach-water-quality.
- Numan, M.S., et al. (2015). Impact of air pollutants on oxidative stress in common autophagy-mediated aging diseases. *International Journal of Environmental Research & Public Health*, vol. 12, pp. 2289–2305.
- Nutsford, Daniel, et al. (2016). Residential exposure to visible blue space (but not green space) associated with lower psychological distress in a capital city. *Health & Place*, vol. 39, pp. 70–78.
- Oficina Regional de la OMS para Europa (OMS/Europa) (1984). Health promotion: a discussion document on the concept and principles: summary report of the Working Group on Concept and Principles of Health Promotion, Copenhagen, 9–13 July 1984.
- _____. (2010). Declaración de Parma sobre Medio Ambiente y Salud. En: Fifth Ministerial Conference on Environment and Health. Protecting Children’s Health in a Changing Environment. Parma, Italy. www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0011/78608/E93618.pdf?ua=1.
- Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) (2017). *Marine Protected Areas: Economics, Management and Effective Policy Mixes*. OECD Publishing, París. <https://doi.org/10.1787/9789264276208-en>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2017). *Water Pollution from Agriculture: A Global Review*. Roma, FAO. Colombo (Sri Lanka), Instituto Internacional de Ordenación de los Recursos Hídricos, en nombre del programa de investigación sobre el agua, la tierra y los ecosistemas.
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters*. vol. 1. Ginebra.
- _____. (2008). *Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure*. Ginebra.

- _____ (2014). Género, cambio climático y salud. Ginebra.
- _____ (2013). El mercurio y la salud (nota descriptiva No. 361). Ginebra.
- _____ (2018). Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1 – Coastal and Fresh Waters. Ginebra, OMS. www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/recreational/guidelines-for-safe-recreational-environments/en/.
- _____ (2020). Water Safety and Quality – Bathing Waters. Pleijel, H., et al. (2013). Surface Ozone in the Marine Environment—Horizontal Ozone Concentration Gradients in Coastal Areas. *Water Air Soil Pollution*, vol. 224, p. 1603; <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1603-4>.
- Powell, T.M., et al. (2019). Stress and coping in social service providers after Superstorm Sandy: An examination of a postdisaster psychoeducational intervention. *Traumatology*, vol. 25, No. 2, p. 96, Ä103; <https://doi-org.nuncio.cofc.edu/10.1037/trm0000189>.
- Prieto, M.D., et al. (2001). Recreation in coastal waters: health risks associated with bathing in sea water. *Journal of Epidemiology & Community Health*, vol. 55, No. 6, pp. 442–447.
- Ramos Vitor, and Vitor Vasconcelos (2010). Palytoxin and analogs: biological and ecological effects. *Marine Drugs*, vol. 8, No. 7, pp. 2021–37.
- Robinson, Jake M., et al. (2020). Let Nature Be Thy Medicine: A Socioecological Exploration of Green Prescribing in the UK. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 17, No. 3460; <https://doi.org/10.3390/ijerph17103460>.
- Rodriguez, Paula, et al. (2008). First toxicity report of tetrodotoxin and 5, 6, 11-trideoxyTTX in the trumpet shell *Charonia lampas* in Europa. *Analytical Chemistry*, vol. 80, No. 14, pp. 5622–5629.
- Rook, Graham A. (2013). Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: an ecosystem service essential to health. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 46, pp. 18360–18367.
- Ruskin, J., et al. (2018). Lack of access to medical care during Hurricane Sandy and mental health symptoms. *Preventive Medicine Reports*, vol. 10, pp. 363–9.
- Sachs, Jeffrey D., et al. (2001). The geography of poverty and wealth. *Scientific American*, vol. 284, No. 3, pp. 70–75.
- Seneviratne, Sonia I., et al. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109–230.
- Sforzini, S., et al. (2020). Effects of fullerene C₆₀ in blue mussels: role of mTOR in autophagy related cellular/tissue alterations. *Chemosphere*, vol. 246:125707; <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125707>.
- Sheehan, Mary C., et al. (2014). Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 92, pp. 254–269.
- Silbernagel, Susan M., et al. (2011). Recognizing and preventing overexposure to methylmercury from fish and seafood consumption: information for physicians. *Journal of Toxicology*, vol. 2011, ID 983072; <https://doi.org/10.1155/2011/983072>.
- Silva, Marisa, et al. (2015a). Emergent toxins in Atlántico septentrional temperate waters: A challenge for monitoring programs and legislation. *Toxins*, vol. 7, No. 3, pp. 859–885.
- _____ (2015b). First report of ciguatoxins in two starfish species: *Ophidiaster ophidianus* and *Marthasterias glacialis*. *Toxins*, vol. 7, No. 9, pp. 3740–3757.
- Smith, Madeleine, et al. (2018). Microplásticos in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, vol. 5, No. 3, pp. 375–386.

- South Australia Environment Protection Agency (SA-EPA) (2020). *Beach Alert*. www.epa.sa.gov.au/data_and_publications/water_quality_monitoring/beach_water_advice.
- Stapleton P.A. (2019). Toxicological considerations of nano-sized plastics. *AIMS Environmental Science*, vol. 6, No. 5, pp. 367–378.
- Stern, S.T., et al. (2012). Autophagy and lysosomal dysfunction as emerging mechanisms of nanomaterial toxicity. *Particle and Fibre Toxicology*, vol. 9, No. 20; <https://doi.org/10.1186/1743-8977-9-20>.
- Sullivan, A.J. (1971). Ecological effects of sewage discharge in the marine environment. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, vol. 177, No. 1048, pp. 331–351.
- Takahashi, C.K., et al. (2008). Ballast water: a review of the impact on the world public health. *Journal of Venomous Animals and Toxins Including Tropical Diseases*, vol. 14, No. 3, pp. 393–408.
- Tornero, V., and G. Hanke (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 112, pp. 17–38.
- Turner, A.D., et al. (2015). Potential threats posed by new or emerging marine biotoxins in UK waters and examination of detection methodology used in their control: brevetoxins. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 3, pp. 1224–1254.
- Unión Europea (UE) (2006). Directiva 2006/7/CE relativa a la gestión de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0007&from=GA>.
- Valotto, Gabrio, et al. (2015). Environmental and traffic-related parameters affecting road dust composition: a multi-technique approach applied to Venice area (Italy). *Atmospheric Environment*, vol. 122, pp. 596–608.
- Van Acker, Emmanuel, et al. (2020). Aerosolizable Marine Phycotoxins and Human Health Effects: In Vitro Support for the Biogenics Hypothesis. *Marine Drugs*, vol. 18, No. 1, art. 46.
- Vethaak, A. Dick, and Heather A. Leslie (2016). Plastic debris is a human health issue. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 13, pp. 6825–26. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02569>.
- Vezzulli, L., et al. (2016). Climate influence on *Vibrio* and associated human diseases during the past half-century in the coastal Atlántico septentrional. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201609157; <https://doi.org/10.1073/pnas.1609157113>.
- Vom Saal, F.S., et al. (2007). Chapel Hill bisphenol A expert panel consensus statement: integration of mechanisms, effects in animals and potential to impact human health at current levels of exposure. *Reproductive Toxicology*, vol. 24, No. 2, pp. 131–138.
- Von Moos, N., et al. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, pp. 11327–11335.
- Wade, Timothy J., et al. (2006). Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, vol. 114, No. 1, pp. 24–28.
- Walker, Tony R., et al. (2019). Environmental effects of marine transportation. In: Sheppard, C. (ed.), *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd edition Academic Press, pp. 505–530, Capítulo 27.
- Wan, Zheng, et al. (2016). Three steps to a green shipping industry. *Nature*, vol. 530, pp. 275–277.
- Wheeler, Benedict W., et al. (2012). Does living by the coast improve health and wellbeing? *Health & Place*, vol. 18, No. 5, pp. 1198–1201.
- White, Mathew P., et al. (2013). Feelings of restoration from recent nature visits. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 35, pp. 40–51.
- _____ (2014). Coastal proximity and physical activity: is the coast an under-appreciated public health resource? *Preventive Medicine*, vol. 69, pp. 135–140.

- Winiger, P., et al. (2019). Fuente apportionment of circum-Arctic atmospheric black carbon from isotopes and modeling. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, eaau8052; <http://doi.org/10.1126/sciadv.aau8052>.
- Witten, K., et al. (2008). Neighbourhood access to open spaces and the physical activity of residents: a national study. *Preventive Medicine*, vol. 47, No. 3, pp. 299–303.
- Wood, Sophie L., et al. (2016). Exploring the relationship between childhood obesity and proximity to the coast: a rural/urban perspective. *Health & Place*, vol. 40, pp. 129–136.
- Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI) (2020). *Beach Closures*. www.whoi.edu/know-your-ocean/ocean-topics/pollution/beach-closures.
- Wright, Stephanie L., and Frank J. Kelly (2017). Plastic and human health: a micro issue? *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6634–6647.
- Wyles, K.J., et al. (2019). Are some natural environments more psychologically beneficial than others? The importance of type and quality on connectedness to nature and psychological restoration. *Environmental Behaviour*, vol. 51, pp. 111–143.
- Zanchett, Giliane, and Eduardo C. Oliveira-Filho (2013). Cyanobacteria and cyanotoxins: from impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. *Toxins*, vol. 5, No. 10, 1896–1917.
- Zmirou, Denis, et al. (2003). Risks associated with the microbiological quality of bodies of fresh and marine water used for recreational purposes: summary estimates based on published epidemiological studies. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, vol. 58, No.11.

Parte cinco
Tendencias
relativas a las
presiones sobre
el medio marino

Capítulo 9

Presiones

derivadas de

los cambios

climáticos y

atmosféricos

Contribuidores: Carlos Garcia-Soto (responsable y coordinador), Denise Breitburg, Monica Campillos, Patricia Castillo-Briceno, Sanae Chiba (corresponsable), Matthew Collins, Ganix Esnaola, Karen Evans (corresponsable), Louise B. Firth, Thomas Frölicher, Jason M. Hall-Spencer, David Halpern, Karen L. Hunter, Gabriel Ibarra, Sung-Yong Kim, Roxy M. Koll, Kathleen McInnes, Jon Saenz, Ca Thanh Vu (corresponsable), Bess Ward y Tymon Zielinski (corresponsable).

Ideas clave

- **Episodios climáticos extremos.** Se ha constatado que las olas de calor marinas y los ciclones tropicales revisten una gravedad cada vez mayor debido a las actividades humanas y están repercutiendo en la naturaleza y la sociedad. Se han observado episodios de El Niño extremos, pero, como ocurren con poca frecuencia, no se ha detectado influencia humana. Se prevé que los tres fenómenos aumenten en frecuencia y que sus efectos sean cada vez más intensos, aunque esas alteraciones se pueden reducir con medidas de mitigación del cambio climático.
- **Subida del nivel del mar.** El alarmante ritmo al que se ha observado que sube el nivel del mar, junto con el aumento de la actividad tormentosa y la urbanización costera, ha hecho que las ciudades costeras sean más susceptibles a la erosión y las inundaciones y que sea más necesario invertir sustancialmente en infraestructura material y en la restauración de las barreras naturales, como los arrecifes.
- **Acidificación y desoxigenación de los océanos.** El CO₂ antropógeno presente en la atmósfera aumenta con una rapidez cada vez mayor, lo que está impulsando la acidificación y la desoxigenación de los océanos. En estas condiciones, tanto en la naturaleza como en el laboratorio, los organismos marinos en los que se sustentan los ecosistemas y los medios de vida y la nutrición de las personas no suelen responder bien. Los hábitats marinos experimentan pérdida de diversidad y muchos organismos longevos mueren, mientras que unas pocas especies resilientes proliferan. Es posible que los ecosistemas indispensables para la vida sufrieran daños menos graves en escenarios de emisiones más bajas.
- **Otras propiedades físicas y químicas.** Los cambios en la temperatura y la salinidad de los océanos ocasionados por el cambio climático y las actividades humanas están afectando a los ecosistemas marinos porque modifican la distribución de las especies marinas, reducen el valor ecológico de los ecosistemas costeros y alteran la producción primaria marina. Ello, a su vez, repercute en el bienestar de las personas y la economía.

1. Introducción

La primera parte del presente capítulo se basa en tres temas relacionados con los océanos en el contexto de los fenómenos climáticos extremos, a saber, las olas de calor marinas, los episodios extremos de El Niño-Oscilación Austral y los ciclones tropicales. Se consideran tanto los aspectos físicos del impacto del cambio climático en estos fenómenos como los posibles efectos en los sistemas naturales y humanos. Las conclusiones se basan en un análisis mucho más detallado que se puede encontrar en el capítulo 6 del informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático Special Report on Oceans and Cryosphere in a Changing Climate (2019).

Un episodio extremo es aquel que es raro en un lugar y una época del año determinados. Aunque hay diversas definiciones de raro, la rareza normal de un episodio extremo es igual o superior a los percentiles 10 o 90 de la estimación de probabilidad observada. Por definición, las características de lo que se denomina episodio extremo pueden variar de un lugar a otro en sentido absoluto. Un comportamiento extremo del tiempo puede clasificarse como episodio climático extremo cuando persiste durante cierto tiempo, por ejemplo durante una estación, especialmente si sus valores promediados o totales son extremos (p. ej., alta

temperatura, sequía o precipitaciones totales a lo largo de una temporada).

La segunda parte del capítulo se centra en las presiones derivadas de los cambios en las propiedades físicas y químicas de los océanos. El aumento previsto de la temperatura del mar de hasta 1,5 °C con respecto a niveles preindustriales seguirá impulsando el desplazamiento latitudinal de las especies marinas, incluidas las de importancia para los medios de vida costeros. Muchas de las grandes ciudades costeras están ubicadas en entornos deltáicos y son vulnerables a las inundaciones por su proximidad a los ríos y al mar, por su baja altitud general y por la subsidencia del terreno (Nicholls et al., 2008).

Las emisiones de dióxido de carbono y el calentamiento global también están ocasionando la acidificación y la desoxigenación de los océanos, cambios que tienen consecuencias para las personas de todo el mundo que dependen de unos ecosistemas marinos saludables. Cuando se publicó la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017), las características químicas de la acidificación

de los océanos se conocían bien, no tanto así las consecuencias para los ecosistemas y la sociedad. Se preveía que los efectos de la reducción del oxígeno en los ciclos de nutrientes y las poblaciones de peces empeorarán, en especial al combinarse el agotamiento del oxígeno debido al cambio climático y la eutrofización costera. La reducción de la biodiversidad y de las poblaciones de peces se relacionaban con el descenso de la concentración de oxígeno en los océanos. Se proporciona nueva información sobre las respuestas de los organismos y los ecosistemas marinos a la acidificación y la desoxigenación de los océanos y sobre el desarrollo de la capacidad conexas.

En el presente capítulo y en el capítulo 5 se tratan los aspectos de la Evaluación relacionados con el cambio climático. Este capítulo se centra en concreto en las presiones que ejercen en los ecosistemas marinos y las poblaciones humanas algunos de los cambios físicos y químicos causados por el cambio climático. También se tratan algunos aspectos conexos en los capítulos 7K y 15.

2. Presiones climáticas: episodios climáticos extremos y presiones derivadas de cambios en las propiedades físicas y químicas de los océanos

2.1. Episodios climáticos extremos

Las olas de calor marinas son períodos de días o meses con temperaturas oceánicas extremadamente elevadas que pueden registrarse a lo largo de miles de kilómetros y pueden penetrar cientos de metros en las profundidades oceánicas (Hobday et al., 2016). En los dos últimos decenios, las olas de calor marinas han tenido efectos negativos en los organismos y los ecosistemas marinos de todas las cuencas oceánicas, incluidas especies clave como los corales, las plantas que forman las praderas submarinas y las laminarias (Hughes et al., 2018; Smale et al., 2019). Las observaciones satelitales revelan que las olas de calor mari-

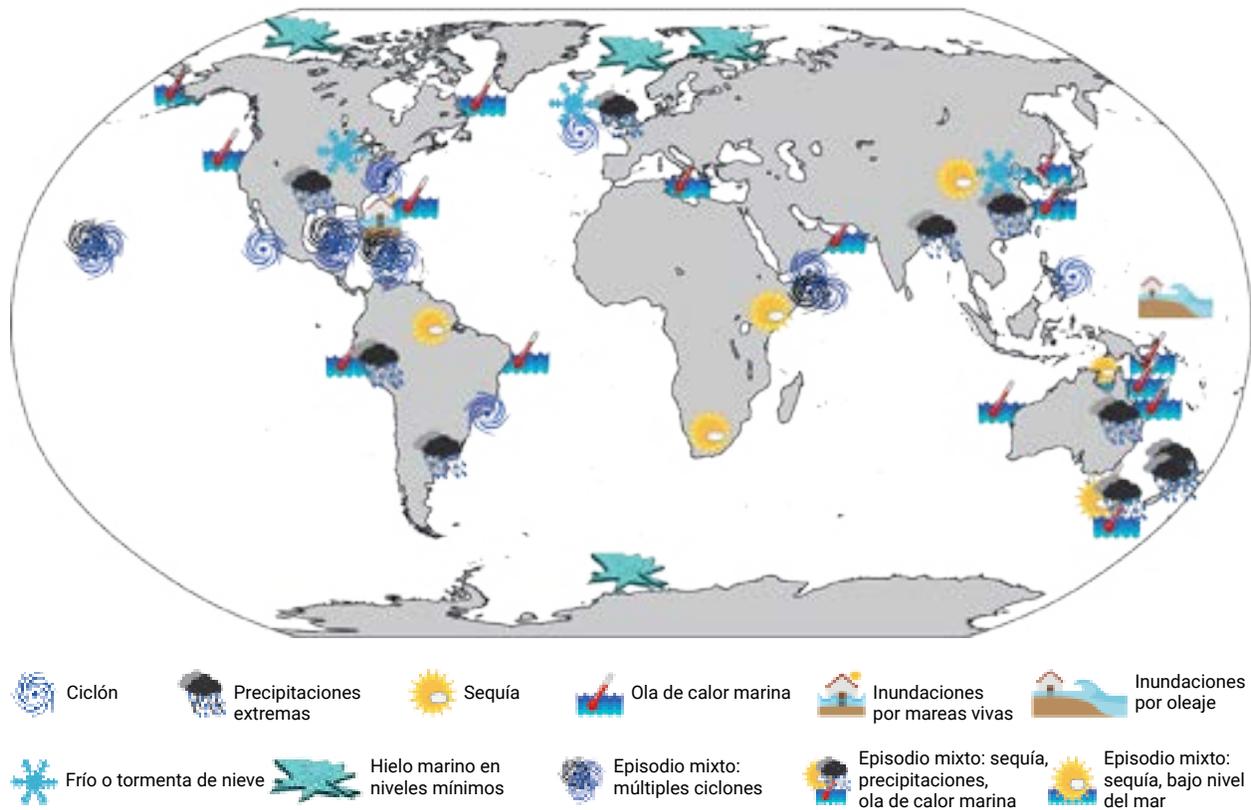
nas duplicaron su frecuencia entre 1982 y 2016 y que ahora también duran más y son más intensas y extensas (Frölicher et al., 2018; Oliver et al., 2018). Entre 2006 y 2015, entre el 84 % y el 90 % de las olas de calor marinas ocurridas en todo el mundo se debieron al aumento de la temperatura registrado desde el período 1850-1900 (Frölicher et al., 2018).

Con el calentamiento global, aumentarán la frecuencia, la duración, la extensión espacial y la intensidad de las olas de calor marinas (Frölicher et al., 2018; Darmaraki et al., 2019), y ello llevará a algunos organismos, poblaciones de peces y ecosistemas marinos a sobrepasar el límite de su resiliencia, lo cual repercutirá

a su vez en las economías y las sociedades (Smale et al., 2019). A escala mundial, es muy probable que para 2081-2100 la frecuencia de las olas de calor marinas haya aumentado, con respecto al período de referencia (1850-1900), unas 50 veces según el escenario de la trayectoria de concentración representativa 8.5, de altas emisiones, y unas 20 veces según el escenario de la trayectoria de concentración representativa 2.6, de bajas emisiones (Van

Vuuren et al., 2011). Estas tendencias futuras de la frecuencia de las olas de calor marinas responden en gran medida al aumento de la temperatura oceánica media. Se prevé que los mayores cambios en la frecuencia tengan lugar en el océano Ártico y los océanos tropicales (figura 1; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019, cap. 6, figura 6.4).

Figura 1
Ubicación de episodios extremos relacionados con el cambio climático causado por actividades humanas



Fuente: Figura adaptada de IPCC, 2019, figura 6.2.

Si se frenara el calentamiento global, disminuiría el riesgo que plantean los efectos de las olas de calor marinas, pero en el caso de algunos ecosistemas (como los bosques de laminarias y los arrecifes de coral) se traspasarán los umbrales críticos incluso con un grado relativamente bajo de calentamiento global (King et al., 2017). Los sistemas de alerta

temprana, que pronostican acertadamente las olas de calor marinas, pueden ayudar también a reducir las vulnerabilidades en la pesca, el turismo y la conservación, pero a gran escala todavía no se han puesto a prueba (Payne et al., 2017; Tommasi et al., 2017).

Uno de los mejores ejemplos con abundantes datos de los efectos de una ola de calor marina en pesquerías bien gestionadas es el del golfo de Alaska, en el Pacífico Norte. Un episodio de calentamiento oceánico prolongado redujo la mezcla de las capas bentónica y superficial, y ello a su vez alteró las relaciones tróficas, desestabilizó las poblaciones de invertebrados y peces de forraje y acabó con la pesquería de bacalao del Pacífico. Esto dio pie a repetidas series de muertes masivas de mamíferos y aves marinos, lo que repercutió en las economías costeras.

El Niño-Oscilación Austral es un fenómeno mixto atmosférico y oceánico que se caracteriza por la oscilación de las temperaturas oceánicas (que van de templadas a frías) en la zona centrooriental tropical del Pacífico y una fluctuación conexas de los patrones de presión superficial en las zonas tropical y subtropical a escala mundial. Normalmente tiene lugar entre cada dos y cada siete años. Suele medirse por la diferencia anómala de presión superficial entre Tahiti (Polinesia Francesa) y Darwin (Australia) o por las temperaturas de la superficie marina en el Pacífico ecuatorial central y oriental (Rasmussen y Carpenter, 1982). Tiene efectos climáticos en toda la región del Pacífico y en muchas otras partes del mundo por medio de teleconexiones mundiales. La fase templada de la Oscilación se llama El Niño y la fase fría, La Niña.

Los episodios más fuertes de El Niño y La Niña registrados desde la era preindustrial han tenido lugar en los últimos 50 años, y esa variabilidad es inusualmente elevada en comparación con la variabilidad media del pasado milenio (Cobb et al., 2013; Santoso et al., 2017). En el período observacional moderno ha habido tres episodios de El Niño extremos (1982/83, 1997/98, 2015/16), todos ellos caracterizados por precipitaciones pronunciadas en el Pacífico Este ecuatorial, que normalmente es seco. En el caso de La Niña ha habido dos episodios extremos (1988/89, 1998/99).

Es probable que con el calentamiento global aumente la frecuencia de los episodios de El Niño y La Niña extremos y que se intensifiquen

los efectos existentes, de manera que se produzcan respuestas más secas o más húmedas en varias regiones del planeta incluso con un grado relativamente bajo de calentamiento global (Cai et al., 2014; Cai et al., 2015; Power y Delage, 2018).

Las observaciones continuas a largo plazo y la mejora de las previsiones pueden ayudar a gestionar los riesgos de los episodios de El Niño y La Niña extremos asociados con la salud de las personas, la agricultura, la pesca, los arrecifes de coral, la acuicultura, los incendios forestales, la sequía y las inundaciones (L'Heureux et al., 2017).

Ciclón tropical es el término general utilizado para describir una perturbación fuerte de escala ciclónica que se origina sobre el océano tropical. En función de la velocidad máxima sostenida del viento durante un minuto, estas perturbaciones ciclónicas pueden ser depresiones tropicales (≤ 17 m/s), tormentas tropicales (18–32 m/s) o ciclones tropicales (≥ 33 m/s, categorías 1 a 5) (Knutson et al., 2010). Los ciclones tropicales se denominan huracanes, tifones o ciclones en función de su ubicación geográfica.

El cambio climático antropógeno ha aumentado las precipitaciones, los vientos y las subidas extremas del nivel del mar asociados a varios ciclones tropicales observados. Por ejemplo, los estudios han demostrado que la intensidad de las precipitaciones del ciclón tropical (huracán) Harvey aumentó al menos un 8 % (entre el 8 % y el 19 %) debido al cambio climático (Risser y Wehner, 2017; Van Oldenborgh et al., 2017). El cambio climático antropógeno podría haber contribuido, a raíz de la expansión tropical inducida antropógenamente, a la migración hacia los polos en los últimos decenios de la intensidad máxima de los ciclones tropicales en el Pacífico Norte occidental (Sharmila y Walsh, 2018). Existen indicios de diversos cambios regionales en el comportamiento de los ciclones tropicales, como el aumento de la proporción mundial anual de los ciclones tropicales de categoría 4 o 5 en los últimos decenios, el acaecimiento de ciclones tropicales extremadamente severos en el mar Árabe, el

acaecimiento de ciclones en Asia Oriental y Sudoriental, el aumento de la frecuencia de marejadas ciclónicas moderadamente extensas en los Estados Unidos desde 1923 y la disminución de la frecuencia de los ciclones tropicales severos en el este de Australia desde finales del siglo XIX. Hay escasa confianza en que representen indicios antropógenos detectables. La altura extrema del oleaje, que contribuye a las subidas extremas del nivel del mar, la erosión costera y las inundaciones, ha aumentado en los océanos Antártico y Atlántico Norte en torno a 1,0 cm y 0,8 cm al año en el período 1985-2018 (Young y Ribal, 2019).

Según las previsiones, se incrementará la intensidad media de los ciclones tropicales, así como las tasas de precipitaciones medias conexas, si las temperaturas mundiales aumentan 2 °C, aunque hay escasa confianza en que en el futuro se produzcan cambios de frecuencia a escala mundial (Yamada et al., 2017). La subida del nivel del mar contribuirá a que en el futuro las subidas extremas asociadas a ciclones tropicales sean aún mayores (Garner et al., 2017). Según las previsiones, la proporción de ciclones tropicales de categorías 4 y 5 aumentará (Knutson et al., 2015; Park et al., 2017). Estos cambios repercutirán en la frecuencia y la intensidad de las marejadas ciclónicas, así como en la mortalidad y las infraestructuras costeras.

Las pérdidas económicas derivadas de los ciclones tropicales que tienen lugar en las proximidades de la costa y las islas se pueden reducir invirtiendo en reducción del riesgo de desastres, gestión de inundaciones (tanto ecosistémica como de ingeniería) y sistemas de alerta temprana. No obstante, estas inversiones pueden verse socavadas por unas capacidades locales limitadas (por ejemplo, infraestructura anticuada y otros factores ajenos al clima), que, entre otras cosas, pueden dar lugar al aumento de las pérdidas y la mortalidad a raíz de vientos extremos y marejadas ciclónicas en países en desarrollo pese a los esfuerzos de adaptación. Hay indicios de que está aumentando el riesgo al que se enfrentan zonas afectadas por nuevas trayectorias de tormentas. Gestionar el riesgo derivado de los

cambios en la trayectoria y la intensidad de las tormentas es complicado por la dificultad que reviste emitir alertas tempranas y la poca receptividad de la población afectada.

2.2. La subida del nivel del mar y las ciudades

Las ciudades ubicadas en el litoral y en Estados archipelágicos e insulares son cada vez más susceptibles a la erosión y a la subida del nivel del mar (De Sherbinin et al., 2007; Hanson et al., 2011; Takagi et al., 2016). Muchas de ellas comprenden grandes superficies de tierra ganada al mar, a humedales o a otras masas de agua, que se retienen y protegen de la erosión mediante estructuras artificiales duras, como malecones y escolleras (Sengupta et al., 2018). Es probable que muchos de estos litorales artificiales deban adaptarse y mejorarse para poder hacer frente a la subida del nivel del mar. En entornos muy urbanizados, que con frecuencia están ya muy degradados, las estructuras artificiales duras son a menudo la única opción disponible, y se consideran buenas opciones (Hallegatte et al., 2013; Hinkel et al., 2014), pero la recuperación de tierras y dichas estructuras tienen diversos efectos negativos generales en el medio circundante (Dafforn et al., 2015). Son muchas las regiones de todo el mundo (especialmente ciudades) que afirman que más del 50 % de su litoral está protegido de esta manera (p. ej., Chapman, 2003; Burt et al., 2013), y es probable que esa cifra aumente en respuesta al crecimiento de las economías, las poblaciones costeras y la urbanización (p. ej., véanse los planes de recuperar todo el litoral de dos estados de Malasia en Chee et al. (2017)).

En lugar de defensas costeras artificiales duras, que son complejas y caras de construir, en la medida de lo posible se deberían utilizar ecosistemas costeros naturales, como los manglares y las marismas, como barreras naturales, o combinarlos con infraestructura dura en enfoques híbridos (Temmerman et al., 2013). Con estos ecosistemas no solo se protege la tierra, sino que además se prestan valiosos servicios y funciones ecosistémicos. Como se puede considerar que las defensas costeras

artificiales duras son una solución eficaz a corto plazo a las inundaciones costeras, será necesario incrementar las inversiones dado el aumento observado de la actividad tormentosa y la subida del nivel del mar (Mendelsohn et al., 2012; Vitousek et al., 2017). Según los cálculos, en 2010 el nivel del mar había subido en todo el mundo 52,4 mm en promedio con respecto al nivel de 1993, y en 2018 lo había hecho 89,9 mm con respecto también al nivel de 1993 (Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA), 2019). La velocidad de subida también es cada vez mayor. Se calcula que en el período 1993-2018 el nivel del mar subió 3,2 mm al año, mientras que en el período 2010-2018 subió 4,7 mm al año, es decir, mucho más rápidamente. Pese a que sigue habiendo bastante incertidumbre, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático prevé que el nivel del mar siga subiendo durante siglos, incluso aunque se adopten medidas de mitigación. El posible colapso generalizado de las plataformas de hielo podría ocasionar que en el siglo XXI el nivel del mar aumente más, hasta varios decímetros (Church et al., 2013), lo que tendrá consecuencias drásticas para las ciudades ubicadas en el litoral, en archipiélagos y en islas pequeñas, y en particular para las que están a baja altitud.

Sin embargo, la urbanización podría brindar oportunidades de reducción del riesgo, ya que las ciudades son el motor del crecimiento económico y centros de innovación, atención política e inversiones del sector privado (Garschagen y Romero-Lankao, 2015). Hallegatte et al. (2013) hicieron un análisis a escala mundial de las pérdidas actuales y futuras en las 136 ciudades costeras de mayor tamaño, y pronosticaron que, con los cambios socioeconómicos, el cambio climático y la subsidencia previstos, las pérdidas mundiales debidas a las inundaciones pasarían de un promedio de 6.000 millones de dólares al año en 2005 a 1 billón de dólares en 2050. Incluso si las inversiones en adaptación se mantuvieran constantes, la probabilidad de inundaciones, la subsidencia y la subida del nivel del mar harán que en 2050 las pérdidas mundiales debidas a las inundaciones sean de entre 60.000 y

63.000 millones de dólares al año. En el mismo estudio se constató que los países en desarrollo son particularmente vulnerables al riesgo de inundaciones, y que invierten mucho menos en medidas de protección frente a ellas.

Estudio de caso: Rotterdam

Las ciudades de baja altitud de los Países Bajos, país que lleva tiempo siendo pionero en ganar terreno al mar y en adaptación al cambio climático, están adoptando un enfoque multidimensional para hacer frente al problema de la subida del nivel del mar. En Rotterdam, por ejemplo, el sistema de adaptación se basa en un sistema de defensa frente a inundaciones y la subida del nivel del mar (Ciudades C40, 2019) formado por una barrera flexible frente a marejadas ciclónicas (Maeslantkering), dunas permanentes a lo largo de la costa, diques en los ríos y un mecanismo específico con dos diques, uno interior y otro exterior. La zona ubicada dentro del dique interior, que está en su mayoría bajo el nivel del mar, comprende un sistema de pólderes que se drenan mediante desagües y bombas y están protegidos por diques secundarios de menor tamaño. La zona ubicada dentro del dique exterior (entre 3 y 5,5 m sobre el nivel del mar), que tiene 40.000 habitantes, es vulnerable a la subida del nivel del mar o a inundaciones temporales menos serias, y se está adaptando mediante tecnologías innovadoras (p. ej., edificios flotantes) y otros enfoques más tradicionales (p. ej., el aislamiento de las fachadas de los edificios y la ubicación a más altura de las instalaciones eléctricas).

2.3. Presiones derivadas de los cambios de temperatura

El calentamiento de los océanos causado por el cambio climático antropógeno proseguirá durante siglos tras la estabilización del forzamiento antropógeno (IPCC, 2019). Afectará a los ecosistemas marinos, ya que aumentarán las presiones acumuladas debidas al cambio climático y la intensidad de las actividades humanas, y está interfiriendo también con otras propiedades del océano, como la salinidad y

los ciclos de nutrientes o del carbono, por la interconexión de todos esos procesos.

La sensibilidad biológica dependiente de la temperatura varía de una especie a otra y se ve afectada por otras propiedades del océano. Por ejemplo, en el caso de las especies pelágicas, al analizar las tendencias a largo plazo de la producción primaria se ha constatado que la subida de las temperaturas oceánicas, a causa de lo cual aumentan la estratificación, se reducen los nutrientes y se produce un cambio hacia fitoplancton pequeño, será el factor que más contribuya a la disminución del flujo de carbono orgánico particulado hacia las profundidades oceánicas (Boyd et al., 2016; Fu et al., 2016). Según las previsiones, el flujo de carbono orgánico particulado disminuirá en las latitudes bajas y medias, pero es posible que aumente en las latitudes altas, a raíz de la reducción de la cubierta de hielo marino (Sweetman et al., 2017; Yool et al., 2017; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2018).

El informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático titulado *Global Warming of 1.5 °C (2018)* indica que los ecosistemas oceánicos ya están experimentando cambios a gran escala y que se prevé traspasar umbrales críticos con un calentamiento global de 1,5 °C o más. Se prevé que el cambio de la temperatura del agua haga que algunas especies (p. ej., plancton y peces) se trasladen a latitudes más altas y así se formen ecosistemas nuevos (Jonkers et al., 2019).

La subida de la temperatura repercute directamente en las comunidades costeras y tiene efectos no solo en los ecosistemas marinos costeros, sino también en los bienes y servicios ecosistémicos que prestan (Worm et al., 2006; Pendleton et al., 2016). Entre ellos cabe destacar el número de pesquerías viables que existen en los humedales costeros, así como las funciones de criadero que estos desempeñan y los servicios de filtrado que prestan (Cochard et al., 2008; Barange et al., 2018). Los arrecifes de coral son uno de los ecosistemas costeros más afectados por el calentamiento

de los océanos, y el fenómeno de la decoloración del coral puede repercutir no solo en la vida marina, sino también en el turismo marino.

Los cambios de temperatura y de salinidad también tienen consecuencias para el bienestar humano (alimentación y salud). Con respecto a la seguridad alimentaria, el pescado es uno de los alimentos más consumidos del mundo y uno de los principales contribuidores a la alimentación saludable por su aporte de proteínas, ácidos grasos y vitaminas, entre otros elementos esenciales para la salud (Hilmi et al., 2014). El cambio climático podría disminuir la disponibilidad de alimentos marinos (Golden et al., 2016) y, en consecuencia, reducir el aporte proteínico de las comunidades costeras en general (Blanchard et al., 2017). Ello repercutiría gravemente en las comunidades que dependen en gran medida de los alimentos marinos, incluidas las comunidades indígenas y otras comunidades costeras.

Si aumenta la temperatura de los océanos, es probable que también aumenten la prevalencia y la transmisión de enfermedades. El calentamiento de los océanos podría incrementar el riesgo de enfermedades de transmisión hídrica y de toxinas de la proliferación de algas (véase el cap. 6a), lo que repercutiría en las poblaciones y las economías de las zonas afectadas. Se prevé, por ejemplo, que el patógeno bacteriano *Vibrio cholerae* crezca más rápidamente por el aumento de la temperatura de los océanos (Semenza et al., 2017).

2.4. Presiones derivadas de los cambios en la química marina

La absorción por parte de los océanos de las emisiones de dióxido de carbono está alterando rápidamente la química del agua del mar en un proceso denominado acidificación de los océanos (véase el cap. 5). Con el aumento de la presión parcial de dióxido de carbono en el agua del mar, el estado de saturación de los carbonatos cae por debajo del nivel adecuado para los taxones de importancia mundial que integran los arrecifes (Albright et al., 2018). La mayoría de los arrecifes de coral (tanto superficiales como profundos) son vulnerables al

aumento de la concentración de CO₂ (Lam et al., 2019). La acidificación de los océanos está haciendo que disminuya la profundidad a la que el agua del mar es corrosiva para los carbonatos, lo que supone una amenaza para los arrecifes de coral de todo el mundo por medio de la disolución y la mayor bioerosión (Gómez et al., 2018). La acidificación, combinada con el calentamiento, la subida del nivel del mar y el aumento de la severidad de las tormentas, reduce la resiliencia de los arrecifes a escala mundial y aumenta la destrucción de estos. En el Ártico se ha incrementado rápidamente la zona en que el agua del mar superficial es corrosiva para los organismos calcáreos (Brodie et al., 2014).

La acidificación podría afectar a toda la vida marina, ocasionando, por ejemplo, cambios en la expresión génica, la fisiología, la reproducción o el comportamiento (Riebesell y Gattuso, 2015; IPCC, 2019). Entre 2005 y 2009, la acidificación de los océanos puso en peligro el sector de la acuicultura de marisco del estado de Washington (Estados Unidos), cuyo valor era de 270 millones de dólares y proporcionaba 3.200 puestos de empleo al año. Miles de millones de ostras murieron en viveros porque el agua del mar había pasado a ser corrosiva para las conchas de las larvas (Ekstrom et al., 2015). Además de tener efectos negativos en el fitoplancton y zooplancton calcificante, la acidificación puede disminuir el valor nutricional de los alimentos marinos (Lemasson et al., 2019).

La acidificación de los océanos también repercute en las propiedades, las funciones y los servicios de los ecosistemas. Algunos grupos de organismos prosperan en condiciones acidificadas, pero en el caso de muchos taxones no es así (Agostini et al., 2018). Muchas algas son resilientes a los niveles de acidificación previstos en el escenario de la trayectoria de concentración representativa 8.5 del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, pero los cambios en la composición de las comunidades alteran enormemente los hábitats de las algas (Brodie et al., 2014; Enochs et al., 2015). El aumento de la disponibilidad de carbono estimula la

producción primaria y puede incrementar las existencias de laminarias y de las plantas que forman las praderas submarinas (Russell et al., 2013; Linares et al., 2015; Cornwall et al., 2017), aunque las microalgas y el césped de algas son predominantes en las aguas acidificadas en condiciones de mayor exposición (Agostini et al., 2018; Castelle et al., 2018).

Las investigaciones realizadas en rezumaderos marinos naturales de CO₂ han puesto de manifiesto que la biodiversidad de la macrofauna disminuye un 30 % si el pH medio se reduce de 8,1 a 7,8 (Agostini et al., 2018; Foo et al., 2018), lo que es atribuible a efectos directos, como el mayor costo metabólico que implica hacer frente a la hipercapnia, o a efectos indirectos, como la mayor susceptibilidad a la depredación (Sunday et al., 2017). Algunos corales crecen sin problemas en aguas con una concentración de CO₂ elevada, pero los hábitats que forman carecen de diversidad, ya que la degradación de los arrecifes a raíz de la disolución química y el aumento de la bioerosión debidas a la acidificación de los océanos propicia el paso a unos ecosistemas menos diversos. En el capítulo 7D también se tratan los efectos de la acidificación de los océanos en los arrecifes de coral. Los efectos duales del aumento del CO₂ y la disminución del carbonato modifican las interacciones tróficas. La reducción de la abundancia y el tamaño de los herbívoros calcáreos contribuye al crecimiento excesivo del césped de algas, que es una maleza, y a la simplificación de las redes alimentarias, lo que genera pérdidas de diversidad funcional (Vizzini et al., 2017; Teixidó et al., 2018).

Los daños debidos a la acidificación de los océanos disminuyen la protección costera y el hábitat para la biodiversidad y las pesquerías (Hall-Spencer y Harvey, 2019). En los arrecifes tropicales, la cubierta de coral vivo se ha reducido a casi la mitad en los últimos 150 años, y en los últimos dos decenios la reducción se ha acelerado por el aumento de la temperatura del agua y la acidificación de los océanos, que han exacerbado otras causas de la pérdida de coral. La acidificación de los océanos, combinada con el aumento de las temperaturas,

la subida del nivel del mar y el incremento de los episodios climáticos extremos, amenaza también los bienes y los servicios que proporcionan los ecosistemas costeros. Esto es particularmente importante para las personas que dependen en gran medida de los recursos marinos para fines de protección, nutrición, empleo y turismo (Lam et al., 2019).

Las medidas que se proponen para reducir los efectos de la acidificación de los océanos y fomentar la resiliencia están encaminadas principalmente a reducir las emisiones de CO₂, pero también consisten en la reducción de la contaminación y otros factores causantes de estrés (como la sobrepesca y los daños a los hábitats), el cultivo de algas y la restauración de las praderas marinas, el tratamiento de aguas (p. ej., para la acuicultura de gran valor), la adaptación de actividades humanas tales como la acuicultura y la reparación de ecosistemas dañados (Cooley et al., 2016), por ejemplo mediante la reconstitución de las especies silvestres en los océanos.

En cuanto a la desoxigenación, desde mediados del siglo XX los océanos (incluidas las aguas costeras, como los estuarios y los mares semicerrados) han perdido un 2 %, es decir, más de 150.000 millones de toneladas, de su contenido total de oxígeno (Schmidt et al., 2017), y en más de 600 masas de agua costeras se han registrado concentraciones de oxígeno de menos de 2 mg por l (Diaz y Rosenberg, 2008; Breitburg et al., 2018). Se prevé que el cambio climático haga disminuir aún más el oxígeno en muchos sistemas costeros en los que en estos momentos la desoxigenación se debe principalmente a la aportación excesiva de nutrientes antropógenos. La desoxigenación preocupa enormemente porque el oxígeno es fundamental para la vida en los océanos (figura II; Laffoley y Baxter, 2019). Es determinante para la productividad y la biodiversidad, regula los ciclos mundiales de nutrientes y del carbono y es necesario para la supervivencia de los organismos (Breitburg et al., 2018). Cuando hay oxígeno suficiente, la fisiología, el comportamiento y las interacciones ecológicas de los organismos que dependen de la respiración aeróbica (en la que interviene el oxígeno) no

se ven limitados ni afectados negativamente. Se considera que el agua es hipóxica cuando la concentración de oxígeno es insuficiente y esos procesos se ven perjudicados. Al definir la hipoxia suele utilizarse un valor umbral de 2 mg de oxígeno disuelto/l, pero la saturación o concentración de oxígeno a la que los procesos vitales se ven perjudicados varía considerablemente en función de la especie, el proceso y el hábitat, y depende de la temperatura.

A medida que disminuye el oxígeno presente en el agua, aumenta la proporción de la producción que se desvía a los microbios (Diaz y Rosenberg, 2008; Wright et al., 2012). Las redes alimentarias cambian a raíz de la modificación de la tasa de encuentro y los efectos específicos de cada especie que la baja concentración de oxígeno tiene en la eficiencia alimentaria de los depredadores y en el comportamiento de huida de las presas. Por otro lado, puede aumentar la transferencia de energía a los animales tolerantes, como las especies gelatinosas (Keister y Tuttle, 2013). La visión y (McCormick y Levin, 2017) y la actividad carnívora (Sperling et al., 2016) pueden disminuir en importancia en las zonas hipóxicas, ya que requieren una gran cantidad de energía. A diferencia de ello, la depredación puede intensificarse por encima de las zonas hipóxicas, ya que los animales que dependen de la visión para alimentarse se ven obligados a subir a aguas menos profundas, donde hay más luz (Koslow et al., 2011).

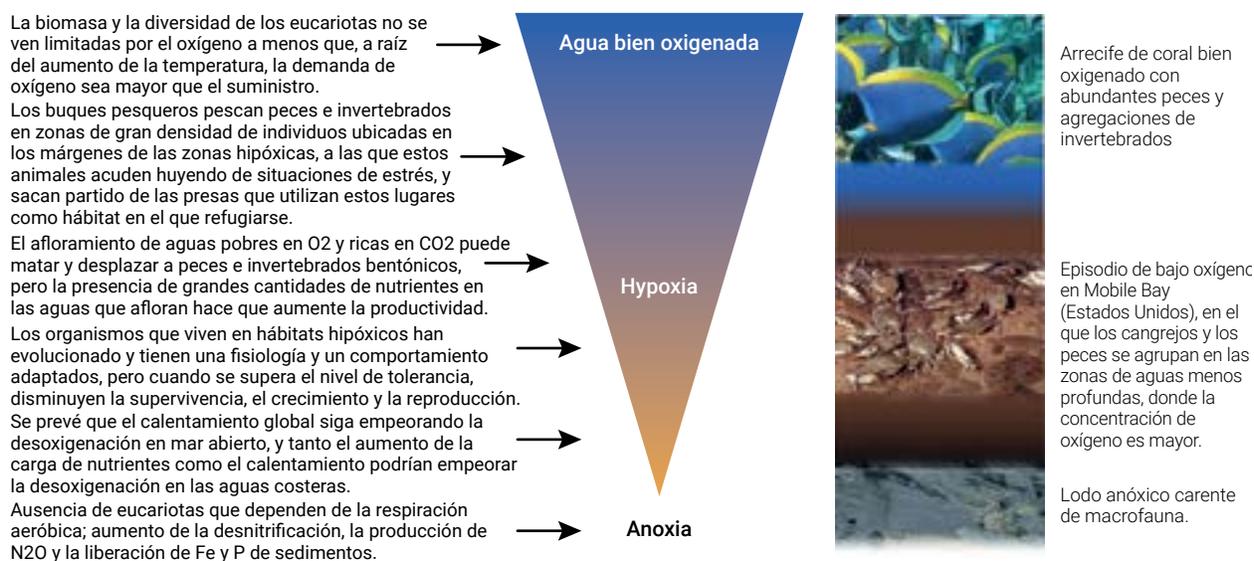
Se prevé que la disminución del oxígeno presente en el océano repercuta negativamente en diversos procesos biológicos y ecológicos, si bien la magnitud de los efectos dependerá de cada especie y proceso, y no está claro si la magnitud de las respuestas será directamente proporcional a la disminución del oxígeno. Algunos efectos de la disminución de oxígeno dependen de la exposición directa a aguas hipóxicas, mientras que otros lo hacen del movimiento de organismos y material (nutrientes, materia orgánica, gases de efecto invernadero) entre lugares con distinta concentración de oxígeno, y otros dependen principalmente de la concentración de oxígeno en lugares concretos que son cruciales para una especie o etapa de la vida. Muchas respuestas se producen a

concentraciones de oxígeno a las que ya no se pueden mantener funciones biológicas.

A medida que el oxígeno disminuye, la biomasa y la diversidad de los organismos eucariotas suelen disminuir y la composición de las especies se modifica (Gallo y Levin, 2016). Con la expansión de las aguas hipóxicas, las especies tolerantes pueden ampliar su rango de profundidad, mientras que los rangos de las especies que son más sensibles se reducen (Sato et al., 2017). La abundancia relativa de las especies dentro de los sistemas es reflejo de la variación de la tolerancia de las especies

a la baja concentración de oxígeno y a otros factores de estrés concomitantes (Koslow et al., 2018). Los organismos, tales como los crustáceos y los peces adaptados a entornos hipóxicos, pueden alcanzar densidades muy altas en zonas hipóxicas (Pineda et al., 2016; Gallo et al., 2019). No obstante, en hábitats naturalmente hipóxicos, como las zonas de mínimo oxígeno, incluso los cambios muy pequeños (equivalentes a menos del 1 % de la concentración de oxígeno de las aguas superficiales bien oxigenadas) pueden ocasionar la exclusión de especies que de otro modo serían abundantes (Wishner et al., 2018).

Figura II
Control of oxygen over biological and biogeochemical processes in the open ocean and coastal waters



Fuente: Figura modified from Breitburg et al., 2018.

Notas: Oxygen exerts a strong control over biological and biogeochemical processes in the open ocean and coastal waters. Whether oxygen patterns change over space, as with depth, or over time, as effects of nutrients and warming become more pronounced, biological diversity, biomass, and productivity decline with decreasing levels of oxygen.

La exposición crónica a concentraciones de oxígeno subóptimas puede reducir el crecimiento (Thomas et al., 2019) y la reproducción (Thomas et al., 2015). Los modelos numéricos indican que esos efectos crónicos pueden ocasionar el declive de las poblaciones con el tiempo (Rose et al., 2018), incluso si la baja concentración de oxígeno no es causa directa de mortalidad. Se ha constatado que con la

exposición a bajas concentraciones de oxígeno aumenta la contracción y la progresión de infecciones y disminuyen las respuestas inmunitarias de diversos huéspedes tanto vertebrados como invertebrados (Breitburg et al., 2019), de manera que podría aumentar la transmisión de patógenos al ser humano mediante el consumo de huéspedes inmunosuprimidos (Hernroth y Baden, 2018).

Los microbios han evolucionado y se han adaptado para explotar incluso los hábitats más extremos del planeta, también los que no contienen oxígeno. En ausencia de oxígeno, el ciclo biogeoquímico de los microbios ocasiona la producción de gases de efecto invernadero, como óxido nitroso y metano (Buitenhuis et al., 2018). Por lo tanto, con la expansión de los hábitats anóxicos podría aumentar la liberación de gases de efecto invernadero a la atmósfera, lo que intensificaría el calentamiento y la estratificación. No obstante, no es seguro que vaya a ocurrir así, ya que el calentamiento y la estratificación, que podrían incrementar la producción de gases de efecto invernadero, también repercutirán en las tasas y la distribución de la producción primaria, de la que dependen el resto de los procesos biológicos (Battaglia y Joos, 2018).

La desoxigenación de los océanos no tiene lugar de manera independiente de otros factores antropógenos de estrés oceánico. Al subir la temperatura del agua, los microbios que dependen de la respiración aeróbica y la gran mayoría de los animales marinos tendrán que consumir más oxígeno para sobrevivir (Pörtner, 2012). Por lo tanto, la subida de la temperatura del agua, al aumentar las necesidades de oxígeno y al ocasionar la mayor pérdida de oxígeno, hace que se reduzca la disponibilidad de hábitats aptos. Los cambios previstos en la distribución hacia los polos y hacia aguas más profundas y frías, las extinciones locales y la disminución del tamaño máximo de muchas especies de peces se atribuyen, al menos en parte, al aumento de las necesidades de oxígeno a temperaturas más cálidas (Deutsch et al., 2015; Pauly y Cheung, 2018). Los efectos combinados de los factores de estrés oceánico relacionados con el cambio climático, a saber, la desoxigenación, el calentamiento y la acidificación, también podrían hacer que las larvas de zooplancton y de peces se desacompanen tanto desde el punto de vista espacial como temporal y evolutivo, lo que en última instancia repercutiría negativamente en las pesquerías (Dam y Baumann, 2017). En términos más generales, la contribución del oxígeno a la conversión de alimentos en energía implica que

el suministro de oxígeno puede determinar la cantidad de energía disponible para responder a otros factores de estrés (Sokolova, 2013).

En aguas anóxicas, las capturas pesqueras suelen ser reducidas por el comportamiento de evitación de las especies de gran movilidad y por la mortalidad y la falta de reclutamiento de especies sésiles o de movilidad limitada (Breitburg et al., 2009; Rose et al., 2018). Un aspecto preocupante es que las zonas hipóxicas y su expansión hagan que los peces y el marisco móvil sean más susceptibles a la sobrepesca (Craig, 2012; Purcell et al., 2017) al dar lugar a agregaciones de alta densidad por encima de las aguas hipóxicas y en sus márgenes (Craig, 2012; Stramma et al., 2012). Por ejemplo, se han documentado ampliamente cambios espaciales en el esfuerzo de pesca en las pesquerías de camarón pardo en el golfo de México y de buey del Pacífico en Hood Canal (Estados Unidos): el solapamiento espacial entre la flota de pesca y las especies objetivo aumenta a medida que aumentan las zonas hipóxicas según la estación o cuando de un año a otro hay variaciones en el alcance espacial de la hipoxia (Purcell et al., 2017; Froehlich et al., 2017). La mortalidad debida a la pesca podría aumentar donde esta se lleva a cabo en estos lugares refugio y donde las distribuciones en aguas menos profundas aumentan la tasa de captura (Purcell et al., 2017). Los episodios hipóxicos también han sido una importante causa de mortalidad tanto en la acuicultura de pescado como en la de marisco, lo que ha generado unas pérdidas sustanciales para las economías locales y ha tenido consecuencias tanto para la salud humana como para la seguridad alimentaria (Cayabyab et al., 2002; Rice, 2014).

3. Creación de capacidad: Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y Red Mundial de Oxígeno Oceánico

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 se refiere a la necesidad de conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible, entre otras cosas cumpliendo la meta 14.3, a saber, minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles.¹ La preocupación por el problema de la desoxigenación se plasmó también en la declaración “Nuestros océanos, nuestro futuro: llamamiento a la acción”, resultado de la Conferencia de las Naciones Unidas para Apoyar la Implementación del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14: “Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible.”²

Para poder atribuir los efectos en los ecosistemas a cambios en la química marina es necesario seguir desarrollando los sistemas de observación de los océanos. Las iniciativas mundiales de investigación oceánica, como Biogeochemical Argo, y la Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y la Red Mundial de Oxígeno Oceánico de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental están reduciendo las barreras y desarrollando la capacidad para poder comprender mejor a escala mundial la acidificación y la desoxigenación de los océanos. La Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y la Red Mundial de Oxígeno Oceánico brindan acceso a colaboración y mentorías que favorecen la mejora de las observaciones oceánicas del pH y el oxígeno mediante sesiones de capacitación, asociaciones y la provisión de apoyo para la creación de centros regionales. En la actualidad, las iniciativas de observación e investigación de la acidificación y la desoxige-

nación de los océanos se concentran en un número relativamente reducido de países, por lo que existen grandes carencias de conocimientos y capacidad, especialmente en el hemisferio sur y en los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos, 2019). Con más capacidad para recopilar datos complejos y suministrar mejores observaciones de todo el planeta se podría mejorar la capacidad de pronóstico de los experimentos y los modelos ecosistémicos si estos reprodujeran escenarios del mundo real más eficazmente para lograr el Objetivo 14.

Los servicios de los ecosistemas marinos dependen de las funciones bióticas básicas que se mantienen (Connell et al., 2018), de los ingenieros de ecosistemas y especies clave que se retienen (Sunday et al., 2017) y de si se evita la propagación de especies perjudiciales (Hall-Spencer y Allen, 2015). Las carencias de conocimientos en cuanto a las respuestas ecosistémicas a los cambios en la química marina siguen siendo considerables. No obstante, con experimentos sobre múltiples factores de estrés y modelos ecosistémicos que incorporen los avances realizados en la ecofisiología y la genómica se podría describir mejor el alcance del impacto y reducir la incertidumbre sobre su magnitud. Es necesario entender mejor la manera en que la desoxigenación está modificando las vías microbianas y la velocidad a la que ocurren los procesos en la columna de agua y las profundidades oceánicas (Breitburg et al., 2018). El llamamiento realizado por Riebesell y Gattuso (2015) a pasar a experimentos sobre múltiples factores de estrés y múltiples especies para entender más específicamente los efectos ecológicos de la acidificación de

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

² Véase la resolución de la Asamblea General 71/312, anexo; see also <https://oceanconference.un.org/callforaction>.

los océanos en las comunidades marinas ha sido atendido (Munday, 2017). Se lograrán nuevos avances profundizando y ampliando la comprensión de las relaciones de la acidificación de los océanos y el oxígeno con otras fuerzas motrices ambientales, la manera en que cambian las interacciones de los procesos ecológicos y las especies en condiciones pertinentes para ellos y la influencia en los efectos en los ecosistemas marinos de los cambios de

la variación, la plasticidad y la adaptación individuales en respuesta a la química marina. Las investigaciones sobre esos temas permitirán adoptar medidas más eficaces para mitigar los efectos de la acidificación y la desoxigenación de los océanos, que, en escenarios de emisiones más bajas, podrían tener consecuencias menos graves para los millones de personas que dependen de la protección costera, la pesca y la acuicultura.

4. Resumen

Se ha constatado que las olas de calor marinas están aumentando en frecuencia e intensidad a raíz del cambio climático causado por actividades humanas y están teniendo efectos principalmente negativos en los ecosistemas marinos. Según las previsiones, tanto las olas de calor marinas como sus efectos aumentarán en el futuro, pero los aumentos pueden limitarse en gran medida mediante esfuerzos de mitigación del cambio climático. En las iniciativas de adaptación a los efectos de las olas de calor marinas puede recurrirse a sistemas de pronóstico.

Se han observado episodios de El Niño y La Niña extremos, pero, como ocurren con poca frecuencia, no se ha detectado influencia humana. No obstante, los modelos indican que en futuros escenarios de calentamiento global aumentará la frecuencia de ambas fases de la oscilación. Al igual que en el caso de las olas de calor marinas, pueden emplearse sistemas de previsión, que ya existen, con fines de gestión del riesgo y de adaptación.

Si bien en los registros observacionales es difícil detectar cambios en la frecuencia y la distribución espacial de los ciclones tropicales, los estudios de ciclones concretos han demostrado que las actividades humanas influyen en su intensidad, en particular en las precipitaciones conexas. Según las previsiones, en el futuro aumentará la intensidad, lo que repercutirá en las marejadas ciclónicas y la infraestructura costera.

Aunque todas las ciudades costeras han experimentado ya la subida del nivel del mar, las ciudades de baja altitud y los países en desarrollo sin capacidad para invertir en medidas de defensa costera y restauración de las barreras naturales sufrirán daños y pérdidas en mayor grado. Los estudios demográficos a escala mundial sugieren que la población se está trasladando a las zonas costeras y seguirá haciéndolo, con lo que aumentará el número de personas en riesgo desde el punto de vista tanto económico como social. Aunque normalmente las ciudades son centros de innovación e inversiones, hay claros ejemplos de la dificultad que entraña solucionar estos problemas tan complejos en lugares vulnerables.

Los daños y las pérdidas también se ven determinados por las vulnerabilidades que existen en la infraestructura costera, y podrían tener más causas que la subida del nivel del mar. De hecho, la subida del nivel del mar podría exacerbar otros problemas vigentes, de modo que aumentaría el riesgo.

La existencia de interacciones complejas entre la temperatura y la salinidad y los nutrientes y los ciclos químicos de los océanos hace que cualquier cambio en esas variables debido al cambio climático y a efectos antropógenos repercuta en los ecosistemas marinos, la población, las comunidades costeras y la economía conexas. El calentamiento de los océanos está causando daños considerables a los ecosistemas marinos y las especies están perdiendo sus hábitats, lo que las obliga a adaptarse o trasladarse a zonas de temperaturas dife-

rentes o a buscar nuevas zonas con fines de alimentación, desove o cría.

La acidez de los océanos y la disponibilidad de oxígeno suficiente conforman la base de los servicios que los ecosistemas marinos prestan a la sociedad. No obstante, en la actualidad se están observando rápidos cambios en la acidez y una menor concentración de oxígeno a raíz del cambio climático y las emisiones de CO₂ de origen antropógeno, lo que está modificando los hábitats y los ecosistemas marinos en todo el planeta. El calentamiento está haciendo que disminuya la concentración de oxígeno, mientras que la acidificación está

modificando rápidamente la química de los carbonatos de aguas oceánicas superficiales, y todo ello está disminuyendo el crecimiento y la supervivencia de muchos organismos y degradando la resiliencia ecosistémica.

Solventar las carencias de conocimientos en materia de ciencias oceánicas fomentando las iniciativas de desarrollo de la capacidad que permiten comprender mejor cómo responden los océanos y sus ecosistemas a los cambios en las propiedades físicas y químicas oceánicas es una vía importante para reducir los efectos de dichos cambios y lograr el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.

Bibliografía

Introducción

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.

Naciones Unidas (2017). The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I. Cambridge: Cambridge University Press.

Nicholls, R.J., et al. (2008). Ranking Port Cities with High Exposure and Vulnerability to Climate Extremes, No. 1. <https://doi.org/10.1787/011766488208>.

Extreme climate events

Cai, Wenju et al. (2014). Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 2, p. 111.

_____ (2015). Increased frequency of extreme La Niña events under greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 2, p. 132.

Cobb, Kim M., et al. (2013). Highly variable El Niño–southern oscillation throughout the Holocene. *Science*, vol. 339, No. 6115, pp. 67–70.

Darmaraki, Sofia, et al. (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mar Mediterráneo. *Clima Dynamics*, 1–22.

Frölicher, Thomas L., et al. (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, vol. 560, No. 7718, p. 360.

Garner, Andra J., et al. (2017). Impact of climate change on New York City's coastal flood hazard: Increasing flood heights from the preindustrial to 2300 CE. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 45, pp. 11861–11866.

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. eds. Valérie Masson-Delmotte et al.

- _____ (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Hobday, Alistair J., et al. (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, vol. 141, pp. 227–238.
- Hughes, Terry P., et al. (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, p. 492.
- _____ (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- King, Andrew D., et al. (2017). Australian climate extremes at 1.5°C and 2°C of global warming. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 6, p. 412.
- Knutson, Thomas R., et al. (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, vol. 3, No. 3, pp. 157–163.
- Knutson, Thomas R., et al. (2015). Global projections of intense tropical cyclone activity for the late twenty-first century from dynamical downscaling of CMIP5/RCP4. 5 scenarios. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 18, pp. 7203–7224.
- L'Heureux, Michelle L., et al. (2017). Observing and predicting the 2015/16 El Niño. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 98, No. 7, pp. 1363–1382.
- Oliver, Eric C.J., et al. (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 1324.
- Park, Doo-Sun R., et al. (2017). Asymmetric response of tropical cyclone activity to global warming over the Atlantic septentrional and western North Pacific from CMIP5 model projections. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 41354.
- Payne, Mark R., et al. (2017). Lessons from the first generation of marine ecological forecast products. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 289.
- Power, Scott B., and François P.D. Delage (2018). El Niño–southern oscillation and associated climatic conditions around the world during the latter half of the twenty-first century. *Journal of Climate*, vol. 31, No. 15, pp. 6189–6207.
- Rasmussen, E.M. and T.H. Carpenter (1982). Variations in tropical sea surface temperature and surface wind fields associated with the Southern Oscillation/El Niño. *Monthly Weather Review*, vol. 110, No. 5, pp. 354–384.
- Risser, Mark D., and Michael F. Wehner (2017). Attributable human-induced changes in the likelihood and magnitude of the observed extreme precipitation during hurricane Harvey. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 24, pp. 12–457.
- Santoso, Agus, et al. (2017). The defining characteristics of ENSO extremes and the strong 2015/2016 El Niño. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 4, pp. 1079–1129.
- Sharmila, S., and K.J.E. Walsh (2018). Recent poleward shift of tropical cyclone formation linked to Hadley cell expansion. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 8, p. 730.
- Smale, Dan A., et al. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Tommasi, Desiree, et al. (2017). Managing living marine resources in a dynamic environment: the role of seasonal to decadal climate forecasts. *Progress in Oceanography*, vol. 152, pp. 15–49.
- Van Oldenborgh, G.J., et al. (2017). Attribution of extreme rainfall from Hurricane Harvey, August 2017. *Environment Research Letters*, vol. 12, No. 12, 124009, <http://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9ef2>.
- Vuuren, Detlef P., et al. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, vol. 109, No. 1, art. 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>.
- Yamada, Yohei, et al. (2017). Response of tropical cyclone activity and structure to global warming in a high-resolution global nonhydrostatic model. *Journal of Climate*, vol. 30, No. 23, pp. 9703–9724.

Young, Ian R., and Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, pp. 548–552.

La subida del nivel del mar y las ciudades

Burt, John A., et al. (2013). Urban breakwaters as reef fish habitat in the Golfo Pérsico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 72, No. 2, pp. 342–350.

Chapman, M.G. (2003). Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 264, pp. 21–29.

Chee, Su Yin, et al. (2017). Land reclamation and artificial islands: Walking the tightrope between development and conservation. *Global Ecology and Conservation*, vol. 12, pp. 80–95.

Church, J.A., et al. (2013). Sea level change. In *Clima Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Clima Change*, eds. T.F Stocker, et al., pp. 1137–1216. Cambridge; New York: Cambridge University Press.

Ciudades C40 (2019). www.c40.org/other/the-future-we-don-t-want-staying-afloat-the-urban-response-to-sea-level-rise.

Dafforn, Katherine A., et al. (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 2, pp. 82–90.

De Sherbinin, Alex, et al. (2007). The vulnerability of global cities to climate hazards. *Environment and Urbanization*, vol. 19, No. 1, pp. 39–64.

Garschagen, Matthias, and Patricia Romero-Lankao (2015). Exploring the relationships between urbanization trends and climate change vulnerability. *Climatic Change*, vol. 133, No. 1, pp. 37–52.

Hallegatte, Stephane, et al. (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Clima Change*, vol. 3, No. 9, p. 802.

Hanson, Susan, et al. (2011). A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. *Climatic Change*, vol. 104, No. 1, pp. 89–111.

Hinkel, Jochen, et al. (2014). Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 9, pp. 3292–3297.

Jonkers, L., et al. (2019). Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. *Nature*, 570, 372–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1230-3>.

Mendelsohn, Robert, et al. (2012). The impact of climate change on global tropical cyclone damage. *Nature Clima Change*, vol. 2, No. 3, p. 205.

Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2019). Sea Level Rise Viewer. 2019. <https://coast.noaa.gov/digitalcoast/tools/slr.html>

Sengupta, Dhritiraj, et al. (2018). Building beyond land: An overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.

Takagi, Hiroshi, et al. (2016). Projection of coastal floods in 2050 Jakarta. *Urban Clima*, vol. 17, pp. 135–145.

Temmerman, Stijn, et al. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, vol. 504 (7478), pp. 79–83.

Vitousek, Sean, et al. (2017). Doubling of coastal flooding frequency within decades due to sea-level rise. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 1399.

Presiones derivadas de los cambios de temperatura

Barange, M., et al. (2018). Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper No. 627. Roma, FAO. 628 pp.

- Blanchard, Julia L., et al. (2017). Linked sustainability challenges and trade-offs among fisheries, aquaculture and agriculture. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 9, p. 1240.
- Boyd, P.W., et al. (2016). Physiological responses of a Océano Antártico diatom to complex future ocean conditions. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 2, p. 207.
- Cochard, Roland, et al. (2008). The 2004 tsunami in Aceh and Southern Tailandia: a review on coastal ecosystems, wave hazards and vulnerability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 10, No. 1, pp. 3–40.
- Fu, Weiwei, et al. (2016). Cambio climático impacts on net primary production (NPP) and export production (EP) regulated by increasing stratification and phytoplankton community structure in the CMIP5 models. *Biogeosciences*, vol. 13, No. 18, pp. 5151–70. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5151-2016>.
- Golden, Christopher D., et al. (2016). Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. eds. Valérie Masson-Delmotte et al.
- Hilmi, Nathalie, et al. (2014). Exposure of Mediterráneo countries to ocean acidification. *Water*, vol. 6, No. 6, pp. 1719–1744.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2018). Deep Ocean Stewardship Initiative. Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca. Documento técnico 638. Roma.
- Pendleton, Linwood H., et al. (2016). Has the value of global marine and coastal ecosystem services changed? *Marine Policy*, vol. 64, pp. 156–158.
- Semenza, Jan C., et al. (2017). Environmental suitability of *Vibrio* infections in a warming climate: an early warning system. *Environmental Health Perspectives*, vol. 125, No. 10, art. 107004.
- Sweetman, Andrew K., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, art. No. 4.
- Worm, Boris, et al. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, pp. 787–790.
- Yool, Andrew, et al. (2017). Big in the benthos: Future change of seafloor community biomass in a global, body size-resolved model. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 9, pp. 3554–3566.

Presiones derivadas de los cambios en la química marina

- Agostini, Sylvain, et al. (2018). Ocean acidification drives community shifts towards simplified non-calcified habitats in a subtropical- temperate transition zone. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 11354.
- Albright, Rebecca, et al. (2018). Carbon dioxide addition to coral reef waters suppresses net community calcification. *Nature*, vol. 555, No. 7697, p. 516.
- Battaglia, Gianna, and Fortunat Joos (2018). Marine N₂O emissions from nitrification and denitrification constrained by modern observations and projected in multimillennial global warming simulations. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 32, No. 1, pp. 92–121.
- Breitburg, Denise L., et al. (2009). Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science*, vol. 1, pp. 329–349.
- _____ (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No.6371, eaam7240.

- _____ (2019). Multiple stressors – forces that combine to worsen deoxygenation and its effects. In *Ocean Deoxygenation: Everyone's Problem Causes, Impacts, Consequences and Solutions*. Löffely, D., and Baxter, J. eds. IUCN, pp. 225–247.
- Brodie, Juliet, et al. (2014). The future of the northeast Atlantic benthic flora in a high CO₂ world. *Ecology and Evolution*, vol. 4, No. 13, pp. 2787–2798.
- Buitenhuis, Erik T., et al. (2018). Constraints on global oceanic emissions of N₂O from observations and models. *Biogeosciences*, vol. 15, No. 7, pp. 2161–2175.
- Cayabyab, R.R., et al. (2002). *Histamine Fish Poisoning Following Massive Fishkill in Bolinao, Pangasinan, February 2002*. Regional Epidemiology and Surveillance Unit I Report 3. Filipinas: Department of Health.
- Connell, Sean D., et al. (2018). The duality of ocean acidification as a resource and a stressor. *Ecology*, vol. 99, No. 5, pp. 1005–1010.
- Cooley, Sarah R., et al. (2016). Community-level actions that can address ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 128.
- Cornwall, Christopher E., et al. (2017). Inorganic carbon physiology underpins macroalgal responses to elevated CO₂. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 46297.
- Craig, J. Kevin (2012). Aggregation on the edge: effects of hypoxia avoidance on the spatial distribution of brown shrimp and demersal fishes in the Northern Gulf of México. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 445, pp. 75–95.
- Dam, Hans G., and Hannes Baumann (2017). Cambio climático, zooplankton and fisheries. *Clima Change Impacts on Pesca and Acuicultura: A Global Analysis*, vol. 2, pp. 851–874.
- Deutsch, Curtis, et al. (2015). Cambio climático tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science*, vol. 348, No. 6239, pp. 1132–1135.
- Diaz, Robert J., and Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, pp. 926–929.
- Ekstrom, Julia A., et al. (2015). Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to ocean acidification. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 3, p. 207.
- Enochs, I.C., et al. (2015). Shift from coral to macroalgae dominance on a volcanically acidified reef. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 12, p. 1083.
- Foo, Shawna Andrea, et al. (2018). The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 237–310. CRC Press.
- Froehlich, Halley E., et al. (2017). When does hypoxia affect management performance of a fishery? A management strategy evaluation of Dungeness crab (*Metacarcinus magister*) fisheries in Hood Canal, Washington, USA. *Canadian Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, vol. 74, No. 6, pp. 922–932.
- Gallo, Natalya D., et al. (2019). Home sweet suboxic home: remarkable hypoxia tolerance in two demersal fish species in the Gulf of California. *Ecology*, vol. 100, No. 3, e02539.
- Gallo, N.D., and L.A. Levin (2016). Fish ecology and evolution in the world's oxygen minimum zones and implications of ocean deoxygenation. In *Advances in Marine Biology*, 74, pp.117–198. Elsevier.
- Gómez, Carlos E., et al. (2018). Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. *PeerJ*, vol. 6, e5671.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Hall-Spencer, Jason M., and Ben P. Harvey (2019). Ocean acidification impacts on coastal ecosystem services due to habitat degradation. *Emerging Topics in Life Sciences*, vol. 3, No. 2, pp. 197–206.

- Hall-Spencer, Jason M., and Ro Allen (2015). The impact of CO₂ emissions on “nuisance” marine species. *Research and Reports in Biodiversity Studies*, vol. 4, pp. 33–46.
- Hernroth, Bodil E., and Susanne P. Baden (2018). Alteration of host-pathogen interactions in the wake of climate change – Increasing risk for shellfish associated infections? *Environmental Research*, vol. 61, pp. 425–438.
- Keister, Julie E., and Loren B. Tuttle (2013). Effects of bottom-layer hypoxia on spatial distributions and community structure of mesozooplankton in a sub-estuary of Puget Sound, Washington, U.S.A. *Limnology and Oceanography*, vol. 58, No. 2, pp. 667–80. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.2.0667>.
- Koslow, J. Anthony, et al. (2011). Impact of declining intermediate-water oxygen on deepwater fishes in the California Current. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 436, pp. 207–218.
- _____ (2018). The evolving response of mesopelagic fishes to declining midwater oxygen concentrations in the southern and central California Current. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 3, pp. 626–638.
- Lam, Vicky W.Y., et al. (2019). Dealing with the effects of ocean acidification on coral reefs in the Océano Índico and Asia. *Regional Studies in Marine Science*, vol. 28, 100560.
- Linares, Cristina, et al. (2015). Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1818, 20150587.
- McCormick, Lillian R., and Lisa A. Levin (2017). Physiological and ecological implications of ocean deoxygenation for vision in marine organisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 375, No. 2102, 20160322.
- Munday, Philip L. (2017). New perspectives in ocean acidification research: editor’s Introducción to the special feature on ocean acidification. *Biology Letters*, vol. 13.
- Pauly, Daniel, and William W.L. Cheung (2018). Sound physiological knowledge and principles in modeling shrinking of fishes under climate change. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 1, pp. e15–e26.
- Pineda, Jesús, et al. (2016). A crab swarm at an ecological hotspot: patchiness and population density from AUV observations at a coastal, tropical seamount. *PeerJ*, vol. 4, e1770.
- Pörtner, Hans-O. (2012). Integrating climate-related stressor effects on marine organisms: unifying principles linking molecule to ecosystem-level changes. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 470, pp. 273–290.
- Purcell, Kevin M., et al. (2017). Fleet behavior is responsive to a large-scale environmental disturbance: Hypoxia effects on the spatial dynamics of the northern Gulf of México shrimp fishery. *PloS One*, vol. 12, No. 8, e0183032.
- Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos (2019). Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) Implementation Strategy. www.goa-on.org.
- Rice, Michael A. (2014). Extension programming in support of public policy for the management of aquaculture in common water bodies. *Aquacultura Indonesiana*, vol. 15, No. 1.
- Riebesell, Ulf, and Jean-Pierre Gattuso (2015). Lessons learned from ocean acidification research. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 1, p. 12.
- Rose, Kenneth A., et al. (2018). Modeling the Population Effects of Hypoxia on Atlantic Croaker (*Micropogonias undulatus*) in the Northwestern Gulf of México: Part 2—Realistic Hypoxia and Eutrophication. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 1, pp. 255–279. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0267-5>.
- Russell, Bayden D., et al. (2013). Future seagrass beds: Can increased productivity lead to increased carbon storage? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 73, No. 2, pp. 463–469.

- Sato, Kirk N., et al. (2017). Habitat compression and expansion of sea urchins in response to changing climate conditions on the California continental shelf and slope (1994–2013). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 377–389.
- Schmidtko, Sunke, et al. (2017). Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, vol. 542, No. 7641, p. 335.
- Sokolova, Inna M. (2013). Energy-limited tolerance to stress as a conceptual framework to integrate the effects of multiple stressors. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 53, No. 4, pp. 597–608.
- Sperling, Erik A., et al. (2016). Biodiversity response to natural gradients of multiple stressors on continental margins. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 283, No. 1829, 20160637.
- Stramma, Lothar, et al. (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, p. 33.
- Sunday, Jennifer M., et al. (2017). Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 1, p. 81.
- Teixidó, Nuria, et al. (2018). Functional biodiversity loss along natural CO₂ gradients. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 5149.
- Thomas, Peter, et al. (2015). Impaired gamete production and viability in Atlantic croaker collected throughout the 20,000 km² hypoxic region in the northern Gulf of México. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 1, pp. 182–192.
- Thomas, Y., et al. (2019). Effects of hypoxia on metabolic functions in marine organisms: Observed patterns and modelling assumptions within the context of Dynamic Energy Budget (DEB) theory. *Journal of Sea Research*, vol. 143, pp. 231–242.
- Vizzini, S., et al. (2017). Ocean acidification as a driver of community simplification via the collapse of higher-order and rise of lower-order consumers. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 4018.
- Wishner, Karen F., et al. (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: Very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Wright, Jody J., et al. (2012). Microbial ecology of expanding oxygen minimum zones. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 10, No. 6, p. 381.

Capítulo 10

Cambios en

las aportaciones

de nutrientes

al medio marino

Contribuidores: Thomas C. Malone (coordinador), Archis Ambulker, Maria João Bebianno (co-responsable), Paula Bontempi, Michael Krom, Harri Kuosa, Joseph Montoya, Alice Newton, Yapo Ossey, João Sarkis Yunes, Walker Smith, Lars Sonesten, Georgios Sylaios, Juying Wang (responsable) y Kedong Yin.

Ideas clave

- La cantidad de nitrógeno (N) y fósforo (P) que entra a los ecosistemas costeros mediante escorrentía fluvial y deposición atmosférica aumentó rápidamente en el siglo XX debido a las aportaciones antropógenas derivadas sobre todo del uso de fertilizantes sintéticos, la combustión de combustibles fósiles, el cultivo de legumbres (fijación de N₂), la producción de estiércol por el ganado, y los residuos municipales.
- El incremento de las aportaciones antropógenas de nutrientes ha impulsado la eutrofización cultural de las aguas costeras a escala mundial, y en la actualidad las aportaciones antropógenas son mayores que las debidas a procesos naturales.
- Entre las respuestas ecológicas al proceso de eutrofización cultural destaca el aumento de la severidad y la magnitud de los episodios de hipoxia, acidificación y proliferación de algas tóxicas en las aguas costeras. Por lo tanto, la eutrofización cultural supone una grave amenaza para la salud de los ecosistemas costeros y su capacidad de prestar servicios de gran valor para la sociedad.
- Según las previsiones, la producción de N y P antropógenos prácticamente se duplicará en el transcurso de la primera mitad del siglo XXI.
- La comunidad internacional debería considerar prioritario reducir las aportaciones antropógenas de N y P a las aguas costeras a fin de minimizar el grado y el riesgo de eutrofización costera durante el siglo XXI.

1. Introducción

En el transcurso del siglo XX, el aumento de las aportaciones antropógenas de N y P a los ecosistemas costeros mediante descargas fluviales pasó a ser la principal causa de eutrofización cultural¹ y de la consiguiente degradación ecosistémica de las aguas costeras en todo el mundo (Rabalais et al., 2009a, 2009b; Paerl et al., 2014; Beusen et al., 2016; Ngatia et al., 2019), y podría decirse que esta tendencia es la amenaza antropógena más extendida para la salud de los ecosistemas costeros (Rabalais et al., 2009b; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2014).

Nixon (1995) definió eutrofización como el aumento de la entrada de materia orgánica en un ecosistema y señaló que en el caso de los ecosistemas costeros ello tenía diversas causas, de las cuales la más común era la aportación excesiva de N y P inorgánicos biológicamente

activos. Como en la mayoría de los ecosistemas costeros la producción primaria neta del fitoplancton está determinada principalmente por la disponibilidad de N (Howarth y Marino, 2006; Elser et al., 2007), se ha producido un aumento de la biomasa del fitoplancton en las aguas costeras (Howarth et al., 2011). Al combinarse con otras aportaciones antropógenas de nutrientes orgánicos de origen terrestre, la acumulación de materia orgánica resultante ha dado lugar a la eutrofización cultural de muchos ecosistemas costeros (véase la figura 1), proceso que presumiblemente es la amenaza más seria para los servicios proporcionados por los ecosistemas marinos que revisten gran valor para la sociedad, como la provisión de biodiversidad, la producción de oxígeno, la mitigación de las inundaciones costeras, la pesca y el secuestro de CO₂ atmosférico (Howarth et al., 2000; Bachmann et al., 2006; Martínez et al., 2007; Costanza et al., 2017).

¹ Eutrofización ocasionada por aportaciones antropógenas de nutrientes y materia orgánica que generan cambios no deseados en la salud ecosistémica (Smith et al., 2006; Rabalais et al., 2009a, 2009b).

El presente capítulo se centra en las aportaciones antropógenas de N y P ($\text{PO}_4\text{-3}$) fijados biológicamente reactivos (en el caso del N, nitratos, nitritos, amonio, urea y aminoácidos libres disueltos, y en el caso del P, ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos unidos orgánicamente) que entran a las aguas costeras, definidas por la red mundial de grandes ecosistemas marinos.² En este contexto, los objetivos del presente capítulo son: a) documentar los cambios ocurridos

en las aportaciones antropógenas de N y P a determinados ecosistemas marinos costeros; b) evaluar el impacto de la eutrofización cultural en estos ecosistemas; c) pronosticar cómo es probable que estos cambios repercutan en la capacidad de los ecosistemas costeros de proporcionar servicios ecosistémicos a lo largo del siglo actual en el marco del cambio climático mundial; y d) detectar carencias en materia de conocimientos.

Distribución mundial de los ecosistemas marinos costeros eutróficos



Fuente: Breitburg et al. 2018.

Nota: En estudios costeros realizados recientemente en los Estados Unidos y Europa se constató que un alarmante 78 % de la zona costera continental estudiada de los Estados Unidos y aproximadamente el 65 % de la costa atlántica de Europa muestran síntomas de eutrofización.

La información que figura en este capítulo es pertinente para otros capítulos de la presente Evaluación (capítulos 4-9, 11-15, 22 y 28). Los capítulos 5, sobre las tendencias en el estado físico y químico de los océanos, y 6A, sobre la diversidad del plancton, son especialmente pertinentes. De los dos temas que tratan esos capítulos, el primero se trata también en el presente capítulo en la medida en que los cambios en las aportaciones de nutrientes y la

eutrofización guardan relación con las condiciones ambientales físicas y químicas (se hace hincapié en los cambios relacionados con el clima), mientras que el segundo se trata en la medida en que los cambios en la diversidad del plancton son pertinentes para el problema de la eutrofización costera.

² La red mundial de grandes ecosistemas marinos engloba las cuencas hidrográficas costeras y las aguas costeras (estuarios y aguas abiertas de las plataformas continentales) (se puede consultar en <http://lme.edc.uri.edu/>). Los grandes ecosistemas marinos tienen un tamaño de entre 200.000 km² y más 1.000.000 km² y engloban zonas de aguas costeras en las que la productividad primaria es en general mayor que en mar abierto.

2. Situación presentada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 20 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017) se analizaron las aportaciones costeras, fluviales y aéreas de contaminantes de origen terrestre, haciendo hincapié en las sustancias peligrosas, los alteradores endocrinos, los nutrientes y los patógenos de transmisión hídrica, y las sustancias radiactivas. Los aspectos más pertinentes para el presente capítulo son los relacionados con las aportaciones antropógenas de nutrientes a los océanos en general y a los ecosistemas costeros en particular. Además de la panorámica general que se resume a continuación, el capítulo 20 de la primera Evaluación incluía una sinopsis de las aportaciones y el impacto de los nutrientes en diferentes regiones oceánicas (océano Ártico y regiones de los océanos Atlántico, Índico y Pacífico).

Entre las principales fuentes de nutrientes antropógenos se cuentan las aguas residuales municipales, los fertilizantes agrícolas, la combustión de combustibles fósiles y las industrias alimentarias. Los nutrientes llegan al océano mediante escorrentía fluvial y deposición atmosférica. En el mundo en desarrollo, controlar las aportaciones de nutrientes derivadas de los residuos municipales sigue siendo complicado. En lo que respecta a la agricultura, el uso de fertilizantes ha aumentado rápidamente en los últimos decenios. A escala mundial se incrementó un 42 % entre 2002 y 2012, si bien en América Latina, Asia Meridional, Asia

Oriental y Oceanía se duplicó con creces en el mismo período. Las aportaciones aéreas de nitrógeno derivadas de la combustión de combustibles fósiles también han aumentado. En el noroeste de Europa, más del 25 % de las emisiones de nitrógeno a la atmósfera proceden de la combustión de combustibles fósiles. Las consecuencias concretas del exceso de carga de nutrientes dependen de las condiciones ambientales locales, como la velocidad a la que las corrientes renuevan las masas semi-cerradas de agua y el grado de estratificación por densidad de la columna de agua.

Por sí mismas, las aportaciones de nutrientes de origen terrestre no son perjudiciales, pero en cantidades excesivas pueden causar problemas. Las aportaciones antropógenas de N y P, que se duplicaron con creces en el último siglo, han repercutido en la salud de los ecosistemas marinos de todo el planeta. El aumento de las aportaciones estimula el crecimiento del fitoplancton, lo que da pie a una producción primaria neta excesiva, que a su vez suele ocasionar la acumulación de biomasa de fitoplancton y la eutrofización. Ello genera zonas carentes de oxígeno (zonas muertas), la pérdida de praderas submarinas y el aumento de los episodios de proliferación de fitoplancton tóxico. En aguas costeras, las zonas muertas han aumentado exponencialmente desde la década de 1960: ahora abarcan 400 sistemas y una superficie total de unos 245.000 km².

3. Patrones y tendencias a escala mundial

3.1. Aportaciones antropógenas de nitrógeno y fósforo biológicamente reactivos

3.1.1. Fuentes

En el transcurso del siglo XX, el suministro mundial de N y P biológicamente reactivos se duplicó debido a las actividades humanas (Beusen et al., 2016; Seitzinger y Mayorga, 2016). Más de la mitad de las cargas nuevas³ de N y P que llegan a la mayoría de los ecosistemas costeros (el 73 % de los grandes ecosistemas marinos) tienen origen antropógeno, y en la actualidad se calcula que estas aportaciones antropógenas son del orden de $210\text{-}223 \times 10^9$ kg N al año (Lee et al., 2016) y unos 34×10^9 kg P al año (Harrison et al., 2005). Las aportaciones de estos nutrientes a los grandes ecosistemas marinos proceden de las prácticas agrícolas,⁴ la combustión de combustibles fósiles y los residuos municipales (Galloway et al., 2004; Howarth, 2008), procesos que se explican a continuación:

a) La principal fuente de N y P antropógenos son los fertilizantes sintéticos⁵ (Vitousek et al., 1997; Mosier et al., 2004). La cantidad de fertilizante sintético que se utiliza en la agricultura ha aumentado de manera exponencial: pasó de ser prácticamente cero en 1910 a unos 118×10^9 kg N y $17,5 \times 10^9$ kg P en 2013 (Peñuelas et al., 2013; Lu y Tian, 2017). En la década de 1960 los lugares en que más fertilizante se utilizaba eran los Estados Unidos y Europa Occidental, mientras que a comienzos del siglo XXI era Asia Oriental. En 2013, el 71 % del uso mundial de fertilizante correspondía a Asia Oriental, Asia Meridional y Asia Sudoriental, seguidas de América del Norte (11 %), Europa (7 %) y América del Sur (6 %) (Lu y

Tian, 2017). En cuanto a la carga de N, la volatilización de amoníaco de los campos agrícolas emite a la atmósfera aproximadamente 10×10^9 kg N al año (Vitousek et al., 1997; Bouwman et al., 2013);

- b) La combustión de combustibles fósiles libera de nuevo a la atmósfera, en forma de óxidos de nitrógeno (NOX), N fijo que llevaba tiempo almacenado en formaciones geológicas. En conjunto, las centrales eléctricas de carbón y petróleo, los automóviles y otros procesos de combustión liberan del orden de 40×10^9 kg N al año (Peñuelas et al., 2013). La distribución de las emisiones de NOX a escala mundial no es uniforme: Asia, Europa, América del Norte y África Subsahariana generan el 30 %, 20 %, 17 % y 12 % de las emisiones, respectivamente (Lamsal et al., 2011);
- c) Se han reemplazado zonas extensas de vegetación natural con monocultivos de legumbres, en los que viven bacterias simbióticas que fijan N₂, y se calcula que las aportaciones antropógenas a las cuencas hidrológicas costeras a raíz de la fijación biológica de N₂ son de 33×10^9 kg al año (Boyer y Howarth, 2008);
- d) La producción de estiércol por parte del ganado ha aumentado rápidamente en el último siglo. Según las estimaciones, en la actualidad la carga de N y P del estiércol es de unos 18×10^9 kg N al año y unos $2,5 \times 10^9$ kg P al año, y los lugares críticos son Europa Occidental, el sureste de Australia, el noreste de China y la India (Peñuelas et al., 2013; Zhang et al., 2017);
- e) El 80 % de las aguas residuales municipales se liberan al medio ambiente sin tratar (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP), 2017). Así

³ Las aportaciones nuevas de N son las que proceden de fuera del ecosistema, a diferencia de las que se regeneran dentro del ecosistema a medida que la materia orgánica se descompone.

⁴ Entre las prácticas agrícolas se cuentan el uso de fertilizantes sintéticos, la ganadería y el cultivo de legumbres (fijación biológica de N₂).

⁵ Synthetic fertilizers include ammonium nitrate, ammonium phosphate, superphosphate and urea.

pues, la principal fuente urbana de polución por nutrientes son las aguas residuales humanas, que, según los cálculos, en 2018 liberaron al medio ambiente unos 9×10^9 kg N y unos $1,4 \times 10^9$ kg P (datos extrapolados de Van Drecht et al., 2009). El porcentaje de aguas residuales tratadas⁶ varía de una región a otra: en América del Norte es del 90 %, en Europa del 66 %, en Asia del 35 %, en América Latina y el Caribe del 14 % y en África es inferior al 1 % (Selman et al., 2010).

En lo concerniente a las aguas residuales, las aportaciones de fuente difusa (apartados a)-d); 218×10^9 kg N/año) son muy superiores a las de fuente localizada (apartado e); aproximadamente 9×10^9 kg N/año) y son más difíciles de controlar que estas. La mayoría de dichas aportaciones llegan a las aguas costeras mediante escorrentía fluvial y deposición atmosférica (Howarth, 2008; Spokes y Jickells, 2005; Jickells et al., 2017).⁷ En el caso del N ambas vías de transporte son importantes, mientras que en el caso del P reactivo la deposición atmosférica es despreciable en comparación con las aportaciones fluviales. Por tanto, la aceleración debida al clima del ciclo mundial del agua y el aumento conexo de la magnitud y la frecuencia de los episodios de lluvias torrenciales (Sinha et al., 2017) acelerarán la entrada de nutrientes de fuente difusa (p. ej., la agricultura) a las aguas costeras (Howarth et al., 2012). En relación con ello, cabe señalar que, si bien los países desarrollados han logrado reducir la carga de N y P con métodos avanzados de tratamiento de aguas residuales, los esfuerzos de reducción de las aportaciones difusas de fuentes agrícolas han sido en su mayoría menos eficaces (Boesch, 2019).

3.1.2. Transporte de nutrientes antropógenos a las aguas costeras

Las aportaciones antropógenas a las aguas costeras mediante escorrentía fluvial se ven impulsadas por los suministros antropógenos a las cuencas hidrográficas costeras, las precipitaciones dentro de las cuencas hidrográficas y el transporte fluvial desde estas (Howarth et al., 1996; Green et al., 2004). A escala mundial, existe una importante correlación lineal entre el suministro antropógeno neto de N a las cuencas hidrográficas costeras y el N total transportado por ríos que se exporta a las aguas costeras (Boyer y Howarth, 2008). En el siglo XX, las aportaciones fluviales totales de N y P a las aguas costeras pasaron de unos 27×10^9 kg N al año a unos 48×10^9 kg N al año y de unos 2×10^9 kg P al año a unos 4×10^9 kg P al año (Galloway et al., 2004; Beusen et al., 2016). Boyer and Howarth (2008) estimaron que las aportaciones fluviales de N a las cuencas oceánicas son de 15-25 $\times 10^9$ kg N al año en el Atlántico (principalmente del este de América del Norte y el oeste de Europa), 10-14 $\times 10^9$ kg N al año en el Pacífico (principalmente de Asia Oriental), 7-8 $\times 10^9$ kg N al año en el Índico y 2-4 $\times 10^9$ kg N al año en el Ártico.

Se derivan compuestos de N atmosférico tanto de fuentes agrícolas (volatilización de amoníaco) como de los combustibles fósiles (emisión de NOx). A diferencia de la carga de nutrientes transportada por los ríos, las aportaciones de N liberadas mediante deposición atmosférica se ven influenciadas por los suministros antropógenos a las cuencas atmosféricas costeras (que suelen ser mucho mayores que las cuencas hidrográficas) y las emisiones procedentes de ellas, el transporte atmosférico desde las cuencas atmosféricas y las precipitaciones que caen directamente sobre las aguas costeras (Valigura et al., 2001). En cuanto a las aportaciones de N transportadas

⁶ Tratamiento primario, secundario o terciario.

⁷ La descarga de aguas subterráneas transporta en torno al 2,4 % de los nutrientes que entran a las aguas costeras a escala mundial (Luijendijk et al., 2020), y no está documentada en cuanto a los grandes ecosistemas marinos que se tratan en el presente capítulo. Las aportaciones procedentes de la acuicultura también son reducidas: se calcula que los nutrientes liberados a las aguas costeras cada año por las operaciones de acuicultura de peces constituyen en torno al 1 % de las aportaciones antropógenas de todo el mundo (Hargrave, 2005). Por lo tanto, estas fuentes no se consideran en el presente capítulo.

por los ríos, la deposición atmosférica de N en los océanos aumentó rápidamente en el siglo XX: se ha pasado de unos 22 x 10⁹ kg N al año en la época preindustrial a más de 45 x 10⁹ kg N al año en la actualidad (Dentener et al., 2006; Duce et al., 2008). Según las estimaciones, en la actualidad la deposición atmosférica en las aguas costeras es del orden de 8 x 10⁹ kg N al año (Seitzinger et al., 2010; Ngatia et al., 2019). La importancia relativa de la deposición atmosférica como nueva fuente de N varía de un ecosistema costero a otro: va del 2-5 % en los ecosistemas con grandes aportaciones fluviales de N (p. ej., el norte del golfo de México o la plataforma continental del Brasil) hasta el 40 % en ecosistemas con aportaciones fluviales relativamente reducidas (p. ej., la bahía de Kiel, en el mar Báltico, y la ensenada de Pamlico, en Carolina del Norte (Estados Unidos)) (Paerl et al., 2002). A escala mundial, la deposición atmosférica de N es la fuente de en torno al 4 % de las aportaciones antropógenas a las aguas costeras.

3.2. Efectos documentados de las aportaciones antropógenas de nutrientes

3.2.1. Agotamiento del oxígeno y acidificación

El número de ecosistemas costeros que experimentan hipoxia (oxígeno (O₂) disuelto \leq 2 mg/l o 63 milimoles (mmol)/l) ha pasado de unos 50 en 1950 a más de 500 en 2015 a consecuencia de la carga de nutrientes antropógenos y el calentamiento de los océanos (Diaz y Rosenberg, 2008; Kemp et al., 2009; Breitburg et al., 2018). Según otras estimaciones, en 2019 la cifra era en realidad mayor, de en torno a los 700 (Diaz et al., 2019). La propagación de la hipoxia en las zonas costeras no solo ha ocasionado la pérdida de hábitats oxigenados, necesarios para los organismos aeróbicos, sino que además supone una amenaza para la supervivencia de los arrecifes de coral (Fabricius, 2011; Altieri et al., 2019). Además, la propagación de la hipoxia está amplificando la acidificación de

los océanos, ya que el aumento de la demanda biológica de oxígeno genera CO₂ como subproducto de la respiración aeróbica (Wallace et al., 2014).

3.2.2. Episodios de proliferación de algas tóxicas

La producción de toxinas puede ocasionar la muerte masiva de peces y marisco y ser perjudicial para la salud de las personas que consumen pescado o marisco contaminado o que entran en contacto directo con las toxinas (Glibert et al., 2005). A nivel mundial ha habido más episodios de proliferación de algas tóxicas en aguas costeras en el último decenio que en decenios anteriores (Heisler et al., 2008), sobre todo debido a las aportaciones antropógenas de nutrientes y el cambio de la proporción N:P (Glibert y Bouwman, 2012; Glibert et al., 2018), la introducción de especies no autóctonas tóxicas, la acidificación de los océanos (Riebesell et al., 2018), la subida de la temperatura del agua y el aumento de la estratificación vertical de la capa superior de los océanos⁸ (Glibert et al., 2014).

3.2.3. Pérdida de hábitats diseñados biológicamente críticos

Los arrecifes de coral y las praderas submarinas prestan diversos servicios ecosistémicos, como la protección del litoral, el control de la erosión, el mantenimiento de la biodiversidad y la pesca (Barbier et al., 2011). Al mismo tiempo, en aguas templadas estos hábitats están amenazados por múltiples factores de estrés antropógeno (p. ej., el calentamiento y la acidificación de los océanos, la eutrofización, la sobrepesca y prácticas pesqueras destructivas). El calentamiento de los océanos lleva afectando a los arrecifes de coral tres decenios, decolorándolos y acabando con ellos por estrés térmico (Heron et al., 2017), y el riesgo de decoloración ha aumentado en todo el planeta a un ritmo del 4 % al año —en la década de 1980, cada año estaban afectados por la decoloración el 8 % de los arrecifes, mientras

⁸ Primeros 1,000 m de la columna de agua.

que en 2016 lo estaban el 31 % (Hughes et al., 2018)—, tendencia que se prevé que empeore con la eutrofización costera (Wear y Thurber, 2015). En cuanto a las praderas submarinas, se ha constatado que su extensión espacial se ha visto afectada negativamente por la

eutrofización y por la subida de la temperatura del agua (Waycott et al., 2009; Mvungi y Pillay, 2019). Así, su superficie se ha reducido un 29 % desde el comienzo del siglo XX, a un ritmo de aproximadamente el 1,5 % anual (Fourqurean et al., 2012).

4. Patrones y tendencias regionales

Hay muchos grandes ecosistemas marinos en los que existe una gran carga de nutrientes antropógenos, tanto en países desarrollados como en países en desarrollo. A fin de presentar panorámicas regionales y también una visión global sobre los cambios en las aportaciones de nutrientes a los sistemas costeros en todo el mundo, un grupo de trabajo internacional elaboró un modelo en el que se relacionan las actividades humanas y los procesos naturales que tienen lugar en las cuencas hidrográficas con las aportaciones de nutrientes a los sistemas costeros en todo el mundo (Seitzinger et al., 2005; Lee et al., 2016). Sobre la base de la contribución del N antropógeno a la carga total de N inorgánico disuelto que entra en los grandes ecosistemas marinos (Lee et al., 2016), en el cuadro que figura a continuación figuran nueve de estos ecosistemas, representativos de diversos tamaños y aportaciones antropógenas de N inorgánico disuelto.

Cuadro 1
Superficie y carga de nitrógeno antropógeno de los nueve ecosistemas que se tratan en el presente capítulo

Ecosistema	Superficie km ²	Carga de N kg/año
Corriente de Guinea	2.0 x 10 ⁶	1.0 x 10 ⁹
Golfo de Bengala	3.7 x 10 ⁶	7.1 x 10 ⁹
Golfo de México	1.5 x 10 ⁶	1.3 x 10 ⁹
Gran Barrera de Coral	1.3 x 10 ⁶	0.1 x 10 ⁹
Mar Báltico	0.4 x 10 ⁶	0.6 x 10 ⁹
Mar de China meridional	5.7 x 10 ⁶	0.7 x 10 ⁹
Mar de China oriental	1.0 x 10 ⁶	2.0 x 10 ⁹
Mar del Norte	0.7 x 10 ⁶	4.8 x 10 ⁹
Plataforma del Brasil	1,0 x 10 ⁶	1,0 x 10 ⁹

4.1. Mar del Norte (gran ecosistema marino 22; 690,000 km²)

El mar del Norte tiene dos subregiones: a) las aguas costeras eutróficas, de poca profundidad, a lo largo de su margen sureste, y b) las aguas oligotróficas, de mayor profundidad, en mar abierto. En esta última, las aportaciones de nutrientes apenas han cambiado en los últimos 50 años, mientras que en las aguas costeras la carga de N y P ha aumentado: entre 1950 y 1990 se pasó de unos 2,9 a 4,8 x 10⁹ kg N al año y de 0,44 a 0,64 x 10⁹ kg P al año (Vermaat et al., 2008). En la subregión costera, las aportaciones de N y P transportadas por los ríos son las responsables de la mayor parte de la

carga antropógena; el 75 % de ellas son transportadas por los ríos Rin y Elba, que desembocan en las aguas costeras del sureste del mar del Norte (Radach y Pätsch, 2007; Paramor et al., 2009). La descarga de N y P a estas aguas costeras aumentó rápidamente entre 1965 y 1985, como ilustra el hecho de que la carga de N y P en el Rin se multiplicara por cinco y por diez, respectivamente. A raíz de ello, en ese período aumentaron tanto la frecuencia como la magnitud de los episodios de proliferación de *Phaeocystis pouchetii*⁹ (Lancelot et al., 1987; Lancelot, 1995). Si bien algunos lugares experimentan hipoxia (< 2 mg O₂/l) en verano, solo ocurre en algunas partes de mar abierto estratificado (Greenwood et al., 2010).

Entre 1990 y 2000, la carga de P volvió al nivel de la década de 1950, anterior a la eutrofización (Vermaat et al., 2008). En estos momentos, la proporción antropógena del presupuesto de nutrientes anual de la zona costera del mar del Norte está disminuyendo y es inferior a las aportaciones del bentos o el mar abierto.

4.2. Mar Báltico (gran ecosistema marino 23; 400,000 km²)

El mar Báltico es un mar salobre y poco profundo (profundidad media, 55 m; profundidad máxima, 460 m) que intercambia poca agua con el mar del Norte. Dada su batimetría y el régimen de circulación estuarina,¹⁰ es particularmente vulnerable a la eutrofización. Por lo tanto, alberga la mayor zona hipóxica de origen antropógeno del mundo (Carstensen et al., 2014). El abandono de un estado saludable sin problemas de eutrofización comenzó a finales de la década de 1950 y comienzos de la de 1960.

Las aportaciones fluviales de N y P constituyen la gran mayoría de las aportaciones que entran al mar Báltico entre 1995 y 2015 (Sonesten

et al., 2018). En general, las aportaciones de N y P fueron mayores en 1995-2002 (650-900 x 10⁶ kg N/año y 33-43 x 10⁶ kg P/año) que en 2003-2015 (500-775 x 10⁶ kg N/año y 22-35 x 10⁶ kg P/año). En este último período, la carga natural de N y P representó en torno al 33 % de estas aportaciones (Sonesten et al., 2018). La deposición atmosférica también disminuyó: pasó de unos 300 x 10⁶ kg N al año en 1995 a 210 x 10⁶ kg N al año en 2011. En 2003-2015 las aportaciones fueron bajas, lo que en parte se debió a los períodos secos registrados en 2003, 2014 y 2015, en los que el caudal fluvial se redujo.

En el mismo período aproximadamente (1993-2016), la extensión espacial de la hipoxia-anoxia estacional pasó de unos 5,000 km² (1,3 % del Báltico) a más de 60.000 km² (> 16 % del Báltico) (Limburg y Casini, 2018), en parte a raíz del aumento de la fuerza de la termoclina y la haloclina estacionales en la parte superior de la columna de agua (< 100 m) (Liblik y Lips, 2019) y en parte porque en los últimos dos decenios los episodios de ventilación de las aguas profundas en las cuencas han sido menos frecuentes y han durado menos (Carstensen et al., 2014; Schmale et al., 2016). La hipoxia estacional no solo repercute en la vida bentónica aeróbica, sino que también fomenta la proliferación de cianobacterias. La acumulación masiva de cianobacterias, que fijan nitrógeno (principalmente *Nodularia* spp.), en la superficie durante el verano se ha intensificado desde 1982, tendencia que está correlacionada con el aumento de la extensión espacial de la hipoxia y la carga de P antropógeno (Pliński et al., 2007; Funkey et al., 2014). El aumento del flujo descendente de materia orgánica degradable derivada de estas proliferaciones incrementa la demanda de oxígeno y la regeneración de P en el agua del fondo, lo que da pie a la retroalimentación positiva entre el enriquecimiento de nutrientes antropógenos, la proliferación de

⁹ Las algas *Phaeocystis* pueden producir una gran cantidad de espuma (que suele afectar al litoral y las playas) y también sulfuro de dimetilo, aerosol que contribuye a la formación de nubes y a la lluvia ácida.

¹⁰ A sill less than 20 m deep separates the Mar Báltico and its basins from the Mar del Norte. Estuarine (density-driven) circulation consists of surface water flowing from the Baltic through the Danish Strait into the Mar del Norte and bottom water flowing into the Baltic's basins through the Danish Strait from the Mar del Norte (Szymczycha et al., 2019).

cianobacterias y el agotamiento del oxígeno. Además, algunas especies de cianobacterias producen toxinas que repercuten en las actividades recreativas y la pesca. Por tanto, aunque el calentamiento de los océanos y la alteración de los patrones de circulación son factores importantes que influyen en el grado de hipoxia, a fin de reducir los efectos de la desoxigenación en los ecosistemas será necesario lograr que los nutrientes sigan disminuyendo.

El número de investigaciones sostenidas y esfuerzos concertados dedicados a reducir la eutroficación en el Báltico ha sido mayor que los centrados en cualquier otra región costera del planeta (Boesch, 2019). Desde mediados de la década de 1990 se han registrado reducciones estadísticamente significativas de la carga antropógena de N y P (Comisión para la Protección del Medio Marino del Báltico (HELCOM), 2018; Sonesten et al., 2018). Con respecto al período de referencia (1997-2003), las aportaciones fluviales de N y P normalizadas para tener en cuenta el caudal se han reducido un 12 % y un 25 %, respectivamente, y, en comparación con 1995, la deposición atmosférica de N normalizada para tener en cuenta las precipitaciones ha disminuido un 29 %. Tras la introducción de medidas de reducción de los nutrientes, algunas cuencas comenzaron a recuperarse a finales de la década de 1990, mientras que otras lo hicieron a principios del siglo XXI (Murray et al., 2019). No obstante, dado el aumento sostenido de la estratificación vertical y el consiguiente aislamiento de las aguas profundas respecto de las aguas de superficie, oxigenadas (Liblik y Lips, 2019), si esta tendencia continúa aumentará la susceptibilidad del Báltico a la eutrofización, lo que pone de manifiesto que es importante cumplir los niveles máximos permisibles de aportaciones especificados en el Plan de Acción del Báltico.¹¹ A tal efecto, con miras a lograr que el mar Báltico sea saludable es necesario reducir todas las aportaciones antropógenas de N y P (tanto fluviales como atmosféricas) un 12 % y un 25 % más, respectivamente.

4.3. Golfo de México (gran ecosistema marino 5; 1,530,400 km²)

La zona del golfo de México más afectada por la carga de nutrientes antropógenos es la norte. La variación de la carga de nutrientes de un año a otro está relacionada directamente con la variación del caudal de los ríos Misisipi y Atchafalaya (Rabalais et al., 2007). En 1980-2017 la aportación anual de N inorgánico disuelto fluctuó en torno a 1.000 x 10⁶ kg al año; el mínimo fue de unos 600 x 10⁶ kg al año, en 2000, y el máximo de unos 1.800 x 10⁶ kg al año, en 1993.¹² En consecuencia, en el verano el norte del golfo tiene la segunda mayor zona hipóxica costera del mundo, cuya extensión espacial ha variado de menos de 5.000 km² en el año 2000 a 22.720 km² en 2017, y se ha situado en promedio en 13.700 km² (Rabalais et al., 2007; Matli et al., 2018).

Además de causar hipoxia en el agua del fondo, el aumento de la carga de nutrientes parece estar fomentando la proliferación de fitoplancton tóxico. La abundancia de *Pseudo-nitzschia* spp. ha aumentado en toda la plataforma desde la década de 1950, tendencia que podría estar relacionada con el incremento a largo plazo de la carga de nutrientes (Dortch et al., 1997). Se producen proliferaciones estacionales cuando se empiezan a calentar las aguas superficiales en primavera y aumenta la descarga fluvial, pero antes de que se alcancen los máximos estacionales en caudal y biomasa de fitoplancton (Bargu et al., 2016). Se ha observado que el máximo de abundancia de dinoflagelados (*Dinophysis* spp. y *Prorocentrum* spp.), que pueden producir toxinas, coincide con el máximo estacional de caudal fluvial (Bargu et al., 2016).

¹¹ Pueden consultarse en <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan>.

¹² Véase https://nrtwq.usgs.gov/mississippi_loads/#/GULF.

4.4. Plataforma del norte del Brasil (gran ecosistema marino 17; 1,034,600 km²)

Con una descarga media de agua dulce de 120.000 m³/s (el máximo estacional es de unos 240.000 m³/s, en mayo, y el mínimo de 80.000 m³/s, en noviembre), el río Amazonas forma un penacho superficial extenso y dinámico de aguas de baja salinidad y relativamente ricas en nutrientes que abarca la plataforma del norte del Brasil y se adentra a una distancia considerable de la costa. En el gran ecosistema marino de la plataforma del norte del Brasil, el río es la principal fuente de silicato (83-91 %), nitrato (62-76 %) y fosfato (48-65 %) (Demaster y Pope, 1996). El suministro anual de N transportado por el río (en promedio unos 1.050 x 10⁶ kg N/año) favorece un ecosistema eutrófico (730 g carbono (C) m²/año) en las aguas mesohalinas (salinidad de 30-35) del penacho costero (Dagg et al., 2004; Santos et al., 2008; Coles et al., 2013).

La producción primaria neta está limitada por nitrato, y se han observado grandes proliferaciones de asociaciones de diatomeas y diazótrofos¹³ en el penacho mesohalino tanto durante la primavera como durante el otoño (Gomes et al., 2018). Dado que las aguas del penacho se adentran en el Caribe y el Atlántico ecuatorial (Coles et al., 2013), es posible que estas proliferaciones sean una fuente considerable de N nuevo que fomente la producción primaria y el gran cinturón de sargazo del Atlántico (Wang et al., 2019) en aguas tropicales pobres en nutrientes (Subramaniam et al., 2008; Yeung et al., 2012).

4.5. Corriente de Guinea (gran ecosistema marino 28; 1,958,800 km²)

Enmarcado en el gran ecosistema marino de la corriente de Guinea (Heileman, 2008), el golfo de Guinea recibe descargas de agua dulce de 15 ríos, incluido el Congo (el segundo río más largo del planeta), cuyo caudal de descarga medio anual es de unos 40.000 m³/s (Hopkins et al., 2013). También es el segundo mayor exportador de carbono orgánico terrestre a los océanos (Spencer et al., 2012). La entrada de este considerable volumen de agua al Atlántico sureste produce un gran penacho de baja salinidad con un contenido de clorofila elevado, que se puede detectar a 700-800 km al oeste y norte de la desembocadura del río (Hopkins et al., 2013).

La mayoría de las ciudades costeras que rodean el golfo carecen de infraestructura básica de tratamiento de aguas residuales, y el golfo recibe por escorrentía fluvial una cantidad notable de N y P procedente de fuentes municipales y agrícolas.¹⁴ Según las estimaciones, la carga actual de N antropógeno transportado por ríos es de 600-1.000 x 10⁶ kg al año, por lo que la región está en la categoría de alto riesgo de eutrofización (Seitzinger y Mayorga, 2016).

En consecuencia, el golfo se caracteriza por la gran producción primaria neta del fitoplancton (356-438 g C m²/año, 2003-2013), fomentada por las aportaciones de nutrientes que llegan a él tanto mediante escorrentía fluvial como mediante afloramiento costero.¹⁵ La polución por nutrientes en los sistemas de lagunas costeras, sobre todo en las proximidades del centro urbano, ha hecho que aumenten la biomasa del bioplancton y el agotamiento del oxígeno, lo que a su vez ha ocasionado la disminución de la tasa de reproducción de los peces y el incremento de las enfermedades de transmisión hídrica (Scheren et al., 2002). Además, si bien se ha constatado que la comunidad de

¹³ Las diatomeas *Hemiaulus hauckii* y *Rhizosolenia clevei*, que contenían las cianobacterias simbióticas *Richelia* spp., constituían en torno al 28 % de la biomasa de las aguas mesohalinas del penacho.

¹⁴ Véase <https://some.grida.no/media/23569/state-of-the-coastal-and-marine-ecosystems-in-gclme.pdf>.

¹⁵ Véase http://onsharedocean.org/public_store/lmes_factsheets/factsheet_28_Guinea_Current.pdf.

fitoplancton de las aguas costeras fuera de las lagunas está dominada por las diatomeas y las cianobacterias, se han detectado especies de dinoflagelados potencialmente tóxicas (*Dinophysis caudata*, *Lingulodinium polyedrum* y *Prorocentrum* spp.) (Zendong et al., 2016).

4.6. Golfo de Bengala (gran ecosistema marino 34; 3,657,500 km²)

Al golfo de Bengala entra una gran cantidad de agua dulce a consecuencia de las precipitaciones de los monzones y la escorrentía fluvial (Yaremchuk et al., 2005). De los 50 ríos más largos del planeta, 5 desembocan en el golfo (Sengupta et al., 2006). El agua con menor salinidad se encuentra en el norte del golfo, frente al delta del río Ganges, y frente al delta del río Ayeyarwady, en el golfo de Martaban, especialmente durante la temporada de monzones, de junio a octubre (Akhil et al., 2016). En el año 2000 los ríos exportaron un 35-45 % más de N y P al golfo de Bengala que en 1970, principalmente debido al aumento del uso de fertilizantes (Sattar et al., 2014); en concreto, en 2000 exportaron 7.100 x 10⁶ kg N al año y 1.500 x 10⁶ kg P al año. El 75-80 % de las aportaciones fluviales totales de N y P proceden de tres ríos, a saber, el Ganges, el Godāvari y el Ayeyarwady (Pedde et al., 2017). Se ha estimado que la deposición atmosférica está en el rango comprendido entre 100 y 3.100 x 10⁶ kg N al año, si bien la mayoría de las estimaciones la sitúan en el extremo superior del rango (Srinivas y Sarin, 2013). Por lo tanto, es posible que sea una de las principales fuentes de N, junto con las aportaciones fluviales. La ratio entre N y P y silicio (Si) también ha venido aumentando, lo que indica que el riesgo de que proliferen especies no diatómicas que puedan producir toxinas y perturbar de otro modo los ecosistemas costeros es cada vez mayor (Pedde et al., 2017).

La existencia de una haloclina fuerte en la zona central del golfo limita el enriquecimiento de nutrientes de aguas profundas, por lo que

la zona es oligotrófica (Kay et al., 2018). Las aguas costeras son mucho más productivas¹⁶ (> 300 g C m²/year) a consecuencia de las aportaciones fluviales de N y P. Los lugares con mayor eutrofización costera están frente al delta del Ganges (Bangladesh), en el norte del golfo, y en el golfo de Martaban, frente al delta del Ayeyarwady (Myanmar), en el este del golfo (Kay et al., 2018; Monolisha et al., 2018). La biomasa del fitoplancton de estas zonas fértiles que no se consume en la zona eufótica se hunde y se descompone en aguas profundas (150-600 m), de modo que se genera una de las mayores zonas hipóxicas (60.000 km²) del planeta (Bristow et al., 2017; Kay et al., 2018). Además, se han observado especies potencialmente tóxicas a lo largo de la costa este de la India (Mohanty et al., 2007; Sahu et al., 2014).

4.7. Mar de China meridional (gran ecosistema marino 36; 5,661,000 km²)

Se considera que, en conjunto, el mar de China meridional es moderadamente productivo¹⁷ (150–300 g C m²/year) pero se enfrenta al mayor riesgo de eutrofización (Seitzinger y Mayorga, 2016). Las aportaciones fluviales de agua dulce y nutrientes a las aguas costeras del mar están dominadas por los ríos que desembocan en el estuario del río de las Perlas (Harrison et al., 2008; Chen et al., 2009). Durante la temporada de lluvias (abril-septiembre), cuando se produce el 80 % de la descarga fluvial (Yin et al., 2001), la circulación a dos niveles del estuario se adentra en la plataforma interior a medida que el penacho superficial, rico en nutrientes, es transportado por la costa y hasta al menos 250 km mar adentro (Jilan, 2004; Chen et al., 2017).

A finales de la década de 1970, el delta del río de las Perlas, ubicado al norte de Hong Kong (China), se utilizaba principalmente para fines agrícolas, dada su gran fertilidad, por lo que estaba integrado por tierras agrícolas. Desde

¹⁶ Véase http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_34.pdf.

¹⁷ Véase http://lme.edc.uri.edu/images/Content/LME_Briefs/lme_36.pdf.

entonces, se ha transformado en una gran megalópolis. En consecuencia, las aportaciones de N y P disueltos que llegan por el delta del río de las Perlas se multiplicaron por entre 2 y 5 en las décadas de 1980 y 1990, sobre todo debido al aumento de las descargas de residuos urbanos y los nutrientes procedentes de operaciones acuícolas (Yin y Harrison, 2008). En 2006-2012 las aportaciones se mantuvieron estables, a una concentración de 500-1.000 x 106 kg N al año y 20-40 x 106 kg P al año, y no se registró ninguna tendencia interanual (Tong et al., 2015). Si bien se estima que la deposición atmosférica de N en el mar de China meridional en conjunto es prácticamente un orden de magnitud mayor (aproximadamente 9.200 x 106 kg N/año) que las aportaciones fluviales (Luo et al., 2014), al dispersarse por todo el mar las aportaciones llegadas por deposición tienen pocos efectos más en la eutrofización costera que las aportaciones transportadas por los ríos.

En general, el impacto de la carga de nutrientes antropógenos parece limitarse a la franja costera del mar (Sun, 2017), y se registran hipoxia estacional y episodios de proliferación de algas tóxicas sobre todo en las proximidades de los grandes deltas fluviales con un desarrollo urbano considerable (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2005; Qian et al., 2018). Las zonas en que la eutrofización es más severa están asociadas con los estuarios de los ríos principales. Una de las zonas más afectadas es el cauce bajo del estuario del río de las Perlas, que experimenta hipoxia en el agua del fondo todos los veranos. De hecho, en esas aguas se ha venido agotando el oxígeno todos los veranos durante al menos los últimos 25 años (Qian et al., 2018). En este período, la concentración mínima anual de oxígeno disuelto en el agua del fondo disminuyó a un ritmo de unos $2 \pm 0,9$ mmol por litro al año a consecuencia de la carga de N inorgánico disuelto, que aumentó a un ritmo de unos $1,4 \pm 0,3$ mmol N por litro al año (Qian et al., 2018).

En cuanto a los episodios de proliferación de algas tóxicas en las aguas costeras de China, pasó de no haber ningún caso en las décadas

de 1950 y 1960 a haber 10 en la de 1970, 25 en la de 1980 y más de 100 en la de 1990 (Yan et al., 2002). De 1980 a 2003 la zona afectada se amplió a los estuarios del río de las Perlas y el río Masinloc y la bahía de Manila (Wang et al., 2008). Entre las especies tóxicas se cuentan *Noctiluca scintillans* (estuario del río de las Perlas) y *Pyrodinium bahamense* (estuarios de Filipinas), ambas potencialmente tóxicas. *N. scintillans* también se ha asociado con la hipoxia y con la obstrucción de las branquias de los peces, y podría actuar como vector de las toxinas algales, llevándolas a niveles tróficos superiores (Escalera et al., 2007; Turkoglu, 2013).

4.8. Gran Barrera de Coral (gran ecosistema marino 40; 1,300,000 km²)

Desde el asentamiento europeo, las aportaciones fluviales anuales de N y P a la laguna de la Gran Barrera de Coral han pasado de aproximadamente 0,014 x 109 kg N al año a 0,080 x 109 kg N al año y de 1,8 x 106 kg P al año a 16 x 106 kg P al año (Brodie et al., 2011; Kroon et al., 2012). Las aportaciones fluviales de P inorgánico disuelto (P-PO₄) pueden promover el crecimiento de *Trichodesmium* spp. Si bien en la Gran Barrera de Coral la vigilancia generalizada de *Trichodesmium* spp. es limitada, los datos que se llevan recogiendo desde 2010 en las proximidades del lugar de hundimiento del Yongala indican que su abundancia ha venido aumentando gradualmente (Robson et al., 2018; Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, 2019). La capacidad de *Trichodesmium* de fijar nitrógeno sugiere que es posible que el aumento de P-PO₄ sea responsable por sí solo del aumento de la biomasa del fitoplancton, y hay algunos indicios de que esta tendencia contribuye en gran medida a la disminución de los arrecifes costeros en la zona interior de la laguna. Gracias a la vigilancia a largo plazo se ha constatado que la cubierta de corales duros en la Gran Barrera de Coral ha disminuido más de un 70 % en el último siglo (Bell et al., 2014). Lo que se ha atribuido principalmente a los daños causados por las

tormentas, los episodios de decoloración del coral, el crecimiento generalizado de *Acanthaster planci* (estrellas de corona de espinas) y las enfermedades que afectan al esqueleto de los corales. El crecimiento de nanofitoplacton en las regiones de la laguna con influencia fluvial está alcanzando niveles máximos, y parece que ello está impulsando el crecimiento de larvas de *A. planci* y brotes de individuos adultos de *A. planci* (Bell, 1992). Cada vez hay más pruebas de que los episodios depredatorios de *A. planci* y la decoloración del coral se ven fomentados por la eutrofización y de que este es uno de los motivos por los que los arrecifes no se han recuperado (Bell et al., 2014; Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, 2019).

4.9. Mar de China oriental¹⁸ (gran ecosistema marino 47; 1,008,100 km²)

Se considera que el mar de China oriental es un sistema muy productivo (> 300 g C/m²/año), y se encuentra en la categoría de mayor riesgo de eutrofización (Seitzinger y Mayorga, 2016). Más del 90 % de las aportaciones de nutrientes al mar proceden del río Yangtze (caudal medio anual de 30.200 m³/s) (Yuan et al., 2007; Tong et al., 2015). Se calcula que entre 1968 y 1997 la carga de nutrientes antropógenos (p. ej., nitratos) exportada al mar desde el Yangtze se multiplicó por más de diez (Yan et al., 2003). Al comparar la concentración de nutrientes en el estuario del río Yangtze y la zona del mar en la que desemboca antes (2002) y después (2006) de que se construyera el embalse de las Tres Gargantas (Chai et al., 2009) se constató que había aumentado la concentración de N total (41,8-82,2 micrómetros (µm)), N inorgánico disuelto (24,4-37,5 µm) y P reactivo soluble (0,9-1,3 µm), y entre 2006 y 2012 la carga total de N pasó de 1.350 x 10⁶ kg al año a 2.040 x 10⁶ kg al año, mientras que la de P pasó de 122 x 10⁶ kg al año a 240 x 10⁶ kg al año (Tong et al., 2015). Según las estimaciones, la deposición atmosférica de N era de unos 1,750 x 10⁶ kg al

año, similar a las aportaciones fluviales en el mismo período (Tong et al., 2015).

Mientras que, en general, las aportaciones atmosféricas se distribuyen por todo el mar de China oriental, en la época de monzones el impacto de los nutrientes transportados por los ríos se concentra en las aguas costeras. Así pues, la concentración de clorofila a en la superficie del mar es mayor en las proximidades de la costa dentro del penacho (> 10 mg/m³) y disminuye rápidamente con la distancia hasta llegar a las aguas abiertas más allá de la plataforma continental, donde la concentración es baja (< 0,5 mg/m³) (Yuan et al., 2007). El aumento interanual de la carga de nutrientes también ha dado lugar al incremento de la biomasa del fitoplancton con el transcurso de los años (Zhou et al., 2019).

El hundimiento de la materia orgánica producida por el fitoplancton en el caudal bajo del estuario y el penacho costero fomentan el consumo de oxígeno y la hipoxia estival en el agua del fondo. La magnitud, la frecuencia y la extensión espacial de los episodios de hipoxia han venido aumentando desde finales de la década de 1990 (Li et al., 2011; Wei et al., 2015). En la actualidad se considera que la región del mar que se ve influida por el penacho costero del río Yangtze es una de las mayores zonas hipóxicas costeras (> 12.000 km²) del mundo (Chen et al., 2007; Wang et al., 2016; Zhu et al., 2017).

El número de episodios de proliferación de algas tóxicas registrados en las aguas litorales ha ido aumentando a medida que se incrementaban las aportaciones de nutrientes procedentes del río Yangtze: así, pasó de cero en la década de 1950 a 10 en la de 1970, 25 en la de 1980 y más de 100 en la de 1990 (Yan et al., 2002). En particular, se han registrado proliferaciones a gran escala (que abarcan una superficie de más de 1.000 km²) todos los años desde 1998, y *Prorocentrum donghaiense* ha sido la especie causante de las proliferaciones durante más de diez años (Li et al., 2009; Lu et al., 2014). También se han observado prolifera-

¹⁸ Véase http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_47.pdf.

ciones de *Karlodinium veneficum*, *Karenia mikotoi*, *Alexandrium tamarense*, *Alexandrium catenella* y *Heterosigma akashiwo*, especies

potencialmente tóxicas (Lu et al., 2014; Zhou et al., 2015; Wang et al., 2018).

5. Perspectivas

Según las previsiones, la producción de N antropógeno se multiplicará por casi dos en la primera mitad del siglo XXI y, dado que se prevé que la carga de N inorgánico disuelto aumente un 40-45 % para 2050, el riesgo de eutrofización costera se incrementará en el 21 % de los grandes ecosistemas marinos, la mayoría de los cuales están en África, América del Sur, Asia Meridional y Oceanía. Es probable que el impacto del aumento continuado de la carga de N se vea exacerbado por cambios ocasionados por el clima como la subida de la temperatura del agua y el incremento de la estratificación vertical, las precipitaciones y la entrada de CO₂ atmosférico al agua (Guinder y Molinero, 2013). Por tanto, es asimismo probable que la severidad y el alcance de la

hipoxia costera, la acidificación y los episodios de proliferación de algas tóxicas sigan aumentando si no se toman medidas agresivas para reducir las aportaciones antropógenas de N y P (Townhill et al., 2018).

Las carencias importantes en la comprensión de los efectos de las aportaciones antropógenas de nutrientes a las aguas costeras se clasifican en dos categorías generales: a) la falta de datos sobre los ecosistemas costeros del hemisferio sur (Altieri et al., 2019; Diaz et al., 2019) y b) la necesidad de entender las sinergias entre los efectos de la carga de nutrientes y los cambios ocasionados por el clima en los ecosistemas costeros (Paerl et al., 2014).

Bibliografía

- Akhil, V.P., et al. (2016). Assessment of seasonal and year-to-year surface salinity signals retrieved from SMOS and Aquarius missions in the Golfo de Bengala. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 37, No.5, pp. 1089–1114.
- Altieri, Andrew H., and Robert J. Diaz (2019). Dead zones: oxygen depletion in coastal ecosystems. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, Elsevier, pp. 453–473.
- Bachmann, R.W., et al. (2006). Eutrophication in freshwater and marine systems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, pp. 351–800.
- Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral (2019). Great Barrier Reef Outlook Report 2019, Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, Townsville.
- Barbier, Edward B., et al. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Bargu, Sibel, et al. (2016). Influence of the Mississippi River on *Pseudo-nitzschia* spp.: abundance and toxicity in Louisiana coastal waters. *Estuaries and Coasts*, vol. 39, No. 5, pp. 1345–1356.
- Bell, Peter R.F., et al. (2014). Evidence of large-scale chronic eutrophication in the Great Barrier Reef: quantification of chlorophyll a thresholds for sustaining coral reef communities. *Ambio*, vol. 43, No. 3, pp. 361–376.
- Bell, Peter R.F. (1992). Eutrophication and coral reefs: some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Research*, vol. 26, No. 5, pp. 553–568.

- Beusen, Arthur H.W., et al. (2016). Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, vol. 13, No. 8, pp. 2441–2451.
- Boesch, Donald F. (2019). Barriers and bridges in abating coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 123.
- Bouwman, Lex, et al. (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 52, pp. 20882–20887.
- Boyer, Elizabeth W., and Robert W. Howarth (2008). Nitrogen fluxes from rivers to the coastal oceans. In *Nitrogen in the Marine Environment*, Elsevier Inc., pp.1565–1587.
- Breitburg, Denise, et al. (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371.
- Bristow, Laura A., et al. (2017). N₂ production rates limited by nitrite availability in the Golfo de Bengala oxygen minimum zone. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, pp. 24–29.
- Brodie, J.E., et al. (2011). Assessment of the eutrophication status of the Great Barrier Reef lagoon (Australia). *Biogeochemistry*, vol. 106, No. 2, pp. 281–302.
- Carstensen, Jacob, et al. (2014). Deoxygenation of the Mar Báltico during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 15, pp. 5628–5633.
- Chai, Chao, et al. (2009). Nutrient characteristics in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea before and after impoundment of the Three Gorges Dam. *Science of the Total Environment*, vol. 407, no. 16, pp. 4687–4695.
- Chen, Bingzhang, et al. (2009). Estuarine nutrient loading affects phytoplankton growth and microzooplankton grazing at two contrasting sites in Hong Kong, China, coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 379, pp. 77–90.
- Chen, Chung-Chi, et al. (2007). Hypoxia in the East China Sea: one of the largest coastal low-oxygen areas in the world. *Marine Environmental Research*, vol. 64, No. 4, pp. 399–408.
- Chen, Zhaoyun, et al. (2017). Far-reaching transport of Pearl River plume water by upwelling jet in the northeastern South China Sea. *Journal of Marine Systems*, vol. 173, pp. 60–69.
- Coles, Victoria J., et al. (2013). The pathways and properties of the Amazon River Plume in the tropical Océano Atlántico Norte. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 118, No. 12, pp. 6894–6913.
- Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico (HELCOM) (2018). State of the Mar Báltico: Second HELCOM Holistic Assessment 2011–2016. Mar Báltico Environment Proceedings 155. Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico.
- Costanza, Robert, et al. (2017). Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, vol. 28, pp. 1–16.
- Dagg, Michael, et al. (2004). Transformation of dissolved and particulate materials on continental shelves influenced by large rivers: plume processes. *Continental Shelf Research*, vol. 24, Nos. 7 and 8, pp. 833–858.
- Demaster, David J., and Robert H. Pope (1996). Nutrient dynamics in Amazon shelf waters: results from AMASSEDS. *Continental Shelf Research*, vol. 16, No. 3., pp. 263–289.
- Dentener, Frank, et al. (2006). Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 20, No. 4,
- Diaz, Robert J., and Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, pp. 926–929.
- Diaz, Robert J., et al. (2019). Hypoxia in estuaries and semi-enclosed seas. In *Ocean Deoxygenation—Everyone’s Problem: Causes, Impacts, Consequences and Solutions*, D. Laffoley and J. M. Baxter, eds. Gland, Suiza: IUCN.

- Dortch, Quay, et al. (1997). Abundance and vertical flux of *Pseudo-nitzschia* in the northern Gulf of México. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 146, pp. 249–264.
- Duce, R.A., et al. (2008). Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean. *Science*, vol. 320, No. 5878, pp. 893–897.
- Elser, James J., et al. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, vol. 10, No. 12, pp. 1135–1142.
- Escalera, Laura, et al. (2007). *Noctiluca scintillans* may act as a vector of toxigenic microalgae. *Harmful Algae*, vol. 6, No. 3, pp. 317–320.
- Fabricius, Katharina E. (2011). Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Zvy Dubinsky and Noga Stambler, eds. New York: Springer, pp. 493–505.
- Fourqurean, James W., et al. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 7, pp. 505–509.
- Funkey, Carolina P., et al. (2014). Hypoxia sustains cyanobacteria blooms in the Mar Báltico. *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 5, pp. 2598–2602.
- Galloway, James N., et al. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, vol. 70, No. 2, pp. 153–226.
- Glibert, Patricia, and Lex Bouwman (2012). Land-based nutrient pollution and the relationship to harmful algal blooms in coastal marine systems. *Loicz Newsletter Inprint*, vol. 2, pp. 5–7.
- Glibert, Patricia M., et al. (2005). The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, vol. 18, No. 2.
- _____ (2014). Vulnerability of coastal ecosystems to changes in harmful algal bloom distribution in response to climate change: projections based on model analysis. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 12, pp. 3845–3858.
- _____ (2018). Key questions and recent research advances on harmful algal blooms in relation to nutrients and eutrophication. In *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Springer, pp. 229–259.
- Gomes, Helga Rosario, et al. (2018). The influence of riverine nutrients in niche partitioning of phytoplankton communities – a contrast between the Amazon River Plume and the Chang Jiang (Yangtze) River diluted water of the East China Sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 343.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority (GBRMPA) 2019. Great Barrier Reef Perspectives Report 2019, GBRMPA, Townsville.
- Green, Pamela A., et al. (2004). Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry*, vol. 68, No. 1, pp. 71–105.
- Greenwood, N., et al. (2010). Detection of low bottom water oxygen concentrations in the Mar del Norte; implications for monitoring and assessment of ecosystem health. *Biogeosciences*, vol. 7, No. 4, pp. 1357–1373.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. C. B. Field et al., eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- Guinder, Valeria, and Juan Carlos Molinero (2013). Cambio climático effects on marine phytoplankton. *Marine Ecology in a Changing World*, Andrés H. Arias and María C. Menendez, eds. Boca Raton, Florida, CRC Press, pp. 68–90.
- Hargrave, Barry T., ed. (2005). *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Berlin: Springer.
- Harrison, John A., et al. (2005). Dissolved inorganic phosphorus export to the coastal zone: results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, No. 4.

- Harrison, Paul J., et al. (2008). Physical-biological coupling in the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, vol. 28, No. 12, pp. 1405–1415.
- Heileman, S. (2008). Guinea Current LME. In *The PNUMA gran ecosistema marino Report: A Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas*, K. Sherman and G. Hempel, eds. Nairobi: PNUMA, 1.
- Heisler, John, et al. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 3–13.
- Heron, Scott Fraser, et al. (2017). *Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs: A First Global Scientific Assessment*. Paris: UNESCO World Heritage Centre.
- Hopkins, Jo, et al. (2013). Detection and variability of the Congo River plume from satellite derived sea surface temperature, salinity, ocean colour and sea level. *Remote Sensing of Environment*, vol. 139, pp. 365–385.
- Howarth, R.W., et al. (1996). Aportes fluviales de nitrógeno to the Océano Atlántico Norte: fluxes and human influences. *Biogeochemistry*, vol. 35, pp. 75–139.
- _____ (2011). Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, No. 1, pp. 18–26.
- _____ (2012). Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, No. 1, pp. 37–43.
- Howarth, Robert W. (2008). Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 14–20.
- Howarth, Robert W., et al. (2000). Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues in Ecology*, No. 7.
- Howarth, Robert W., and Roxanne Marino (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, No. 1, part 2, pp. 364–376.
- Hughes, Terry P., et al. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Jickells, T.D., et al. (2017). A reevaluation of the magnitude and impacts of anthropogenic atmospheric nitrogen inputs on the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 31, No. 2, pp. 289–305.
- Jilan, Su (2004). Overview of the South China Sea circulation and its influence on the coastal physical oceanography outside the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, vol. 24, No. 16, pp. 1745–1760.
- Kay, Susan, et al. (2018). Marine dynamics and productivity in the Golfo de Bengala. In *Ecosystem Services for Well-Being in Deltas: Integrated Assessment for Policy Analysis*. Robert J. Nicholls et al., eds. Cham, Suiza: Springer International Publishing, pp. 263–275. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71093-8_14.
- Kemp, W.M., et al. (2009). Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, vol. 6, No. 12, pp. 2985–3008.
- Kroon, F.J., et al. (2012). River loads of suspended solids, nitrogen, phosphorus and herbicides delivered to the Great Barrier Reef lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 65, Nos. 4–9, pp. 167–181.
- Lamsal, L.N., et al. (2011). Application of satellite observations for timely updates to global anthropogenic NO_x emission inventories. *Geophysical Research Letters*, vol. 38, No. 5.
- Lancelot, Christiane, et al. (1987). *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the Mar del Norte. *Ambio*, No. 1.
- _____ (1995). The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the Mar del Norte. *Science of the Total Environment*, vol. 165, Nos. 1–3, pp. 83–102.

- Lee, Rosalynn Y., et al. (2016). Land-based nutrient loading to LMEs: a global watershed perspective on magnitudes and sources. *Environmental Development*, vol. 17, pp. 220–229.
- Li, Ji, et al. (2009). Relationships between nitrogen and phosphorus forms and ratios and the development of dinoflagellate blooms in the East China Sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 383, pp. 11–26.
- Li, Xinxin, et al. (2011). Historical trends of hypoxia in Changjiang River estuary: applications of chemical biomarkers and microfossils. *Journal of Marine Systems*, vol. 86, Nos. 3 and 4, pp. 57–68.
- Liblik, T., and Lips, U. (2019). Stratification has strengthened in the Mar Báltico: an analysis of 35 years of observational data. *Frontiers In Earth Science*, vol. 7, art. 174. <http://doi.org/10.3389/feart.2019.00174>.
- Limburg, Karin E., and Michele Casini (2018). Effect of marine hypoxia on Mar Báltico Cod *Gadus morhua*: evidence from otolith chemical proxies. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 482.
- Lu, Chaoqun, and Hanqin Tian (2017). Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, vol. 9, pp. 181–192.
- Lu, Douding, et al. (2014). Causative species of harmful algal blooms in Chinese coastal waters. *Algological Studies*, vol. 145, No. 1, pp. 145–168.
- Luo, X.S., et al. (2014). Chinese coastal seas are facing heavy atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Research Letters*, vol. 9, No. 9, 095007.
- Martínez, Maria Luiza, et al. (2007). The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, vol. 63, Nos. 2 and 3, pp. 254–272.
- Matli, V.R.R., et al. (2018). Space-time geostatistical assessment of hypoxia in the Northern Gulf of México. *Environmental Science and Technology*, vol. 52, No. 21, pp. 12484–12493. <http://doi.org/10.1021/acs.est.8b03474>.
- Mohanty Ajit K., et al. (2007). Red tide of *Noctiluca scintillans* and its impact on the coastal water quality of the near-shore waters, off the Rushikulya River, Golfo de Bengala. *Current Science*, vol. 93, No. 5, pp. 616–618.
- Monolisha, S., et al. (2018). Optical classification of the coastal waters of the Northern Océano Índico. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 87.
- Mosier, Arvin R., et al. (2004). Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed, and fiber production. *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*, vol. 65, pp. 3–15.
- Murray, C.J., et al. (2019). Past, present and future eutrophication status of the Mar Báltico. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 2.
- Mvungi, Esther F., and Deena Pillay (2019). Eutrophication overrides warming as a stressor for a temperate African seagrass (*Zostera capensis*). *PloS One*, vol. 14, No. 4. e0215129.
- Naciones Unidas (2017). Chapter 20: Coastal, riverine and atmospheric inputs from land. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ngatia, Lucy, et al. (2019). Nitrogen and phosphorus eutrophication in marine ecosystems. In *Monitoring of Marine Pollution*. London: IntechOpen.
- Nixon, Scott W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, vol. 41, No. 1, pp. 199–219.
- Paerl, H.W., et al. (2002). Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries*, vol. 25, No. 4, pp. 677–693.
- Paerl, H.W., et al. (2014). Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*, vol. 37, No. 2, pp. 243–258.

- Paramor, O.A.L., et al. (2009). *MEFEPO Mar del Norte Atlas*. University of Liverpool.
- Pedde, Simona, et al. (2017). Modeling sources of nutrients in rivers draining into the Golfo de Bengala: a scenario analysis. *Regional Environmental Change*, vol. 17, No. 8, pp. 2495–2506.
- Peñuelas, Josep, et al. (2013). Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, vol. 4, art. 2934.
- Pliński, Marcin, et al. (2007). The potential causes of cyanobacterial blooms in Mar Báltico estuaries. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, vol. 36, No. 1, pp. 134–137.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) et al. (2005). South China Sea; GIWA Regional Assessment 54. Kalmar (Suecia): Universidad de Kalmar.
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP) (2017). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2017: aguas residuales, el recurso no explotado París: UNESCO.
- Qian, Wei, et al. (2018). Current status of emerging hypoxia in a eutrophic estuary: the lower reach of the Pearl River Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 205, pp. 58–67.
- Rabalais, Nancy N., et al. (2007). Hypoxia in the northern Gulf of México: does the science support the plan to reduce, mitigate, and control hypoxia? *Estuaries and Coasts*, vol. 30, No. 5, pp. 753–772.
- _____ (2009a). Dynamics and distribution of natural and human-caused coastal hypoxia. *Biogeosciences Discussions*, vol. 6, No. 5.
- _____ (2009b). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 66, No. 7, pp. 1528–1537.
- Radach, Günther, and Johannes Pätsch (2007). Variability of continental riverine freshwater and nutrient inputs into the Mar del Norte for the years 1977–2000 and its consequences for the assessment of eutrophication. *Estuaries and Coasts*, vol. 30, No. 1, pp. 66–81.
- Riebesell, Ulf, et al. (2018). Toxic algal bloom induced by ocean acidification disrupts the pelagic food web. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 12, pp. 1082–1086.
- Robson, B.J., et al. (2018). *Trichodesmium* timeseries from the Yongala: IMOS National Reference Station, Integrated Marine Observing System, Tasmania.
- Sahu, Gouri, et al. (2014). Seasonality in the distribution of dinoflagellates with special reference to harmful algal species in tropical coastal environment, Golfo de Bengala. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, No. 10, pp. 6627–6644.
- Santos, Maria L.S., et al. (2008). Nutrient and phytoplankton biomass in the Amazon River shelf waters. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 80, No. 4, pp. 703–717.
- Sattar, Md. Abdus, et al. (2014). The increasing impact of food production on nutrient export by rivers to the Golfo de Bengala 1970–2050. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, Nos. 1 and 2, pp. 168–178.
- Scheren, P.A., et al. (2002). Environmental pollution in the Gulf of Guinea: a regional approach. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, No. 7, pp. 633–641.
- Schmale, Oliver, et al. (2016). Dense bottom gravity currents and their impact on pelagic methanotrophy at oxic/anoxic transition zones. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 10, pp. 5225–5232.
- Seitzinger, S.P., et al. (2005). Fuentes and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, No. 4.
- _____ (2010). Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 4.
- Seitzinger, S.P., et al. (2010). Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 4. <https://doi.org/10.1029/2009GB003587>.

- Seitzinger, S.P., and E. Mayorga (2016). Capítulo 7.3: Nutrients inputs from river systems to coastal waters. In *Large Marine Ecosystems: Status and Tendencias*, Nairobi: PNUMA, pp.179–195.
- Selman, Mindy, et al. (2010). Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution. *Renewable Resources Journal*, vol. 26, No. 4, pp. 19–26.
- Sengupta, Debasis, et al. (2006). Surface freshwater from Golfo de Bengala runoff and Indonesian through-flow in the tropical Océano Índico. *Geophysical Research Letters*, vol. 33, No. 22.
- Sinha, E., et al. (2017). Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, vol. 357, No. 6349, pp. 405–408.
- Smith, Val H., et al. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, No. 1, part 2, pp. 351–355.
- Sonesten, Lars, et al. (2018). *Fuentes and Pathways of Nutrients to the Mar Báltico: HELCOM PLC-6*. Mar Báltico Environment Proceedings 153.
- Spencer, Robert G.M., et al. (2012). An initial investigation into the organic matter biogeochemistry of the Congo River. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 84, pp. 614–627.
- Spokes, L.J., and Jickells (2005). Is the atmosphere really an important Fuente of reactive nitrogen to coastal waters? *Continental Shelf Research*, vol. 25, No.16, pp. 2022–2035.
- Srinivas, Bikkina, and M.M. Sarin (2013). Atmospheric deposition of N, P and Fe to the Northern Océano Índico: implications to C- and N-fixation. *Science of the Total Environment*, vol. 456, pp. 104–114.
- Subramaniam, Ajit, et al. (2008). Amazon River enhances diazotrophy and carbon sequestration in the tropical Océano Atlántico Norte. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, No. 30, pp. 10460–10465.
- Sun, Che (2017). Riverine influence on ocean color in the equatorial South China Sea. *Continental Shelf Research*, vol. 143, pp. 151–158.
- Szymczycha, B., et al. (2019). Capítulo 4: The Mar Báltico. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd ed., vol. I: *Europa, the Americas and África Occidental*. C. Sheppard, ed. London: Academic Press, pp. 85–111.
- Tong, Yindong, et al. (2015). Nutrient loads flowing into coastal waters from the main rivers of China (2006–2012). *Scientific Reports*, vol. 5, art. 16678.
- Townhill, Bryony L., et al. (2018). Harmful algal blooms and climate change: exploring future distribution changes. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 6, pp. 1882–1893.
- Turkoglu, Muhammet (2013). Red tides of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* associated with eutrophication in the Sea of Marmara (the Dardanelles, Turkey). *Oceanologia*, vol. 55, No. 3, pp. 709–732.
- Valigura, Richard A., et al., eds. (2001). *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*. vol. 57. Washington DC: American Geophysical Union.
- Van Drecht, G., et al. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 23, No. 4.
- Vermaat, Jan E., et al. (2008). Past, present and future nutrient loads of the Mar del Norte: causes and consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 80, No. 1, pp. 53–59.
- Vitousek, Peter M., et al. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, vol. 7, No. 3, pp. 737–750.
- Wallace, Ryan B., et al. (2014). Coastal ocean acidification: the other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 148, pp. 1–13.
- Wang, Hongjie, et al. (2016). Eutrophication-driven hypoxia in the East China Sea off the Changjiang Estuary. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 5, pp. 2255–2263.
- Wang, Mengqiu, et al. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, vol. 365, No. 6448, pp. 83–87.

- Wang, Sufen et al. (2008). Occurrences of harmful algal blooms (HABs) associated with ocean environments in the South China Sea. *Hydrobiologia*, vol. 596, No. 1, pp. 79–93.
- Wang, Yun-Feng et al. (2018). Recurrent toxic blooms of *Alexandrium* spp. in the East China Sea: potential role of Taiwan warm current in bloom initiation. *Journal of Ecology and Toxicology*, vol. 2, No. 2.
- Waycott, Michelle, et al. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 30, pp. 12377–12381.
- Wear, Stephanie L., and R. Vega Thurber (2015). Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1355, No. 1, pp. 15–30.
- Wei, Qinsheng, et al. (2015). Recognition on the forming-vanishing process and underlying mechanisms of the hypoxia off the Yangtze River estuary. *Science China Earth Sciences*, vol. 58, No. 4, pp. 628–648.
- Yan, Tian, et al. (2002). A national report on harmful algal blooms in China. *Harmful Algal Blooms in the PICES Región of the North Pacific*, vol. 21. F.J.R. “Max” Taylor and Vera L. Trainer, eds. PICES Scientific Report, No. 23. Sidney, British Columbia, Canadá: North Pacific Marine Science Organization (PICES).
- Yan, Weijin, et al. (2003). How do nitrogen inputs to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrate: a temporal analysis for 1968–1997. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, No. 4.
- Yaremchuk, M., et al. (2005). River discharge into the Golfo de Bengala in an inverse ocean model. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 16.
- Yeung, Laurence Y., et al. (2012). Impact of diatom-diazotroph associations on carbon export in the Amazon River plume. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 18.
- Yin, Kedong, et al. (2001). Shift from P to N limitation of phytoplankton growth across the Pearl River estuarine plume during summer. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 221, pp. 17–28.
- Yin, Kedong, and Paul J. Harrison (2008). Nitrogen over enrichment in subtropical Pearl River estuarine coastal waters: possible causes and consequences. *Continental Shelf Research*, vol. 28, No. 12, pp. 1435–1442.
- Zendong, Zita, et al. (2016). Algal toxin profiles in Nigerian coastal waters (Gulf of Guinea) using passive sampling and liquid chromatography coupled to mass spectrometry. *Toxicon*, vol. 114, pp. 16–27.
- Zhang, Bowen, et al. (2017). Global manure nitrogen production and application in cropland during 1860–2014: a 5 arcmin gridded global dataset for Earth system modeling. *Earth System Science Data*, vol. 9, No. 2, p. 667.
- Zhou, Chengxu, et al. (2015). Interactions between *Karlodinium veneficum* and *Prorocentrum donghaiense* from the East China Sea. *Harmful Algae*, vol. 49, pp. 50–57.
- Zhou, Mingjiang, et al. (2019). Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang River. In *Studies of the Biogeochemistry of Typical Estuaries and Bays in China*, Zhilian Shen, ed.
- Zhu, Zhuo-Yi, et al. (2017). Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) estuary and in the adjacent East China Sea: quantitative approaches to estimating the tidal impact and nutrient regeneration. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, Nos. 1 and 2, pp. 103–114.

Capítulo 11

Cambios en las aportaciones líquidas y atmosféricas al medio marino desde la tierra (incluidas las aguas subterráneas), los buques y las instalaciones mar adentro

Contribuidores: Ralf Ebinghaus (coordinador: productos farmacéuticos y de higiene personal), Bjørn Einar Grøsvik (coordinador: hidrocarburos), Ida-Maja Hassellöv (coordinador: buques), Colin F. Moffat (coordinador: contaminantes orgánicos persistentes), Alan Simcock (coordinador: radiactividad), Lars Sonesten (coordinador: aportaciones atmosféricas) y Penny Vlahos (coordinador: metales); and Eric P. Achterberg, Babajide Alo, Carlos Francisco Andrade, Maria João Bebianno (responsable), Miguel Caetano, Kissao Gnandi, Gi Hoon Hong, Suk Hyun Kim, Rainer Lohmann, Monika Stankiewicz y Juying Wang (corresponsable).

Ideas clave

Contaminantes orgánicos persistentes

- Los contaminantes orgánicos persistentes (COP) siguen siendo un problema en todo el mundo y se encuentran en concentraciones que probablemente causen efectos biológicos.
- Los COP se detectan en lugares remotos alejados de la fuente donde se generan, incluidas las zonas más profundas del océano y las regiones polares.
- El número de COP sigue aumentando y, por tanto, las mezclas a las que se expone la biota se vuelven más complejas, lo cual hace que cada vez sea más difícil determinar la probabilidad de que se produzcan efectos individuales o poblacionales.
- No se ha publicado información sobre las últimas descargas de sustancias radiactivas en el océano procedentes de centrales nucleares e instalaciones de tratamiento de material nuclear, salvo en el caso del Atlántico nororiental y los mares adyacentes a él. En esa zona, siguen disminuyendo los vertidos al océano de sustancias radiactivas procedentes de centrales nucleares e instalaciones de tratamiento de material nuclear.
- Sobre la base de la información existente, no hay motivos para pensar que el impacto negativo de la radiactividad en el océano haya empeorado significativamente desde que se informó de la situación en la primera Evaluación.

Metales

- Existe una necesidad urgente de desarrollar y ampliar las series cronológicas de metales costeros a escala mundial.
- Las tendencias en las concentraciones de metales varían de una región a otra, aunque en la mayoría se observa una estabilización de los metales disueltos y un ligero aumento de los organismos pertenecientes a niveles tróficos superiores.

Radiactividad

- No ha habido ningún accidente nuclear importante que haya afectado a los océanos desde la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017c).
- La generación de electricidad procedente de centrales nucleares sigue aumentando y, en el mundo en general, creció alrededor del 5 % entre 2013 y 2018. Puede que el perfeccionamiento de la tecnología esté reduciendo las descargas de muchos radionucleidos, pero las de tritio probablemente estén aumentando como lo está haciendo la generación de electricidad. No obstante, el tritio es un isótopo radiactivo débil.

Productos farmacéuticos y de higiene personal

- Se han detectado cientos de productos farmacéuticos y de higiene personal (PFHP) en el océano, incluidos los océanos Ártico y Antártico.
- Se han perfeccionado nuevas técnicas analíticas para analizar de manera inespecífica los productos farmacéuticos y de higiene personal y sus derivados en el medio marino.
- Se debe crear una “lista de control” de productos farmacéuticos y de higiene personal e incorporarla a los programas de vigilancia internacionales, nacionales y regionales a largo plazo, a fin de que sirva de base de datos científicos para evaluar la presencia de productos farmacéuticos y de higiene personal en el océano.

Navegación

- Los accidentes de navegación que causan derrames de petróleo (de más de 7 toneladas) están tendiendo a reducirse, y la mejor capacidad de vigilancia y actuación en el ámbito regional indica que una mayor

concienciación está contribuyendo a que disminuyan los derrames.

- Existe una falta de conocimiento general sobre la naturaleza y el impacto de los vertidos de líquidos procedentes de los barcos, y la descarga de agua de los sistemas de limpieza de gases de escape (depuradores) ha resultado ser una fuente de metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Hidrocarburos

- Se sabe que el agua producida por la explotación de petróleo y gas que contiene tanto

hidrocarburos como metales afecta al medio marino, pero falta información acerca del impacto a largo plazo de las descargas de agua de producción.

- Se necesitan más estudios de escala comunitaria y poblacional para ampliar los conocimientos actuales sobre los datos de toxicidad relativos a especies concretas.
- El aumento del ritmo de desmantelamiento de las plataformas mar adentro supone un reto para el medio marino.

1. Introducción

La producción de sustancias químicas ha seguido aumentando y cambiando desde 2003. El posible impacto geográfico de la industria química siguió trasladándose del océano Atlántico al océano Pacífico, donde se prevé que opere casi el 70 % del sector en 2030, mientras que continuamente se crean nuevos productos que se añaden a la mezcla de sustancias químicas a la que está expuesta la biota oceánica.

Las organizaciones internacionales han elaborado distintas listas de sustancias peligrosas, pero todavía no existe una lista mundial única acordada de sustancias que generan preocupación. El presente capítulo contiene una evaluación de los cambios ocurridos desde la

primera Evaluación en cuanto a las aportaciones al medio marino procedentes de la tierra (incluidas las aguas subterráneas), los buques y las instalaciones mar adentro. Además, la información del presente capítulo se basa en la evaluación de la lista de sustancias peligrosas utilizada en la primera Evaluación, es decir, los COP, los metales, los hidrocarburos y las sustancias radiactivas. El capítulo contiene datos nuevos sobre las tierras raras, los productos farmacéuticos y de higiene personal y las aportaciones aéreas de óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre que no se incluyeron en la primera Evaluación.

2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 20 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b) se trataban las fuentes, los principales usos, la producción y el desarrollo conexo, los movimientos y los efectos de diferentes sustancias peligrosas incluidas en las denominadas listas negras o grises de sustancias preocupantes que habían elaborado las autoridades nacionales o las organizaciones internacionales. Esas listas evolucionaron hasta convertirse en una lista de “sustancias prioritarias” en función de su

toxicidad, su tendencia a bioacumularse y su persistencia en el océano. Por consiguiente, las sustancias peligrosas que figuraban en la primera Evaluación se seleccionaron basándose en las sustancias respecto de las que se habían adoptado medidas en todos los océanos del mundo o en algunas partes de ellos, y abarcaban: metales (mercurio, plomo, cadmio), compuestos organometálicos (tributilo de estaño), COP (p. ej., hidrocarburos halogenados), hidrocarburos aromáticos policíclicos

y sustancias radiactivas. En la presente Evaluación figuran otras sustancias, entre ellas los compuestos farmacéuticos (tanto de uso médico como veterinario) y los ingredientes de los cosméticos (p. ej., el almizcle de xileno), que han empezado a considerarse contaminantes preocupantes. Se detectaron fuentes localizadas terrestres (plantas de tratamiento de aguas residuales o plantas industriales que vierten en el océano directamente o a través de ríos), fuentes de productos diluidos (escorrentía terrestre, filtración de aguas subterráneas directamente al océano, emisión accidental de vertidos terrestres o marítimos) y deposiciones atmosféricas (deposición húmeda y seca y emisiones procedentes de aguas residuales y de varios procesos industriales) que pueden llegar al océano y afectarlo, y se determinó su impacto en varias zonas.

También se destacó el compromiso internacional en las Naciones Unidas y la obligación en el ámbito regional de adoptar medidas para reducir el impacto de las sustancias recientemente reconocidas. A partir de los datos disponibles en ese momento, era difícil hacer comparacio-

nes significativas entre las distintas zonas y establecer prioridades, sobre todo porque los datos sobre las sustancias peligrosas en el agua, la biota o los sedimentos se expresaban en unidades diferentes. Las diferencias metodológicas complicaban aún más la situación, y se destacó la necesidad de controlar los procedimientos de muestreo y los métodos analíticos. Por esa razón, en la primera Evaluación no se incluyeron cifras detalladas sobre la concentración de los contaminantes. Las sustancias peligrosas seleccionadas se encontraban en todas las zonas del océano; las de origen acuático se concentraban en las zonas costeras, mientras que los contaminantes eran transportados mucho más lejos, hasta la alta mar. En la primera Evaluación no fue posible evaluar de manera general los impactos relativos de esas sustancias peligrosas, pero sí se pudo determinar la lentitud con que se redujeron sus concentraciones en algunas zonas de los océanos del mundo. También se señaló que había cada vez más pruebas de la importancia de las aportaciones aéreas de metales y otras sustancias peligrosas al océano.

3. Contaminantes orgánicos persistentes, incluida la escorrentía debida al uso de plaguicidas agrícolas

3.1. Introducción

Los contaminantes orgánicos persistentes son un grupo complejo de sustancias (a menudo halogenadas) que, como su nombre indica, perduran en el medio ambiente. Aunque la producción de compuestos como los bifenilos policlorados (PCB) ya no está permitida en virtud del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, el Convenio permite que equipos que contienen PCB sigan utilizándose hasta 2025, lo cual constituye una posible fuente pequeña, pero nueva, de PCB.¹ El movimiento a través de los niveles tróficos y la recirculación ambiental de los PCB hacen que sigan estando presentes en los sistemas

marinos en concentraciones que pueden afectar a la biota marina. A medida que se han ido desarrollando otros hidrocarburos halogenados, se han ido añadiendo a la mezcla de COP a la que está expuesta la biota marina. Las mezclas y sus respectivos componentes tienen características físicoquímicas muy diferentes. La consecuencia de ello es que presentan diferentes distribuciones en los compartimentos ambientales, así como distintos equilibrios de distribución y requisitos analíticos.

Una vez en el medio ambiente, los COP vuelven a circular y, tanto a través del transporte atmosférico como del transporte por las corrientes oceánicas, se trasladan a lugares alejados de

¹ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 2256, No. 40214.

su punto de origen. Por esa razón, los COP siguen siendo motivo de preocupación tanto en el Ártico como en el Antártico, y en todo el océano.

3.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Constantemente se desarrollan nuevas sustancias y las organizaciones internacionales han preparado listas de productos químicos que presentan características peligrosas, entre ellos compuestos organohalogenados y plaguicidas o biocidas. Muchos de ellos están contemplados en el Convenio de Estocolmo, pero otros no. El grado de presencia de esas sustancias peligrosas en el medio marino no se conocía de manera uniforme. Las principales observaciones de la primera Evaluación fueron las siguientes:

- a) Los COP eran un problema mundial; sin embargo, las concentraciones en el mar abierto eran en general bajas, pero detectables, y se encontraron éteres de polibromodifenilo (PBDE) en distintos tejidos;
- b) Las concentraciones de COP solían estar relacionadas con la urbanización y las regiones muy pobladas, como las zonas costeras densamente pobladas de la cuenca del Mediterráneo y de África, América del Sur y el Pacífico Sur, donde también había una importante actividad industrial;
- c) Algunas zonas costeras se veían afectadas por los plaguicidas;
- d) Se encontraron COP en el Ártico y era probable que las concentraciones, aunque menores, tuvieran efectos biológicos en algunas aves marinas y en los osos polares;
- e) Era probable que se detectaran efectos biológicos de los COP en zonas costeras del Atlántico nororiental;
- f) Las concentraciones de COP en el Atlántico noroccidental y el Pacífico nororiental eran bastante bajas, con tendencia a disminuir;
- g) Se observó una disminución de las concentraciones de COP, pero esta tendía a ser localizada;
- h) Los COP estaban presentes de manera mensurable en la mayoría de las zonas costeras de los mares de Asia oriental;
- i) Un motivo de preocupación era la exposición de la Gran Barrera de Coral a los plaguicidas procedentes de la agricultura intensiva a lo largo de la costa nororiental de Australia;
- j) En las zonas del Atlántico septentrional, el Ártico, el Báltico y el Mediterráneo septentrional predominaban los estudios amplios y las series cronológicas.

3.3. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

Los COP siguen siendo motivo de preocupación en el medio marino, sobre todo en los depredadores superiores, como los cetáceos, que se ha comprobado que tienen unas concentraciones medias de PCB en el tejido graso que probablemente hagan disminuir las poblaciones e impidan que estas se recuperen (Jepson et al., 2016). Además de los "COP heredados", se han añadido regularmente al Convenio de Estocolmo (Convenio de Estocolmo, 2018) nuevos COP que representan una amenaza para el medio marino, entre ellos plaguicidas, productos químicos industriales y subproductos de estos.²

Muchos estudios siguen centrándose en los productos químicos heredados, incluidos los PCB y el diclorodifeniltricloroetano (DDT) (y sus metabolitos DDD y DDE). Sin embargo, los PBDE no figuraban entre los 12 COP inicialmente contemplados en el Convenio de Estocolmo

² Se ha reconocido que 12 COP causan efectos adversos; estos compuestos son: aldrina, clordano, diclorodifeniltricloroetano (DDT), dieldrina, endrina, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex, toxafeno, bifenilos policlorados (PCB), hexaclorobenceno, dibenzoparadioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF).

y siguen agrupados con los nuevos contaminantes, a pesar de que se hace un seguimiento de ellos en los sistemas marinos desde hace muchos años. Los PBDE se encuentran entre los 16 “nuevos” COP que se han incorporado al Convenio desde 2009. Entre ellos figuran el pentaclorobenceno, los naftalenos policlorados, las parafinas cloradas de cadena corta, el ácido perfluorooctanosulfónico y sus sales y el fluoruro de perfluorooctanosulfonilo.³ Entre las sustancias químicas que se recomienda incluir en la lista se encuentran el dicofol y el ácido pentadecafluorooctanoico (ácido perfluorooctanoico), sus sales y los compuestos relacionados con él. Los productos químicos que está examinando el Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes⁴ son el ácido perfluorohexanosulfónico, sus sales y los compuestos relacionados con él. La inclusión de otras moléculas cloradas, así como de compuestos bromados y fluorados, hace que el abanico de contaminantes a los que se refiere el término “COP” se haya ampliado mucho, lo cual ha dado pie a nuevos retos para los laboratorios de análisis ambiental. Se detectaron parafinas cloradas de cadena corta en el fiordo de Clyde, pero las concentraciones eran específicas del método (Hussy et al., 2012), muy probablemente debido a la presencia de concentraciones considerables de parafinas cloradas de cadena media y larga.

En el reciente proyecto de informe sobre los avances hacia la eliminación de los PCB (Convenio de Estocolmo, 2018) se destacó que había muchos países sobre los que se disponía de poca o ninguna información cuantitativa pertinente. Se sigue llevando a cabo una amplia labor analítica en algunas regiones del mundo, que pone de manifiesto las altas concentraciones de PCB en algunos depredadores superiores, lo cual puede tener consecuencias para las poblaciones (Desforges et al., 2018) y alterar la función del tejido adiposo en crías de foca (Robinson et al., 2018). Ambos ejemplos provienen del Atlántico nororiental. Datos recientes sobre

el Ártico, basados en series cronológicas a largo plazo de PCB en mamíferos marinos y peces, muestran que las concentraciones están disminuyendo en general (Carlsson et al., 2018), aunque el ritmo de disminución se ha reducido en los últimos años (Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP), 2016; Boitsov et al., 2019). El hexaclorobenceno (HCB) presente en el hígado de los peces se redujo a menos velocidad que los PCB, el DDT y sus metabolitos, los transnonacloros y los PBDE (Boitsov et al., 2019). Sin embargo, existen excepciones relacionadas con cambios en la dieta o con un cambio en los procesos ambientales que afectan a la escorrentía y las reemisiones (AMAP, 2016). Por ejemplo, se ha observado una marcada tendencia ascendente en la concentración de un grupo de 10 PCB en mejillones azules de Islandia y osos polares jóvenes del este de Groenlandia y en dos series cronológicas de datos sobre mejillones azules de Islandia (AMAP, 2016).

Existen indicios de que la presencia de COP, como los PCB, alcanzó su punto máximo en el agua oceánica en la década de 1970 y ha ido disminuyendo desde entonces (Wagner et al., 2019). En consonancia con la disminución de las concentraciones atmosféricas, el océano Ártico ha empezado a devolver esos COP heredados a la atmósfera y, mediante las corrientes, al océano Atlántico (Ma et al., 2018).

La concentración de PCB en peces y mariscos en el Atlántico nororiental ha disminuido, aunque sigue habiendo problemas locales. De los siete PCB señalados por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar,⁵ solo el PCB118 se encuentra en peces y mariscos en una concentración que puede tener efectos biológicos (Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR), 2017b). Los otros seis PCB suelen superar los umbrales de la concentración de fondo, aunque en 4 de las 11 zonas de evaluación de contaminantes definidas por la Comisión para la Protección

³ Véase <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>.

⁴ The Persistent Organic Pollutants Review Committee is a subsidiary body under the Stockholm Convention established for reviewing chemicals proposed for listing in the annexes to the Convention.

⁵ PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 and PCB180.

del Medio Marino del Atlántico Nordeste (Comisión OSPAR), el PCB28 se sitúa en el umbral de la concentración de fondo. Además, en 9 de las 10 zonas de evaluación de contaminantes en las que se pudo determinar la tendencia temporal, esta era descendente. Se describió una situación similar en el caso de los PBDE en peces, mejillones y ostras de la mayoría de las zonas de evaluación del Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (Convenio OSPAR),⁶ y se observó que las concentraciones estaban disminuyendo en todas ellas salvo en Skagerrak y Kattegat, donde no se detectaron cambios en la concentración (OSPAR, 2017b).

Se detectaron PCB en peces a profundidades de entre 600 m y 1.800 m en el talud continental europeo situado al oeste de Escocia (Reino Unido) (Webster et al., 2014). Las concentraciones de los siete PCB señalados por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar detectadas en el hígado de tres especies de peces eran muy variables, y oscilaban entre 58,7 nanogramos por gramo de lípido en el sable negro y 3.587 ng/g de lípido en el granadero. Las concentraciones eran generalmente inferiores a 500 ng/g de lípido (o inferiores a 1.250 ng/g de lípido en el caso de la suma de los 28 PCB), valor utilizado por algunos investigadores como indicador de preocupación. En total, 23 de los 95 hígados de peces recogidos entre 2009 y 2012 (ambos años incluidos) presentaban concentraciones de PCB de más de 500 ng/g de lípido en el caso de los siete PCB señalados por el Consejo. El PCB118 se encontraba a una concentración a la que era probable que se observaran efectos biológicos en las tres especies de peces. Aunque hubo diferencias entre las especies con respecto a la concentración, no se encontraron tendencias temporales entre 2006 y 2012, ni se detectaron diferencias con respecto a la profundidad. También se examinaron las concentraciones de PCB en las presas (incluidos los peces linterna y el yelmo de nariz cuadrada) y eran considerablemente menores que las concentraciones halladas en los depredadores. También se detectaron

PBDE en los depredadores, pero en concentraciones mucho más bajas que las de los PCB.

Las concentraciones medias de PCB en los sedimentos del gran mar del Norte y el mar Céltico suelen estar muy por encima del umbral de la concentración fondo de sus homólogos, pero por debajo de los criterios de evaluación ambiental (OSPAR, 2017b). Se descubrió que los sedimentos del mar de Irlanda y la zona septentrional del mar del Norte contenían PBDE, aunque la mayoría de las concentraciones de PBDE medidas en los sedimentos eran bajas y a menudo inferiores a los niveles de detección. Sin embargo, la falta de criterios para evaluar los PBDE en los sedimentos hace imposible determinar la importancia ambiental de las concentraciones de PBDE observadas (OSPAR, 2017b).

Tomando como referencia el índice de impacto del mar Báltico (Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico (HELCOM), 2018a), las aportaciones de sustancias peligrosas al mar Báltico se consideran la segunda presión ambiental más generalizada (HELCOM, 2018a, 2018b). En lo que respecta a los COP, los PCB, las dioxinas y los furanos no parecen ser un factor importante en la situación de la evaluación integrada para el período comprendido entre 2011 y 2016. La deposición atmosférica de PCB, dibenzoparadioxinas policloradas (PCDD) y dibenzofuranos policlorados (PCDF) muestra una disminución constante debida a la mayor eficiencia de diversos procesos de combustión y cloración (HELCOM, 2018b). El hexaclorociclohexano (γ -HCH, lindano) y el DDT y sus metabolitos (DDD y DDE) ya no se consideran motivo de preocupación importante en el Báltico. El éxito de la reproducción del pigargo de cola blanca se atribuye a esa disminución (HELCOM, 2018c). Sin embargo, las elevadas concentraciones de PBDE en los peces son un factor que contribuye de manera importante a la difícil situación general actual del mar Báltico. De manera similar, se había informado de aportaciones indebidas de PCB, procedentes de actividades terrestres, que

⁶ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 2354, No. 42279.

contaminaban la red alimentaria de la laguna de Lagos, en Nigeria (Alo et al., 2014).

Aunque la deposición de PCDD y PCDF en el mar Báltico esté disminuyendo, se ha constatado que la deposición atmosférica es la principal fuente externa y se sigue observando una elevada deposición en zonas costeras del Atlántico nororiental y en el Báltico, el Mediterráneo y el mar Caspio (Wiberg et al., 2013). La deposición atmosférica de PCDD, PCDF y HCB es bastante alta en las zonas costeras del Atlántico nororiental y en el Báltico, el Medite-

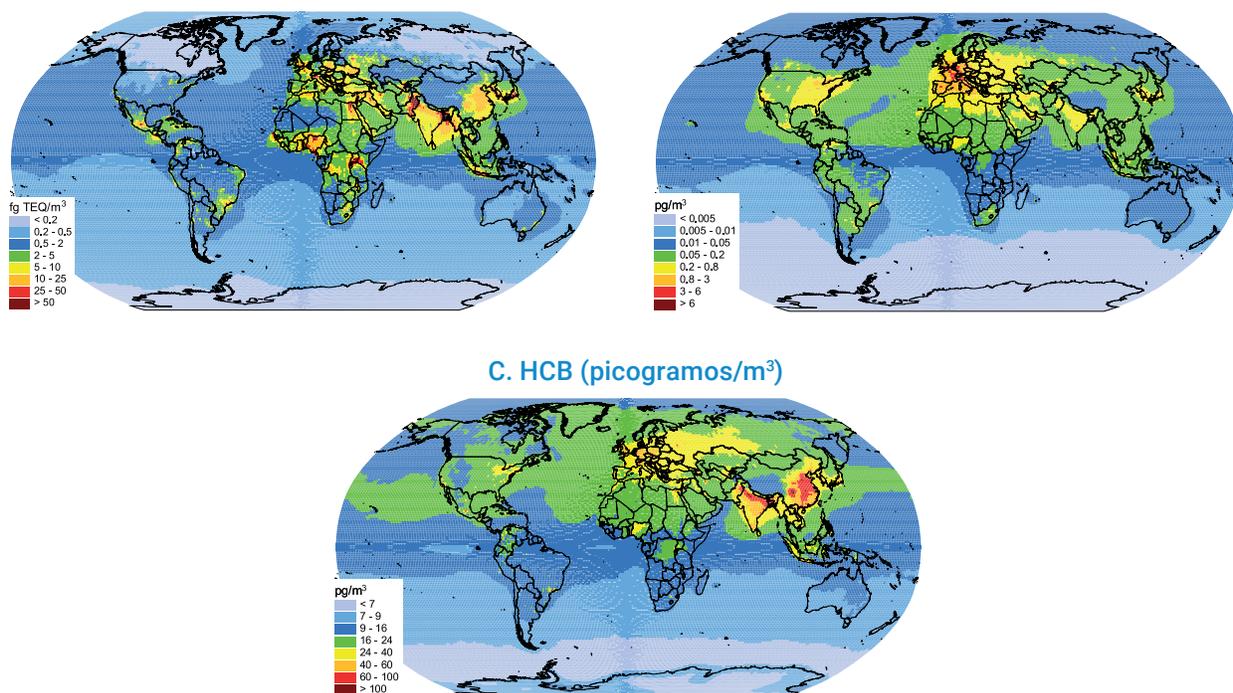
rráneo y el mar Caspio, aunque hace décadas que en el mundo no se produce HCB de forma intencionada (p. ej., Wang et al., 2010) y se supone que en 2018 dejaban de emitirse PCDD y PCDF (Josefsson y Apler, 2019).

Resulta evidente que algunos COP siguen presentes en la atmósfera (figura I) y que Europa occidental es una zona crítica de presencia de PCB153 (figura Ib). En Europa también se han detectado concentraciones atmosféricas altas de PCDD y PCDF (figura I).

Figura I

Distribución espacial de las concentraciones medias anuales en el aire, simulada para 2016

A. PCDD/PCDF (femtogramos de equivalente tóxico (fg TEQ)/ /m³) B. PCB153 (picogramos/m³)



Fuente: Gusev, A., et al. 2018.

Los PBDE se han utilizado como retardadores del fuego durante muchos años y se han extendido por todos los sistemas marinos. Tal como sucede con otras mezclas de COP (p. ej., los PCB), las concentraciones se basan en un pequeño número de posibles sustancias homólogas. La naturaleza lipófila de los PBDE hace que, al igual que los PCB, puedan quedar

atrapados en los sedimentos. En un examen de las concentraciones mundiales de PBDE para el que se recogieron muestras antes de 2010, se llegó a la conclusión de que, en la mayoría de los sedimentos del océano abierto, las concentraciones no variaban tanto y eran de aproximadamente 1 ng/g (Zhang et al., 2016). Este dato contrastaba con las concentraciones en

sedimentos cercanos a la fuente de contaminación, que superaban los 7.000 ng/g. Sin embargo, se detectaron PBDE en anfípodos tanto de la fosa de las Marianas como de la fosa de Kermadec, y la muestra más profunda se recogió a 10.250 m. La concentración correspondiente a la suma de siete homólogos osciló entre 9,33 ng/g de lípido y 318,71 ng/g de lípido. En esas muestras también se detectaron PCB en concentraciones que, para el grupo de siete homólogos, oscilaban entre 62,02 ng/g de lípido y 1.866,25 ng/g de lípido (Jamieson et al., 2017). Aunque escasean los datos sobre la presencia de COP en el mar abierto, la información de que se dispone indica claramente que estos compuestos siguen estando presentes de manera generalizada en componentes marinos alejados de la fuente de contaminación. Se determinó que las concentraciones de PBDE47 y PBDE99 en aguas situadas al oeste de Los Ángeles (Estados Unidos) superaban los 12.500 picogramos por litro (pg/l) en 2012. En muestras de agua recogidas posteriormente en puntos cada vez más occidentales (en dirección a Honolulu (Estados Unidos)), las concentraciones fueron mucho más bajas (menos de 20 pg/l) pero los PBDE estaban presentes en todos esos puntos (Sun, 2015). Otros estudios ponen de manifiesto la presencia de retardadores de fuego organofosforados y PBDE en la atmósfera, los sedimentos y las aguas superficiales y profundas del océano Ártico y el océano Atlántico septentrional (Li et al., 2017; Ma et al., 2017; McDonough et al., 2018). En la actualidad, se supone que el transporte atmosférico predomina sobre otros modos de transporte a larga distancia, en el caso de los retardadores de fuego organofosforados y los PBDE (Sühring et al., 2016; Vorkamp et al., 2019). Por tanto, es necesario seguir vigilando esos compuestos.

En peces de todo el mar de China meridional se detectaron PBDE, PCB y DDT y sus metabolitos, pero las concentraciones en el músculo (PBDE, suma de ocho homólogos, y PCB, suma de 19 homólogos, < 200 ng/g de lípido) se encontraban en el extremo inferior del intervalo mundial y guardaban relación con los hábitos alimentarios de las diversas especies de peces (Sun et

al., 2014). En el mar de China meridional, datos más recientes de diversas especies (cangrejo de la familia Xanthidae, pulpo antenado, cono estriado, pez loro de Bower, chicharro ojón y morenocio) del atolón de Xuande han puesto de manifiesto que los PCB, los PBDE y el DDT y sus metabolitos están presentes en diversos componentes de ese ecosistema marino; las concentraciones de PCB (17 homólogos) oscilaban entre 8,8 ng/g de lípido en el pulpo antenado y 117,9 ng/g de lípido en el morenocio (Sun et al., 2017).

Los sedimentos transportados desde el mar de Bering a través del estrecho de Bering, y desde el mar de Chukchi, la cuenca del Canadá y la cuenca de Fram hasta las estaciones de Islandia (Océano Ártico central) contenían plaguicidas organoclorados, PCB y PBDE. A profundidades inferiores a 500 m, los 5 cm superiores de los sedimentos contenían 286 ± 265 pg/g de peso seco de PCB (47 homólogos), lo cual superaba las concentraciones de los sedimentos más profundos (149 ± 102 pg/g de peso seco). También hay indicios del aumento de las concentraciones de HCB en los sedimentos, al menos en el mar Báltico (Josefsson, 2018), mientras que en algunos sectores ambientales de China se ha producido un cambio mínimo en las concentraciones de HCB detectadas en la grasa de las marsopas sin aletas del mar de China meridional. Hubo diferencias mínimas entre 1990, cuando el rango de concentraciones de HCB era de 140 a 230 ng/g de lípido, y 2000/2001, cuando el rango era de 87 a 250 ng/g de lípido (Wang et al., 2010). La falta de disminución o incluso el aumento de los niveles de HCB podría atribuirse a la producción no intencionada de HCB como subproducto en diversos procesos de combustión y cloración (Josefsson y Apler, 2019).

No cabe duda de que, además de la contaminación generalizada del medio marino por los COP, existen zonas críticas concretas relacionadas con la proliferación urbana y los centros industriales. Una compleja mezcla de COP se ha descargado en la laguna de Lagos diariamente. Además de las descargas directas, el serrín y otros desechos domésticos del interior son fuentes probables de contaminantes. Los

COP de interés eran los plaguicidas organoclorados ya que, en Nigeria y otros países en desarrollo, esos plaguicidas, incluidos el DDT y el lindano, se siguen utilizando para combatir las plagas y como insecticidas.

El Mediterráneo también se ha descrito como una zona crítica fundamental para los COP (Marsili et al., 2018, y referencias del cuadro 7.1). Las concentraciones medias de PCB en la grasa de los delfines mulares del golfo de Ambrakia en 2013 eran bajas (26.770 ng/g de lípido; Gonzalvo et al., 2016) comparadas con las concentraciones medias de la misma especie en el norte del mar Adriático en 2011 (110.460 ng/g de lípido; Jepson et al., 2016). Sin embargo, la concentración media en el mar Adriático septentrional era unos 40.000 ng/g de lípido superior a la media obtenida de los delfines mulares de Escocia (Reino Unido), que se había muestreado durante el período comprendido entre 2004 y 2012. Los valores correspondientes al golfo de México (Texas, Estados Unidos), Hawái (Estados Unidos) y Reunión (Francia) fueron 47.700 (Balmer et al., 2015), 11.800 (Bachman et al., 2014) y 5.200 (Dirtu et al., 2016) ng/g de lípido, respectivamente, y todas las muestras de animales se tomaron en el período comprendido entre 2009 y 2012. Las concentraciones medias de PCB en la grasa de cachalote obtenida de animales de la cuenca corso-ligur del Mediterráneo entre 2006 y 2013 fueron de 24.240 ng/g de lípido y 16.880 g/g de lípido en machos y hembras, respectivamente (Marsili et al., 2018, y cuadro 7.2 y las referencias que contiene; Pinzone et al., 2015). No se trata de un valor tan alto el del mar de Liguria y el golfo de León (107.810 ng/g de lípido; Praca et al., 2011), muestreados entre 2006 y 2009, pero fue mucho mayor que las medias obtenidas en las aguas que rodean las Islas Galápagos (1.320 ng/g de lípido) y Papua Nueva Guinea (1.140 ng/g de lípido) en 2000 y 2001, respectivamente (Godard-Codding et al., 2011).

Aunque está disminuyendo, el cambio en la concentración de dieldrina en la biota del Ártico es lento, lo cual concuerda con las observaciones aéreas, en las que el cambio fue muy pequeño en el período comprendido entre 1993

y 2016. También se constató que la concentración de los compuestos de clordano estaba disminuyendo en la biota del Ártico (AMAP, 2016). La tendencia de otros COP “heredados” (p. ej., α -HCH, β -HCH, γ -HCH y los PCB) tiende a ser similar en el caso de la biota del Ártico.

Como se ha destacado anteriormente en el presente capítulo, hay una serie de compuestos fluorados que son de creciente interés. En zonas costeras de la parte oriental del mar del Norte se observaron concentraciones de 3,8 nanogramos por litro (ng/l) en el caso del ácido perfluorooctanoico y de 1,8 ng/l en el caso del ácido perfluorooctanosulfónico. Las concentraciones de estos ácidos disminuían aún más, hasta 0,13 ng/l y 0,09 ng/l, respectivamente, en el mar abierto (Theobald et al., 2011). Se han encontrado compuestos perfluorados en aves marinas del Báltico (Rubarth et al., 2011), en peces capturados alrededor de Charleston, (Carolina del Sur, Estados Unidos) (Fair et al., 2019), en diversos mariscos de la República de Corea (Jeong et al., 2019) y en la red alimentaria marina del Ártico (Butt et al., 2010), así como en la biota del Antártico, lo que ilustra que esos COP son tan ubicuos en el medio ambiente mundial como los 12 COP originales detallados en el Convenio de Estocolmo.

En el último decenio se ha documentado la presencia de compuestos alquílicos perfluorados y polifluorados en el Ártico y en el océano mundial (Ahrens et al., 2010; Benskin et al., 2012; Yeung et al., 2017). La eliminación gradual del ácido perfluorooctanoico y el ácido perfluorooctanosulfónico de la producción en los Estados Unidos y Europa hará que disminuyan las concentraciones en la superficie oceánica (Zhang et al., 2017), pero es probable que en su lugar aumenten los compuestos alquílicos perfluorados y polifluorados. Las altas concentraciones de ácido perfluorooctanosulfónico observadas en el Atlántico meridional podrían atribuirse al uso de un precursor químico como plaguicida en el Brasil (González-Gaya et al., 2014).

En última instancia, el problema sigue siendo el mismo en la medida en que el ingenio humano ha generado una amplia gama de hidrocarburos halogenados que han aportado

importantes beneficios a la humanidad, pero que se han detectado en el medio abiótico y biótico a escala mundial. El impacto total de esos compuestos en la biota marina, sobre todo cuando existe bioamplificación, sigue sin estar claro, en particular porque los programas de vigilancia tienden a centrarse en un subconjunto de compuestos más que en todo el espectro de compuestos fluorados, clorados y bromados que se sabe que están presentes en el medio marino y que contribuyen a la carga total de contaminantes de cada animal. A causa de la toxicidad y la biodisponibilidad de cada compuesto, es necesario realizar un estudio detallado de cada subgrupo.

3.4. Consecuencias económicas y sociales u otros cambios económicos o sociales

Los compuestos muy tóxicos, como el γ -HCH y el p,p'-DDT, suponen un riesgo posiblemente insostenible para los organismos acuáticos. De forma más general, existen riesgos para los animales situados en la cúspide de la red alimentaria, incluidos los humanos. Se demostró que los residuos de plaguicidas γ -HCH y p,p'-DDE eran los más persistentes de todos los COP evaluados y extrapolados en el caso del golfo de Guinea. Además, se descubrió que el γ -HCH tenía muchas probabilidades de ser transportado a larga distancia. El hecho de que esos compuestos puedan tener una toxicidad similar a la de las dioxinas sobre la biota de las lagunas es una indicación de los probables riesgos para la salud de la biota y los seres humanos (Rose et al., 2017).

A medida que el clima cambie en todo el mundo, las plantas y los animales marinos estarán sometidos a un estrés adicional debido al aumento de las temperaturas y la desoxigenación de los océanos. La bajada del pH puede causar más estrés. Las plantas y los animales marinos que ya están experimentando alguna forma de estrés debido a su carga de contaminantes pueden ser más vulnerables. Es necesario investigar para comprender las consecuencias

de los múltiples factores de estrés, no solo desde el punto de vista de la biodiversidad, sino también en el contexto de las industrias de los mariscos y los peces de aleta, en caso de que haya repercusiones en las poblaciones.

Las concentraciones de COP por sí solas podrían causar efectos biológicos adversos con impactos que trascenderían el nivel de la planta o el animal marino concreto. Los efectos localizados en la población, o los casos en que las concentraciones de los contaminantes superen las concentraciones establecidas, pueden afectar a las industrias locales. En 2018, el Grupo de Expertos sobre Contaminantes en la Cadena Alimentaria de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria redujo la ingesta semanal tolerable de dioxinas y PCB similares a las dioxinas en los alimentos a 2 pg por kg de peso corporal, cifra que es siete veces inferior a la ingesta tolerable anterior fijada por la Unión Europea.⁷ Es comparable a la ingesta diaria tolerable establecida desde hace mucho por la Organización Mundial de la Salud para los PCB similares a las dioxinas, de 1 a 4 pg de factor de equivalente tóxico por kg de peso corporal. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), que desempeña la función de secretaría de la Red para la Eliminación de los PCB, ha publicado hace poco un informe (PNUMA e Instituto de las Naciones Unidas para Formación Profesional e Investigaciones (UNITAR), 2018) en el que se detallan los progresos realizados con respecto al cumplimiento del plazo de eliminación de 2028, establecido en el Convenio de Estocolmo. Las partes no están actualmente en vías de alcanzar el objetivo de 2028. La consecuencia de ello es que es necesario seguir vigilando las concentraciones de COP, tanto para comprender el impacto de una mezcla cada vez más compleja de productos químicos antropógenos en los sistemas marinos como para evaluar las concentraciones en los peces y mariscos. Los peces y los mariscos proporcionan una valiosa y nutritiva fuente de proteínas, cuyo consumo debe resultar inocuo. Ello exige que se reduzcan las emisiones, descargas y pérdidas de COP y que disminuyan las concentraciones en la biota marina.

⁷ Véase www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated.

4. Metales

4.1. Introducción

Los metales siguen siendo transportados en concentraciones elevadas por todo el mundo, y pueden afectar a la vida humana y al medio ambiente incluso en lugares remotos. Aunque los metales están presentes en el ambiente de manera natural y se liberan desde fuentes naturales, las emisiones antropógenas contribuyen de forma importante a los flujos de metales e incluso dominan los flujos de varios metales. En el presente capítulo se tratan los metales muy tóxicos, como el mercurio, el cadmio y el plomo, junto con el tributilestaño, que se evaluaron en la primera Evaluación, y las tierras raras.

4.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera Evaluación se examinaron las fuentes, los principales usos, la producción y los efectos de los metales (mercurio, cadmio y plomo) y el tributilestaño, un perturbador endocrino; sin embargo, debido a los diferentes métodos analíticos utilizados y al hecho de que los datos se expresaban en unidades diferentes, era difícil hacer comparaciones.

Se comprobó que los principales sectores que contribuían a las emisiones de mercurio a la atmósfera eran las plantas de combustión, principalmente de carbón, y la minería aurífera artesanal a pequeña escala. El PNUMA estimó que la proporción correspondiente a esas fuentes era de aproximadamente el 50 % del total de las emisiones antropógenas de mercurio, sobre la base de datos de 2010 (PNUMA, 2019).

4.3. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

Las observaciones de las concentraciones de metales en el océano mundial han mejorado en los últimos diez años, gracias sobre todo a iniciativas integradas como el programa internacional GEOTRACES. En la mayoría de las regiones faltan observaciones costeras y evaluaciones de las tendencias, con excepción de las regiones de la Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico, el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste y el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico, que se centran en las costas europeas y las regiones del Atlántico septentrional y el Ártico. Las tendencias actualmente establecidas varían de una región a otra y para los diferentes metales. En general, parece haber una estabilización de las concentraciones de la columna de agua en los casos del plomo y el cadmio. Sin embargo, las concentraciones de mercurio en los peces y otra biota parecen estar aumentando en las regiones del Ártico. Se deben priorizar las iniciativas encaminadas a subsanar la falta de series cronológicas de datos en regiones clave, como el Atlántico meridional y el Pacífico meridional, habida cuenta sobre todo del cambio de las temperaturas mundiales y el aumento previsto de la movilidad de los metales. Esas iniciativas revisten especial importancia en las regiones en que la disminución del permafrost movilizará los metales e incrementará la exposición de las cadenas tróficas. La captura mundial de peces muestra que todas las regiones producen al menos algunas especies de nivel trófico superior que superan los niveles recomendados y, por tanto, todas las regiones oceánicas se ven afectadas⁸ En resumen, el cadmio, el mercurio y el plomo todavía pueden encontrarse en la biota a concentraciones superiores a los niveles de fondo, con diferencias tanto temporales como espaciales. Los depredadores superio-

⁸ Véase www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture.

res siguen sometidos a presión, y las concentraciones de metales contribuyen a ello.

Según el archivo de las Estadísticas Mundiales de Minerales (Brown et al., 2019), la producción mundial anual de cadmio se ha mantenido bastante constante, en torno a las 21.000 a 26.000 toneladas, durante el último decenio, aunque la producción fue superior entre 2014 y 2017. La producción minera de plomo ha disminuido casi un 10 % desde la producción máxima de 5.300.000 toneladas anuales registrada en el período comprendido entre 2013 y 2014. La producción de plomo refinado se ha mantenido bastante constante, en torno a 11.000.000 toneladas durante el mismo período. Solo China es responsable de alrededor de la mitad de la producción anual de plomo. La producción anual de mercurio se duplicó de 2010 a 2012 y alcanzó 4.000.000 toneladas en 2017 (Brown et al., 2019). Además, durante ese período, el porcentaje correspondiente a China, el principal productor, aumentó de alrededor del 75 % a casi el 90 %.

En la actualidad, sobre la base de los datos de 2015, el PNUMA estima que la combustión estacionaria de carbón y la minería aurífera

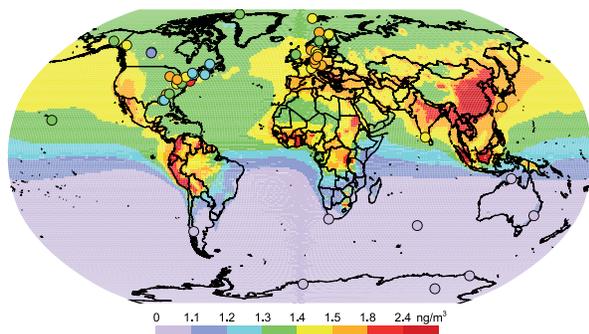
artesanal son responsables del 60 % del total de las emisiones antropógenas de mercurio a la atmósfera (PNUMA, 2019). Sin embargo, no está claro si la diferencia con respecto a 2010 se debe a una mejor información o a cambios reales en las emisiones de esos sectores. En general, las emisiones antropógenas totales constituyen alrededor del 30 % del total de las emisiones de mercurio a la atmósfera, mientras que se estima que los procesos naturales, como la evaporación del mercurio previamente depositado en los suelos y el agua, constituyen el 60 %, y que el otro 10 % procede de las emisiones naturales de los volcanes (PNUMA, 2019).

La distribución espacial mundial de las emisiones de mercurio a la atmósfera y de la deposición atmosférica pone de manifiesto la existencia de grandes zonas críticas en Asia oriental y meridional, África central y América del Sur, así como en América Central y la región sudoriental de América del Norte (figura II). Las contribuciones subcontinentales al total mundial en 2015 son muy similares a las de 2010.

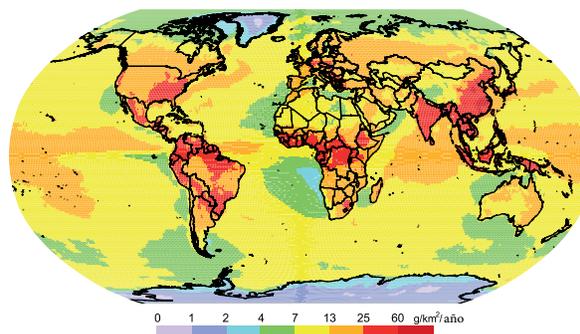
Figura II

Distribución mundial de las concentraciones medianas de mercurio (Hg0) del conjunto de los modelos en 2015

A. En el aire de la superficie



B. Flujo de deposición total (húmedo y seco)



Fuente: Ilyin, I., et al, 2018

4.4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.4.1. Océano Ártico

El Ártico está cambiando rápidamente y es objeto de más iniciativas de investigación y vigilancia. Se prevé que el deshielo del permafrost incrementa la transferencia de mercurio terrestre y otros metales a los entornos costeros del Ártico (Fisher et al., 2012). Los metales no desaparecen con el tiempo, pero pueden quedar atrapados en los sedimentos. Sin embargo, los datos sobre los metales contenidos en los sedimentos del Ártico son limitados. La concentración media de cadmio en la biota del mar de Barents (costa noroccidental de Noruega) superaba el umbral de la concentración de fondo de la OSPAR, pero era considerablemente inferior al nivel máximo establecido por la Comisión Europea para los alimentos (OSPAR, 2017d). Las concentraciones medias tanto de mercurio como de plomo se situaban en los umbrales de la concentración de fondo. Ninguno de los metales mostró tendencias al alza en las concentraciones presentes en la columna de agua.

Un examen del mercurio presente en el medio marino del Ártico canadiense ha puesto de manifiesto que se conoce mejor el ciclo biogeoquímico de ese metal, aunque se necesita una mayor caracterización. Las concentraciones totales de mercurio en los sedimentos de la bahía del Hudson son más bajas (8 a 58 ng/g de peso seco) que en otras regiones marinas del océano Ártico circumpolar (p. ej., hasta aproximadamente 290 ng/g de peso seco en la costa de Groenlandia en 2000) (Fisher et al., 2012).

La reserva de mercurio en el permafrost no está bien cuantificada y los suelos superficiales del Ártico probablemente contengan una parte de mercurio heredado. Las estimaciones actuales sobre la exportación fluvial de mercurio al Ártico costero proceden de datos y modelos limitados y varían ampliamente, ya que oscilan entre 13 y 80 megagramos por año (Dastoor y Dunford, 2014), mientras que la exportación de mercurio mediante erosión costera se estima

entre 15 y 30 megagramos anuales (Soerensen et al., 2016). Las concentraciones fluviales de mercurio pueden aumentar hasta seis veces en las zonas costeras, según hipótesis que prevén un aumento de hasta el 30 % de la escorrentía terrestre (Jonsson et al., 2017). El transporte fluvial también exporta una cantidad importante de mercurio tóxico, a saber, metilmercurio. Las estimaciones actuales del flujo no pueden explicar las cantidades totales de mercurio en el Ártico, por lo que se plantea la hipótesis de un procesamiento importante de mercurio en las zonas costeras, con emisión de compuestos gaseosos de mercurio a la atmósfera (Heimbürger et al., 2015).

Sigue habiendo una importante variación espacial de la concentración total de mercurio en la biota del Ártico, sobre todo en lo tocante a los mamíferos y las aves marinas. En el caso de estas últimas (araos de Brünnich), la concentración total de mercurio aumentó en las aves que se reproducen a latitudes más altas. En el período comprendido entre 1975 y 2012 se produjo un aumento de las concentraciones totales de mercurio en los huevos de las aves marinas (diversas especies). Las razones del aumento siguen sin estar claras, pero es probable que sean multifactoriales. Se ha descubierto que el tollo de Groenlandia presenta altas concentraciones totales de mercurio en el tejido muscular ($1,62 \pm 0,52 \mu\text{g/g}$ de peso húmedo), lo que concuerda con su elevada posición trófica en la red alimentaria marina del Ártico.

En la cuarta Evaluación Mundial del Mercurio (2018) (PNUMA, 2019), una iniciativa conjunta del PNUMA y el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico, se destaca lo siguiente:

- a) La pérdida de hielo marino en el Ártico a causa del cambio climático permite un mayor intercambio de mercurio entre el océano y la atmósfera;
- b) Las zonas árticas costeras de Noruega tienen niveles ligeramente elevados de mercurio atmosférico en comparación con las de Groenlandia, lo que se relaciona con el transporte directo desde Europa conti-

- nental, especialmente durante el invierno y la primavera;
- c) En el Ártico predomina la influencia del transporte a larga distancia del mercurio atmosférico;
 - d) La deposición seca de mercurio puede ser importante en la tundra ártica interior;
 - e) La deposición de mercurio en el Ártico no disminuirá de aquí a 2035 con las políticas actuales;
 - f) Los efectos del cambio climático en los ecosistemas marinos del Ártico se están produciendo con rapidez, lo que subraya su importancia para comprender las tendencias del mercurio en todo el mundo;
 - g) Las aves del Ártico tienden a correr un riesgo moderado o bajo con respecto al mercurio;
 - h) Algunos mamíferos marinos del Ártico corren un riesgo alto como consecuencia de la absorción de metilmercurio con la dieta, y la concentración de mercurio en el músculo de los calderones se sitúa en el extremo superior del rango de concentración correspondiente a las ballenas odontocetas;
 - i) Ha aumentado el mercurio presente en las focas anilladas del Ártico norteamericano;
 - j) Los cambios en la concentración de mercurio en los mamíferos marinos y las aves marinas son consecuencia de los cambios en las pautas de alimentación y en las condiciones ambientales y del cambio climático, lo que significa que las razones de los cambios observados en la concentración de mercurio de los mamíferos marinos y las aves marinas no son necesariamente identificables;
 - k) El consumo de peces y mamíferos marinos por parte de los habitantes del Ártico sigue poniéndolos en gran riesgo a causa de la exposición al mercurio; sin embargo, la exposición ha disminuido en las dos últimas décadas.

En resumen, el cadmio, el mercurio y el plomo todavía se encuentran en la biota a concentraciones superiores a los niveles de fondo, con diferencias tanto temporales como espaciales. Los depredadores superiores siguen sometidos a presión y las concentraciones de metales pesados contribuyen a ello.

4.4.2. Océano Atlántico Norte, mar Báltico, mar Negro, Mediterráneo y mar del Norte

Atlántico septentrional (incluido el espacio marítimo del OSPAR)

El gran mar del Norte es el único espacio marítimo del OSPAR que dispone de suficientes datos de entrada de metales en el agua para utilizarlos en una evaluación. Las aportaciones de mercurio mediante escorrentía continental se han reducido aproximadamente a la mitad entre el período 1990-1995 y el período 2010-2014 (y las aportaciones atmosféricas se han reducido aproximadamente un tercio). Las aportaciones de cadmio a través de la atmósfera y la escorrentía se han reducido en dos tercios. Los avances en los métodos analíticos que traen consigo mejores (menores) umbrales de detección y mayor precisión hacen que, si bien existe una tendencia descendente en las aportaciones fluviales, es probable que la variación se esté sobrestimando. Sin embargo, se necesitará una observación a más largo plazo para determinar la importancia del cambio (OSPAR, 2017a). Las aportaciones de plomo mediante escorrentía continental se han reducido más de la mitad, mientras que la deposición atmosférica corresponde a menos de un tercio del nivel en que se encontraba en 1990. La contaminación atmosférica secundaria procedente de material resuspendido y de fuentes situadas fuera del espacio marítimo del OSPAR es actualmente la principal fuente de contaminación atmosférica.

Es necesario que la cooperación se extienda más allá de la zona del OSPAR para controlar esas fuentes y, además, las aportaciones acuáticas. Los análisis de los isótopos de plomo en el Atlántico septentrional tropical muestran que hasta un 30 % o 50 % del plomo

natural detectado procede del polvo mineral de África septentrional, lo que indica el éxito de las iniciativas mundiales encaminadas a reducir las emisiones antropógenas de plomo (Bridgestock et al., 2016). Las concentraciones de plomo disuelto en las aguas superficiales del mar Céltico en el Atlántico nororiental se han reducido a la cuarta parte en los últimos cuatro decenios hasta alcanzar los 8 ng/l (Rusiecka et al., 2018), cifra que sigue siendo uno o dos órdenes de magnitud superior a las concentraciones de fondo. Las aportaciones de plomo a la atmósfera se han reducido, y los flujos bentónicos de plomo disuelto (5,6 a 8,5 μg de plomo/($\text{m}^2/\text{día}$) superan ahora a los flujos de plomo atmosféricos (0,006 a 2,5 μg de plomo/($\text{m}^2/\text{día}$) en el mar Céltico, lo que indica la importancia actual de los sedimentos como fuente de plomo (Rusiecka et al., 2018).

Las concentraciones medias de mercurio, cadmio y plomo en los sedimentos marinos están disminuyendo o no muestran ningún cambio significativo en la mayoría de las zonas evaluadas. No obstante, las concentraciones en todas las zonas están por encima de los niveles de fondo naturales, y cuatro de las seis zonas evaluadas superan niveles a los que no se pueden descartar efectos ecológicos negativos (OSPAR, 2017c). Tras la prohibición del tributilestaño en las pinturas antiincrustantes, se ha producido una notable mejora de las condiciones de reproducción de los caracoles marinos en el Atlántico nororiental durante el período de evaluación comprendido entre 2010 y 2015. En comparación con una evaluación realizada en 2010, los niveles de imposex han mejorado notablemente. En la mayoría de las zonas de evaluación, el imposex debido al tributilestaño se encuentra en el nivel o por debajo del nivel en que se prevé que se produzcan efectos perjudiciales, y también hay indicios de tendencias temporales descendentes en cuanto a la gravedad del imposex en todas las

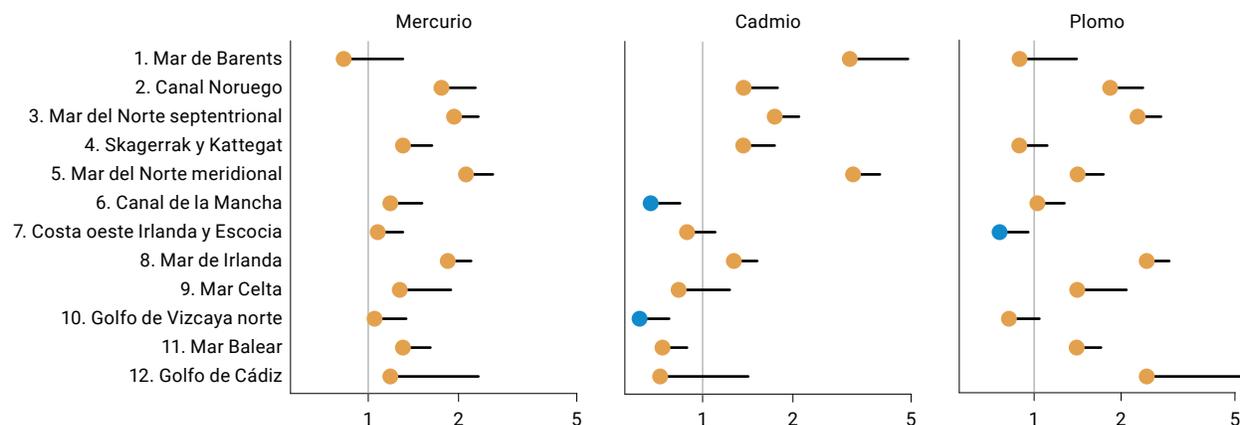
zonas evaluadas. No obstante, algunas zonas siguen estando sujetas a altos niveles de imposex. Aunque los niveles de imposex se están reduciendo, el imposex sigue superando los niveles de fondo en todas las zonas evaluadas (OSPAR, 2017d).

Tras la prohibición del tributilestaño, las concentraciones medias en los sedimentos se han reducido de manera mensurable en la zona meridional del gran mar del Norte y son muy bajas o indetectables en el resto del Atlántico nororiental. La mayoría de los países de la zona han dejado de vigilar los compuestos organoestánicos en los sedimentos, especialmente en zonas de alta mar, porque las concentraciones suelen ser ahora tan bajas que están por debajo del umbral de detección. Esto significa que solamente en la zona meridional del mar del Norte podría llevarse a cabo una evaluación fiable de los compuestos organoestánicos en los sedimentos (OSPAR, 2017e).

En la mayoría de las zonas estudiadas en la primera Evaluación, las concentraciones de mercurio, cadmio y plomo en los mejillones y los peces superan los umbrales estimados de la concentración de fondo (figura III). No obstante, todas las concentraciones están por debajo de los límites establecidos por la Comisión Europea para los alimentos. Las concentraciones se están reduciendo o no muestran ningún cambio significativo en todas las zonas evaluadas, excepto en el caso del cadmio detectado en unos cuantos puntos del gran mar del Norte y el mar de Irlanda (OSPAR, 2017b). Los niveles máximos de la Comisión Europea para las concentraciones de metales en el pescado y los mariscos son al menos cinco veces mayores que las concentraciones de fondo. En todas las regiones del OSPAR evaluadas desde 2009, las concentraciones medias de metales están por debajo de los niveles máximos de la Comisión Europea.

Figura III

Concentraciones medias de cada metal pesado en peces y mariscos en cada área de evaluación de contaminantes OSPAR en relación con la concentración de evaluación de fondo (con límites superiores de confianza del 95%)



Fuente: OSPAR, 2017b.

Notas: Un valor de 1 significa que la concentración media es igual al umbral de la concentración de fondo. Azul: la concentración media es inferior (valor estadísticamente significativo) al umbral de la concentración de fondo y a los niveles máximos establecidos por la Comisión Europea para los alimentos ($p < 0,05$); naranja: la concentración media es igual (si el límite de confianza llega a 1) o superior al umbral de la concentración de fondo, pero significativamente inferior a los niveles máximos establecidos por la Comisión Europea para los alimentos. Los niveles máximos de la Comisión Europea son más de cinco veces superiores al umbral de la concentración de fondo y, por lo tanto, no se muestran. Las denominaciones geográficas de la figura son las utilizadas por la OSPAR.

Mar Báltico

Hay diferencias bastante grandes en las cantidades totales estimadas de metales que llegan al mar Báltico cada año, y su principal ruta de entrada es bastante variable (Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico (HELCOM), 2018a). Se estima que los aportes de cadmio, mercurio y plomo al mar Báltico entre 2012 y 2014 fueron del orden de 23 a 45, 4,8 a 5,6 y 443 a 565 toneladas por año, respectivamente (HELCOM, 2018a).

El mercurio que llega al mar Báltico mediante deposición atmosférica constituye alrededor del 70 % del total, pero los niveles han disminuido un 15 % en el período comprendido entre la década de 1990 y 2014.

Las concentraciones de mercurio en el tejido muscular de los peces (las especies más comunes que se miden son el arenque y el bacalao en zonas de mar abierto y la platija y la perca en zonas costeras) superaron el umbral establecido (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso) en casi todas las cuencas secundarias de mar abierto

vigiladas, lo que indica un estado ambiental "deficiente" durante el período comprendido entre 2011 y 2016 (HELCOM, 2018a). El umbral también se superó en algunas zonas costeras y solo se alcanzó la condición de "bueno" en la cuenca de Arkona y en zonas de Dinamarca y Suecia. No existe una tendencia general respecto al mercurio en el tejido muscular de los peces en la serie cronológica investigada.

Las aportaciones fluviales de cadmio son dominantes y constituyen el 79 % de las aportaciones de cadmio al mar Báltico. Las aportaciones a través de los ríos de los que se tienen series cronológicas muestran una variabilidad interanual bastante grande que hace difícil detectar cualquier tendencia. La deposición atmosférica de cadmio disminuyó un 60 % desde la década de 1990 hasta 2014.

En cuanto a las concentraciones de cadmio en el agua de mar, la biota (mejillones) y los sedimentos evaluados aplicando el principio de eliminación (one-out-all-out), solo se alcanzó un estado "bueno" en el 35 % de las cuencas

secundarias de mar abierto evaluadas (HELCOM, 2018a) pero no se observaron tendencias significativas en el 89 % de las 38 tendencias evaluadas, mientras que hubo una tendencia decreciente en 4 de las 33 tendencias y solo 1 mostró una tendencia creciente. Los umbrales de concentración fueron: 0,2 µg/l en el agua y 960 µg/kg de peso seco (137,3 µg/kg de peso húmedo) en tejidos de mejillones y 2,3 mg/kg de peso seco en los sedimentos.

Las aportaciones fluviales de plomo constituyen el 64 % de la aportación total de plomo al mar Báltico. Las aportaciones de plomo de las series cronológicas existentes muestran una variabilidad interanual bastante grande que hace difícil detectar cualquier tendencia. La deposición atmosférica de plomo disminuyó un 80 % desde la década de 1990 hasta 2014.

Las concentraciones de plomo en la biota (peces y mejillones) y en los sedimentos, evaluadas según el principio de eliminación, indican que el estado solo era “bueno” en cuatro cuencas secundarias de mar abierto y en algunas zonas costeras (HELCOM, 2018a). Además, el plomo suele incumplir el valor umbral establecido en la biota (26 µg/kg de peso húmedo en el hígado de los peces y 1.300 µg/kg de peso seco y 185,9 µg/kg de peso húmedo en los mejillones). No se observó ninguna tendencia uniforme.

En la mayoría de las zonas, el tributilestaño sigue siendo un problema en el agua, los sedimentos y la biota (HELCOM, 2018b). En el caso de los sedimentos, la mayoría de las zonas incumplían el umbral (1,6 µg/kg de peso húmedo) y, incluso después de dos o tres años de vigilancia, no se pudieron evaluar las tendencias temporales.

Se descubrió que los niveles de imposex medidos durante seis o más años estaban por debajo del valor umbral en la zona meridional del Kattegat y el Skagerrak. En otros ocho sitios se observaron efectos decrecientes, lo que concuerda con las conclusiones correspondientes al área del mar del Norte, donde el 48 % de las

zonas de imposex mostraron una tendencia decreciente.⁹

Si bien la situación del tributilestaño está mejorando, los niveles de tributilestaño en los sedimentos y los efectos causales en los gasterópodos marinos indican que la contaminación histórica sigue afectando al mar Báltico. Debe investigarse el uso de compuestos organoestánicos distintos de los de las pinturas antiincrustantes, así como su liberación desde sedimentos previamente contaminados, para garantizar que continúe la tendencia descendente.

Mar Mediterráneo

La contaminación por metales en el Mediterráneo es consecuencia de las actividades humanas (fuerzas motrices y presiones) que tienen lugar en todo el entorno de las zonas costeras y marinas del mar Mediterráneo y que causan un desequilibrio en los ecosistemas respecto de sus condiciones naturales en estado estacionario. Los contaminantes nocivos llegan al ecosistema marino por diferentes vías, como la deposición atmosférica o las aportaciones de fuentes terrestres y marítimas. A lo largo de la costa del Mediterráneo, desde los pequeños puertos deportivos hasta los grandes puertos comerciales han creado una serie de presiones diferentes en cuanto a la contaminación química. En la actualidad, sigue habiendo antiguas amenazas y nuevas presiones, aunque las tendencias y los niveles de los metales han descendido considerablemente en la mayoría de las zonas afectadas a raíz de la aplicación de medidas ambientales (p. ej., la prohibición de los combustibles y las pinturas antiincrustantes con plomo y las normas sobre el mercurio), como se observa en el Mediterráneo occidental (PNUMA, Plan de Acción para el Mediterráneo (PAM), Programa coordinado de vigilancia continua e investigación de la contaminación en el Mediterráneo (MED POL), 2011a), pero el mar Menor sigue viéndose muy afectado por los metales.

⁹ Véase <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/imposex-gastropods/>.

Los últimos conjuntos de datos disponibles sobre contaminantes transmitidos a la base de datos del Programa coordinado de vigilancia continua e investigación de la contaminación en el Mediterráneo siguen apuntando a niveles más bajos de contaminantes heredados y de contaminantes en la biota (principalmente bivalvos), a pesar de las zonas críticas conocidas, al igual que los informes de evaluación anteriores (PNUMA, PAM, 2009; PNUMA, PAM, MED POL, 2011a; PNUMA, PAM, 2012a, 2012b) y los informes sobre tendencias temporales (PNUMA, PAM, MED POL, 2011b, 2016b), al tiempo que señalan la acumulación y persistencia de productos químicos en los sedimentos costeros. Los contaminantes químicos que son objeto de vigilancia en bivalvos (p. ej., mejillones, almejas), peces y sedimentos y de evaluación con respecto a los umbrales de concentración de fondo, las concentraciones ambientales y los criterios mínimos en cuanto a efectos también apuntan a esa conclusión. En cuanto a la biota (bivalvos y peces), el porcentaje de zonas con condiciones ambientales aceptables (por debajo de los criterios mínimos de la Comisión Europea) oscila entre el 92 % y el 100 % en el caso del cadmio, el plomo y el mercurio total. Solo el 8 % de los lugares evaluados en cuanto al contenido de plomo de los mejillones superaba las concentraciones ambientales. Por tanto, todas las zonas de la base de datos evaluadas en relación con la biota muestran condiciones ambientales marinas aceptables, excepto el 8 % de ellas para el plomo, según esos criterios. Por el contrario, los niveles en sedimentos costeros superiores a los criterios de evaluación (por encima de los criterios mínimos en cuanto a efectos), es decir, las condiciones ambientales no aceptables, son del 4 %, el 53 % y el 15 % en el caso del cadmio, el mercurio total y el plomo, respectivamente. En el caso del mercurio, el nivel del 53 % indica que es necesario revisar los criterios de evaluación subregionales; una mezcla de fuentes naturales y antropógenas conocidas podría influir en la evaluación, especialmente en el mar Adriático, el mar Egeo y la cuenca de Levante. A ese respecto, se está planteando una revisión de los actuales criterios de evaluación (PNUMA, MAP, MED POL, 2016a) que debería

servir para perfeccionar las conclusiones en futuras evaluaciones.

Según los valores de los criterios de evaluación ambiental recomendados a título indicativo por la decisión IG. 22/7 de las Partes Contratantes en el Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo en su 19ª reunión ordinaria, celebrada en Atenas del 9 al 12 de febrero de 2016, en general, las evaluaciones reflejan condiciones ambientales no aceptables, en particular en lo que respecta al plomo en los mejillones en algunos lugares y en lo que respecta al plomo y al mercurio total (el 53 % de los lugares supera los criterios mínimos en cuanto a efectos) en los sedimentos costeros, aunque algunas son zonas críticas conocidas del mar Mediterráneo y zonas de aportación natural. Para garantizar el control y el logro de los objetivos a fin de mantener condiciones aceptables para el cadmio y el mercurio total en la biota, es necesario realizar una vigilancia y una evaluación continuas.

4.4.3. Océano Atlántico Sur y Gran Caribe

Los cruceros de GEOTRACES en el Atlántico meridional están proporcionando nuevas evaluaciones de las aportaciones de plomo disuelto. Existe un flujo importante (0,9 a 1,5 x 10⁶ kg/año) que discurre hacia el Atlántico meridional desde del océano Índico a través de la corriente de Agulhas, que suministra aguas con elevadas concentraciones de plomo (concentración media anual de 5,8 µg/kg), equivalentes a las derivadas de la deposición atmosférica mundial de polvo mineral (1,6 x 10⁹ g/año, suponiendo que el 8 % del plomo liberado del polvo llegue al agua de mar) (Paul et al., 2015). Actualmente, las concentraciones de plomo disuelto en el Atlántico meridional siguen siendo superiores a los niveles preindustriales, y el 58 % del plomo disuelto en esas aguas procede de fuentes antropógenas (Schlosser et al., 2019). Se espera que los datos de GEOTRACES sigan mejorando y contribuyan a la próxima Evaluación.

Se encontraron concentraciones importantes de aluminio, mercurio y cobre en sedimentos y peces del Caribe, principalmente en los puer-

tos de Sea Lots y Point Lisas (Trinidad y Tabago) (Mohammed et al., 2012). El tributilestaño también sigue siendo motivo de preocupación en el Caribe.

Extracción de fósforo

Los depósitos de fosfato se encuentran en todo el mundo, tanto en minerales sedimentarios como ígneos. Actualmente, China es el país que extrae un mayor volumen de fosfato, pero Marruecos es el mayor exportador; sin embargo, la mayor parte de la extracción y el procesamiento de los fosfatos tiene lugar lejos del mar. La extracción y el procesamiento de fosforita es una fuente importante de aportaciones de mercurio, cadmio y plomo, así como de cromo, níquel, cobre, arsénico, torio y uranio, para las aguas costeras (Gnandi et al., 2011). Por ejemplo, en el Togo se han documentado impactos graves de los metales en los sedimentos, el agua y la biota, aunque es probable que otras regiones mineras padezcan impactos similares. Los depósitos de fosforita del Togo, extraídos desde 1960 en las minas de fosfato de Hahatoé y Kpogamé en el sur del Togo, están enriquecidos de forma natural con metales y tierras raras (Tanouayi et al., 2016). El procesamiento del mineral permite separar la fracción industrial rica en fósforo, lo que genera concentraciones superiores a 1 mm en el agua de mar una vez que los residuos de fosforita se vierten al océano. Los sedimentos costeros están muy enriquecidos en metales traza y los factores de enriquecimiento calculados en relación con la corteza terrestre son altos. Esas cargas elevadas de metales traza también se encontraron en la biota (peces y mejillones). La relación entre las concentraciones de metales traza medidas en la biota y los umbrales establecidos por la Organización Mundial de la Salud, definida en el presente documento como factor de salud relativa, era alta en los peces; los metales se enumeran a continuación por orden decreciente de concentración: selenio, arsénico, plata, níquel, manganeso, hierro, plomo, cadmio, cromo, cobre y zinc. El cadmio y el aluminio no se acumulaban. En los mejillones, el factor de salud relativa era más alto en el caso del hierro, seguido del arsénico,

el plomo, el selenio, el manganeso, el níquel, la plata, el cadmio y el cobre (Gnandi et al., 2011).

4.4.4. Océano Índico, mar Arábigo, golfo de Bengala, mar Rojo, golfo de Adén y golfo Pérsico

El pescado sigue siendo un importante producto alimenticio y sigue siendo posible que los peces se contaminen con diversos metales. En el golfo Pérsico, la mayoría de los metales superaban regularmente los niveles máximos permitidos en el tejido muscular de los peces, pero las concentraciones de cadmio y mercurio superaban los niveles solo en un 10 % (Cunningham et al., 2019).

Estudios recientes de un pez (*Lethrinus nebulosus*) analizado frente a la costa de Qatar (Al-Ansari et al., 2017) en el golfo Pérsico pusieron de manifiesto que los niveles de mercurio habían mejorado en la región. El mercurio total alcanzaba su nivel más alto en el hígado ($602 \pm 192 \mu\text{g}/\text{kg}$ de peso) y más bajo en las gónadas ($71 \pm 31 \mu\text{g}/\text{kg}$ de peso), mientras que en el músculo se situaba en un punto intermedio. Existe una tendencia al alza en comparación con los niveles detectados 20 años antes, pero los niveles se acercan más a los notificados en 2007. La concentración de mercurio en los sedimentos era del orden de 8 a $34,3 \mu\text{g}/\text{kg}$ en el caso del mercurio total (Hassan et al., 2019).

Los estudios de isótopos estables mostraron que, en el océano Índico y el mar Arábigo, las concentraciones de plomo se han visto muy afectadas por las aportaciones antropógenas (Lee et al., 2015). Esos datos sirven de referencia, pero se necesitarán más muestreos para determinar las tendencias. En el océano Índico occidental, los niveles de plomo y cadmio estaban por debajo de los niveles preocupantes, aunque en las especies tróficas superiores (pez espada, peto y aguja azul) el mercurio solía superar $1 \text{ mg}/\text{kg}$ de peso húmedo (Bodin et al., 2017). Más del 13 % de los peces espada muestreados en el océano Índico tenían niveles de mercurio superiores a $1 \text{ mg}/\text{kg}$ de peso húmedo y, en una captura mundial destinada a comparar los niveles de mercurio, los peces espada del océano Índico presentaban con

más frecuencia las concentraciones medias de mercurio más altas (Esposito et al., 2018).

4.4.5. Océano Pacífico Norte

Las aportaciones del continente asiático al mar de China oriental y al Pacífico septentrional exhiben grandes pulsos episódicos y estacionales relacionados con la quema de biomasa y la combustión de combustibles fósiles (Qin et al., 2016). Los niveles totales de mercurio en las aguas profundas del Pacífico septentrional son elevados en relación con las aguas superficiales e intermedias, pero las comparaciones con los datos históricos indican que las concentraciones no han aumentado en los últimos 20 años (Munson et al., 2015).

4.4.6. Océano Pacífico Sur

La distribución detallada del mercurio en el Pacífico meridional puso de manifiesto concentraciones elevadas en la zona de surgencia peruana y un contenido importante de metilmercurio, hasta un 20 % del total del mercurio (Bowman et al. 2016). Los datos de la región no bastan para determinar las tendencias desde la primera Evaluación, pero los valores parecen estables. El Pacífico meridional tropical es una fuente neta de mercurio liberado a la atmósfera, pero el flujo de intercambio es menor que el del Atlántico septentrional (Mason et al., 2017).

4.4.7. Océano Antártico

Las concentraciones totales de mercurio en el océano Antártico son comparables a las del océano Pacífico meridional y el océano Atlántico. Sin embargo, hay características regionales diferenciadas como la deposición neta de mercurio a lo largo del borde del hielo marino del océano Antártico, el enriquecimiento de mercurio en la salmuera durante la formación del hielo marino y la formación de metilmercurio al sur del frente polar austral (Cossa et al., 2011). Las concentraciones de plomo en el agua (6,2 µg/l) son comparables a las medidas en regiones más industrializadas, como el mar Báltico, a pesar de su ubicación remota (Schlosser et al., 2016). Los datos sobre metales de la región son demasiado escasos para

poder detectar cualquier tendencia desde la primera Evaluación.

Tierras raras

Desde principios del milenio se ha observado una contaminación debida a “elementos esenciales para la tecnología” que se utilizan ampliamente en tecnologías rentables de bajo carbono, como la nuclear, la solar, la eólica y la bioenergía, en tecnologías de captura y almacenamiento de carbono, en redes eléctricas y en productos médicos (Bau y Dulski, 1996). Los elementos del grupo de las tierras raras se consideran cruciales para el desarrollo y la creación de productos de alta tecnología. Como consecuencia de su utilización, se ha observado recientemente una liberación inevitable de esos elementos al medio ambiente, con lo cual ha aumentado el número de oligoelementos que actúan como contaminantes en el océano. Uno de esos elementos, el gadolinio, se utiliza como indicador de las aportaciones antropógenas en el estudio de las anomalías positivas (valores que han aumentado respecto de las concentraciones naturales). El aporte de tierras raras al medio marino se ha detectado principalmente a través de los sistemas de evacuación de aguas residuales domésticas. En el último decenio se encontraron anomalías antropógenas positivas relacionadas con el gadolinio en las aguas marinas de todo el mundo como consecuencia del drenaje de zonas densamente pobladas, como el mar del Norte (Atlántico nororiental); Kulaksiz y Bau, 2007), la bahía de San Francisco y las aguas adyacentes del Pacífico (Hatje et al., 2014), el océano Índico (Zhu et al., 2004; Ogata y Terakado, 2006; Akagi y Edanami, 2017) y el océano Atlántico meridional (Pedreira et al., 2018). Además del gadolinio, se han detectado otras tierras raras en la fosforita bruta y en los residuos de la extracción de fosfatos en Hahatoé y Kpogamé (sur del Togo) (Gnandi et al., 2011). Sin embargo, hay poca información sobre el comportamiento ambiental de esos elementos y sobre su impacto en la biota de los sistemas marinos. Aunque las concentraciones de gadolinio antropógeno son más bien bajas en las aguas marinas, empiezan a preocupar los posibles

efectos de la exposición continua a niveles bajos de gadolinio en los organismos acuáticos y en la salud humana (Hatje et al., 2018). Se ha demostrado que los complejos antropógenos de gadolinio, inicialmente considerados seguros para las personas, se acumulan en los seres humanos y los organismos acuáticos.

4.5. Consecuencias económicas y sociales u otros cambios económicos o sociales

Los metales de interés son oligoelementos no esenciales que se transfieren mediante la cadena trófica y, en última instancia, se bioacumulan en los niveles tróficos superiores de los océanos. El principal impacto social consiste en que, a pesar de cierta disminución de las emisiones,

se observan aumentos de las concentraciones de metales en las especies de peces de nivel trófico superior, lo cual tiene un impacto directo en los ecosistemas y parece generar cambios en las cadenas tróficas y, por consiguiente, riesgos para la salud humana (véase el capítulo 8B) por ingestión. Los riesgos causan especial preocupación en el caso de las comunidades indígenas que dependen de fuentes de alimentos específicas. Un segundo impacto es la posible disminución de las poblaciones de peces y las consiguientes dificultades para los pescadores, que se ven obligados a alejarse de la costa, a menudo con un equipo deficiente, para poder pescar. En ciertas regiones, las aportaciones y las actividades mineras causan un deterioro regional que afecta al turismo y a las economías locales.

5. Sustancias radiactivas

5.1. Introducción

Las aguas, la biota y los sedimentos del océano tienen radiactividad. Gran parte de ella procede de fuentes naturales. Sin embargo, desde la década de 1940 se han producido importantes aportaciones debidas a las actividades humanas. Es importante distinguir entre la aparición de radiación ionizante, emitida por la desintegración de radionúclidos, y el impacto de dicha radiación en la biota, que varía según la naturaleza de la radiación (en particular, si esta es de partículas α (alfa) o β (beta)) y la parte de la biota afectada. Los estudios sobre los impactos de la radiación en la biota se han centrado en los seres humanos, pero desde el año 2000, la Comisión Internacional de Protección Radiológica, el organismo internacional de expertos que acuerda las normas de protección radiológica, ha elaborado estrategias para estudiar el modo de proteger la biota no humana.

5.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera Evaluación, se señalaron los niveles de radiactividad natural presentes en el océano, que oscilaban entre los niveles más bajos en el Atlántico sudoccidental y los más altos en el Atlántico nororiental, y los niveles de un radionúclido típicamente antropógeno, que oscilaban entre los más bajos en el océano Antártico y los más altos en, nuevamente, el Atlántico nororiental. La aportación antropógena más importante ha sido la de las pruebas de armas nucleares, pero ya se trata de algo puramente histórico. Las plantas de procesamiento nuclear eran la segunda fuente antropógena más importante: en 2014 existían plantas de este tipo en China, Francia, la India, el Japón y la Federación de Rusia, y había más plantas en construcción o previstas en China, la India, el Japón y la Federación de Rusia. Los accidentes nucleares de Chernóbil y Fukushima causaron grandes entradas de material radiactivo en el océano, pero no eran motivo de mucha preocupación cuando se redactó la

primera Evaluación; inmediatamente después del accidente de Fukushima, el aumento de la aportación de material radiactivo fue limitado. A finales de 2013, había 434 generadores nucleares en 30 países, causantes de vertidos radiactivos en el océano de órdenes de magnitud inferiores a los de las pruebas de armamento, las plantas de reprocesamiento y los accidentes graves; dichos vertidos tienden a disminuir con el tiempo gracias a la mejora de la tecnología, excepto los vertidos de tritio, que tienen una baja radiotoxicidad. También se observó una concentración antropógena de radionúclidos de origen natural, sobre todo procedentes del yeso fosforado y de incrustaciones que se limpian de los oleoductos y gasoductos de alta mar.

5.3. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

5.3.1. Generalidades

La determinación de los niveles mundiales de radiactividad natural y antropógena en el océano realizada en la primera Evaluación se basó en estudios del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) en 1995 y 2005 (OIEA, 1995, 2005). Desde entonces no se han realizado estudios similares, por lo que la perspectiva ofrecida en la primera evaluación sigue siendo la mejor de que se dispone. Sin embargo, el OIEA está planeando hacer nuevos estudios de ese tipo a principios de la década de 2020 (comunicación personal del OIEA, 5 de julio de 2019).

En el caso de los radioisótopos con períodos de semidesintegración largos, el transporte por las corrientes oceánicas puede ser importante, a diferencia de lo que sucede con la contaminación radiactiva terrestre. Al igual que ocurre con el transporte atmosférico de radionúclidos, las corrientes oceánicas pueden transportar sustancias radiactivas introducidas en el medio marino hasta zonas situadas a miles de kilómetros del punto de introducción. Por ejemplo, la relación entre el plutonio-240 y el plutonio-239 en la zona de la corriente de Kuroshio, en el

Pacífico noroccidental, indica que esos radionúclidos están siendo transportados a esa zona desde los antiguos campos de pruebas del Pacífico para bombas atómicas y nucleares ubicados en los Estados Federados de Micronesia (Hong et al., 2011; Wu et al., 2019).

Aunque no se han realizado estudios mundiales sobre el nivel de radiactividad en el océano, en el último decenio se han producido importantes avances en la capacidad de medir niveles bajos del radioisótopo yodo-129, cuya desintegración es muy lenta (período de semidesintegración de 15,7 millones de años), que es un producto de las pruebas de armas nucleares y de las plantas de reprocesamiento de combustible nuclear. Distintos estudios han puesto ahora de manifiesto su distribución mundial en el océano y su aplicación como indicador de la circulación (He et al., 2013).

Además, el Comité Científico de Investigaciones Oceánicas, dependiente del Consejo Internacional para la Ciencia, ha instaurado el programa internacional GEOTRACES para determinar la distribución de los oligoelementos y sus isótopos en todo el océano. El programa también incluye los radionúclidos antropógenos. Como parte del programa, las iniciativas de intercalibración han mostrado la capacidad de identificar plutonio-239, plutonio-240 y cesio-137 a partir de muestras relativamente pequeñas (Kenna et al., 2012). Los datos radioisotópicos recopilados a través del programa GEOTRACES también han contribuido sustancialmente a entender los movimientos del material radiactivo en el océano (Malakoff, 2014).

En 2015, el Comité Científico de Investigaciones Oceánicas también creó el Grupo de Trabajo 146, "La radiactividad en el océano, cinco décadas después (RiO5)", retomando el tema del primer grupo de trabajo del Comité en 1959. Al Grupo de Trabajo 146 se le ha encomendado, entre otras cosas, la mejora de los recursos en línea de datos sobre radioisótopos naturales y antropógenos en el océano en el marco de la base de datos del Sistema de Información sobre Radiactividad Marina (MARIS) del OIEA, que contiene mediciones de datos de radiactividad en el medio marino procedentes del agua de mar, la biota, los sedimentos y los sólidos en

suspensión (Comité Científico de Investigaciones Oceánicas(CCIO)-GT146, 2020).

5.3.2. Fuentes de radiactividad en el océano

La evolución de las principales fuentes de aportaciones radiactivas al océano desde 2014 (fecha de referencia de la sección correspondiente de la primera Evaluación: capítulo 20, sección 10) ha sido la siguiente.

5.3.3. Ensayos nucleares

Desde 1980, siguen sin llevarse a cabo pruebas atmosféricas de armas nucleares, por lo que esa fuente de aportaciones de radiactividad al océano sigue siendo puramente histórica.

5.3.4. Plantas de reprocesamiento nuclear

Las plantas de reprocesamiento nuclear que en la primera Evaluación se mencionó que estaban en funcionamiento en 2014 (Gansu (China), Cap de la Hague (Francia), Kālpākkam, Tārāpur y Trombay (India), Tokai (Japón), Mayak (Federación de Rusia) y Sellafield (Reino Unido)) siguen en funcionamiento, pero la planta de Tokai está siendo desmantelada.

Las plantas de reprocesamiento nuclear de Cap de la Hague y Sellafield siguen representando la fuente dominante de aportaciones radiactivas antropógenas al Atlántico nororiental, y su contribución fue de aproximadamente el 90 % de los vertidos alfa totales y aproximadamente el 80 % de los vertidos beta totales (excluido el tritio) durante el período comprendido entre 2007 y 2013. No obstante, para 2016 se habían reducido sustancialmente los vertidos medios de las plantas de reprocesamiento durante ese período con respecto a los niveles medios del período comprendido entre 1995 y 2001: una reducción de aproximadamente el 40 % en los vertidos alfa totales y de aproximadamente el 85 % en los vertidos beta totales (OSPAR, 2017b).

En China se sigue planificando una nueva planta de reprocesamiento nuclear en Gansu. En la India, las obras de una planta de reprocesamiento nuclear en Kālpākkam comenzaron en 2017. En el Japón, se espera que la planta de reprocesamiento nuclear de Rokkasho esté terminada en octubre de 2022 (Japón Nuclear

Fuel Limited (JNFL), 2020). En la Federación de Rusia, se espera que una nueva planta de reprocesamiento nuclear en Zheleznogorsk esté operativa a partir de 2022 (World Nuclear Association (WNA), 2020).

5.3.5. Centrales nucleares

A finales de 2018 había 450 generadores nucleares comerciales en funcionamiento en 30 países (frente a los 434 que había en esos mismos 30 países a finales de 2013). Las plantas que los contienen tienen una capacidad total de más de 395.000 megavatios (MW). De esa capacidad, algo más de 300.000 MW se generan en países de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE). Se están construyendo al menos 55 reactores más. Las centrales producen más del 15 % de la electricidad mundial: la proporción oscila entre el 70 % del suministro nacional en Francia y el 2 % en la República Islámica del Irán (véase el cuadro 1). Ello supone un incremento mundial medio desde 2013 de alrededor del 5 %. Otros Estados que no tienen centrales nucleares, como Dinamarca e Italia, importan cantidades sustanciales de su electricidad de Estados vecinos que dependen considerablemente de la energía nuclear (OIEA, 2019a).

En el caso de las centrales nucleares situadas en las cuencas del Báltico y del Atlántico nororiental, las últimas evaluaciones muestran una reducción continua de los vertidos de los distintos radionúclidos que se controlan (aparte del tritio) (HELCOM, 2013; OSPAR, 2010a).

No se dispone de cifras detalladas sobre los vertidos en otras regiones del mundo: la base de datos del OIEA sobre las emisiones de radionúclidos a la atmósfera y al medio acuático (información facilitada por las autoridades nacionales de forma voluntaria) no se ha actualizado desde 2012 y gran parte de los datos que contiene son bastante más antiguos. Como se registró en la primera Evaluación, los vertidos de tritio de las centrales nucleares están generalmente relacionados con el nivel de generación de electricidad, y no existe ninguna tecnología de reducción aceptada.

Cuadro 1
Proporción de electricidad generada a partir de la energía nuclear, 2018

Estado	Porcentaje de electricidad procedente de la energía nuclear	Estado	Porcentaje de electricidad procedente de la energía nuclear	Estado	Porcentaje de electricidad procedente de la energía nuclear
Francia	71.7 (73.3)	Bulgaria	34.7 (30.7)	Pakistán	6.8 (4.4)
Eslovaquia	55.0 (51.7)	Armenia	25.6 (29.2)	Japón	6.2 (1.7)
Ucrania	53.0 (43.6)	República de Corea	23.7 (27.6)	México	5.3 (4.6)
Hungría	50.6 (50.7)	España	20.4 (19.7)	Sudáfrica	4.7 (5.7)
Suecia	40.3 (42.7)	Estados Unidos de América	19.3 (19.4)	Argentina	4.7 (4.4)
Bélgica	39.0 (52.1)	Federación de Rusia	17.9 (17.5)	China	4.2 (2.1)
Suiza	37.8 (36.4)	Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte	17.8 (18.3)	Países Bajos	3.1 (2.8)
Eslovenia	35.9 (33.6)	Rumania	17.2 (19.8)	India	3.1 (3.5)
Chequia	34.5 (35.9)	Canadá	14.5 (16.0)	Brasil	2.7 (2.8)
Finlandia	32.5 (33.3)	Alemania	11.8 (15.4)	República Islámica del Irán	2.1 (1.5)

Fuente: IAEA, 2019a.

Nota: Las cifras de 2013 figuran entre paréntesis, a modo de comparación.

5.3.6. Fuentes no nucleares de vertidos radiactivos al océano

Una serie de actividades humanas distintas de las instalaciones nucleares generan vertidos al océano tanto de material radiactivo natural como de radionúclidos artificiales producidos con fines distintos de la energía nuclear. Las principales actividades de este tipo son las instalaciones y tuberías de hidrocarburos en alta mar, la medicina nuclear y la producción de fertilizantes agrícolas a partir de mineral de fosfato. No se dispone de datos publicados sobre estos vertidos, excepto en el caso del Atlántico nororiental y los mares adyacentes a él.

La recopilación de información sobre los vertidos de material radiactivo natural y otros vertidos no nucleares al Atlántico nororiental y sus mares adyacentes comenzó en 2005. En el

caso de la industria del petróleo y el gas, existen datos suficientes para establecer una base de referencia (2005-2011), pero aún no es posible determinar las tendencias de dichos vertidos al medio marino (OSPAR, 2017b). En estudios recientes de la Comisión OSPAR se llega a la conclusión de que la principal fuente del material radiactivo natural que llega al Atlántico nororiental es la industria del petróleo y el gas en alta mar. El agua de producción (el agua que sale del yacimiento junto con el petróleo y el gas) y las incrustaciones que deposita en las tuberías (que deben limpiarse periódicamente) contienen bajos niveles de radionúclidos (principalmente plomo-210, polonio-210, radio-226 y radio-228). Los vertidos alfa y beta totales del sector del petróleo y el gas representan el 97 % y el 10 %, respectivamente, de los vertidos de todos los sectores (OSPAR, 2017b, 2018c). Del

total de vertidos beta no nucleares, la mayor parte corresponde al yodo-131 del subsector médico. Los vertidos de tritio del sector no nuclear son insignificantes en comparación con los del sector nuclear (OSPAR, 2018c).

La producción de fertilizantes agrícolas a partir de mineral de fosfato genera yeso fosforado (que es principalmente un compuesto de calcio, pero también contiene material radiactivo natural). A menudo se ha vertido al mar en forma de purines, pero ahora esta práctica parece que se ha eliminado, en términos generales. Ese vertido continúa en Marruecos (donde existe una nueva normativa y una revisión), Túnez y otros lugares (Hermann et al., 2018; El Kateb et al., 2018). No obstante, Marruecos ha puesto en marcha un sistema de mejora de la gestión de los vertidos de yeso fosforado (una inversión de 120 millones de dólares) para que los vertidos se ajusten a las normas internacionales, en particular mediante emisarios marinos equipados con sistemas de difusión en sus extremos (comunicación del Gobierno de Marruecos).

5.3.7. Incidentes nucleares

Desde 2011 no se han producido incidentes nucleares importantes.

En relación con el incidente de 2011 en Fukushima (Japón), el Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas ha revisado los trabajos científicos sobre el transporte marítimo de radionúclidos procedentes de la central nuclear de Fukushima Daiichi que se han llevado a cabo desde su informe de 2013 (en el que llegó a la conclusión de que los efectos en la biota marina serían solo locales) y ha llegado a la conclusión de que no hay motivos para modificar sus conclusiones.¹⁰

En el Pacífico septentrional, se llevan a cabo actividades destinadas a hacer un seguimiento del penacho de radiactividad de bajo nivel resultante del incidente de Fukushima (Men et al., 2015; Buesseler et al., 2017) y hasta ahora se ha seguido el penacho hasta las aguas

continentales norteamericanas (Smith et al., 2015). En particular, las mediciones del yodo-129, cuya desintegración es muy lenta (Hou et al., 2013; Ootosaka et al., 2018; Suzuki et al., 2018), han proporcionado información crucial sobre la circulación oceánica y la biogeoquímica del yodo en las aguas que reciben radionúclidos de Fukushima. Cinco años después del accidente de Fukushima, las mediciones de cesio-137 pusieron de manifiesto que la mayor actividad se daba en las aguas subterráneas salobres situadas bajo las playas de arena (Sanial et al., 2017), lo que indica la existencia de una vía de aguas subterráneas submarinas no documentada anteriormente mediante la que se almacenan radionúclidos y se liberan al océano. Sin embargo, los niveles medidos por el Japón en el medio marino son bajos y relativamente estables (OIEA, 2019b).

Un estudio sobre los ejemplares de atún cimarrón (*Thunnus orientalis*) capturados frente a la costa de California (Estados Unidos) unos cuatro meses después del accidente de Fukushima puso de manifiesto que las concentraciones de radio-cesio (procedente de Fukushima) se habían multiplicado por diez respecto de los especímenes capturados antes del accidente. Sin embargo, dicha radiactividad era unas 30 veces menor que la que emanaba de las concentraciones del radionúclido natural potasio-40 presente en muestras de peces capturados antes y después del accidente de Fukushima (Madigan et al., 2012).

El OIEA mantiene bases de datos sobre los vertidos de residuos radiactivos al mar (que se produjeron entre 1947 y 1993) y las aportaciones debidas a los accidentes y las pérdidas en el mar. La última compilación de un inventario a partir de las bases de datos se publicó en 2015 (OIEA, 2015). El único incidente registrado en ella desde 2010 es la caída al océano de un satélite ruso con una pequeña batería de energía nuclear, en 2015.

¹⁰ Véase A/72/46, cap. II, secc. B.1.

5.4. Consecuencias económicas y sociales u otros cambios económicos o sociales

Las presiones para que aumente la proporción del suministro mundial de electricidad no procedente de combustibles fósiles hacen que siga habiendo un gran interés por la generación de electricidad a partir de centrales nucleares. Como se ha señalado antes, la generación de ese tipo de electricidad ha crecido un 5 % durante el período comprendido entre 2013 y 2018.

Una novedad es la construcción de la primera central nuclear flotante del mundo por parte de la Federación de Rusia. Las pruebas iniciales de la Akademik Lomonosov se completaron en abril de 2019, a fin de que estuviera lista para entrar en funcionamiento en diciembre de 2019 en el mar situado frente al puerto ruso de Pevek, con miras a reemplazar una central nuclear existente y una central termoeléctrica (Power Engineering International (PEI), 2019). La industria nuclear rusa también ha propuesto colaborar con la India en el desarrollo de centrales nucleares flotantes (Singh, 2019).

5.5. Aspectos regionales

No se han realizado estudios importantes sobre la distribución mundial de los radionúclidos naturales o antropógenos desde la pri-

mera Evaluación, pero, como se ha señalado antes, el OIEA se propone llevar a cabo algunas evaluaciones nuevas. Tal como se señaló en la primera Evaluación, tanto la radiactividad natural presente en el océano como las fuentes nucleares de aportaciones antropógenas de material radiactivo se concentran fundamentalmente en el hemisferio norte. En el hemisferio sur, solo la Argentina, el Brasil y Sudáfrica tienen centrales nucleares.

5.6. Perspectivas

Como se indicó en la sección 5.4, es muy posible que aumenten el número y la escala de las centrales nucleares. En relación con ello, es probable que aumente el reprocesamiento de combustible nuclear. Sin embargo, la experiencia de las últimas décadas indica que habrá algunas reducciones compensatorias en los niveles de radiactividad de los vertidos de dichas plantas. Como se recoge en la primera Evaluación, los niveles actuales estimados más altos de dosis efectivas comprometidas para los seres humanos de radiactividad procedente de alimentos marinos son inferiores a la cuarta parte del límite anual recomendado por el OIEA para la exposición de las personas en general a la radiación ionizante. Nada indica que se hayan producido cambios importantes recientemente. Por tanto, siempre que se mantenga un control adecuado, no es probable que esta evolución sea preocupante.

6. Productos farmacéuticos y de higiene personal

6.1. Introducción

A medida que la población de las regiones costeras crece, el tamaño de las ciudades y su número crecen también. En particular, a medida que crecen las megalópolis junto a la costa, las desembocaduras de los ríos y los deltas, aumenta la presión antropógena sobre los ecosistemas costeros y marinos. La urbanización de las costas repercute de forma directa en las aportaciones de productos farmacéuticos y de higiene personal (PFHP). Un número cada vez

mayor de personas necesitará una cantidad y un número cada vez mayores de productos farmacéuticos y utilizará una cantidad y un número cada vez mayores de productos de higiene personal. Al mismo tiempo, la producción de alimentos, incluida la producción acuícola, tendrá más importancia y también generará aportaciones de productos farmacéuticos de uso veterinario. El panorama se complica aún más cuando se observa el cambio demográfico y el envejecimiento de la población, en particular en el mundo occidental. Estos fenómenos harán

que se incremente el uso de ciertos productos farmacéuticos per cápita.

Los PFHP abarcan todas las sustancias químicas utilizadas con fines sanitarios, cosméticos y médicos. Actualmente se comercializan más de 3.000 PFHP y cada año llegan al mercado nuevos compuestos (Arpin-Pont et al., 2016). Está claro que el desarrollo de productos farmacéuticos y su uso en la medicina tienen un valor considerable para la sociedad humana. Sin embargo, su destino es un problema medioambiental. Los PFHP suelen analizarse juntos porque sus vías de entrada al medio ambiente son similares. Los PFHP llegan al medio ambiente sobre todo de forma indirecta mediante las aguas residuales de los hogares o de la agricultura (ganadería). En la mayoría de los casos, son lavados o excretados sin cambios y se liberan directamente a los sistemas de aguas residuales. Como los procesos para eliminar los PFHP de las aguas residuales no son eficientes y la mayoría de los compuestos no se degradan o lo hacen lentamente, los productos llegan al medio acuático a través de los vertidos de aguas residuales (Heberer, 2002; Verlicchi et al., 2012; Caldwell, 2016). Algunos PFHP, como los filtros ultravioleta de los protectores solares, también pueden llegar al océano directamente durante las actividades recreativas. Se suele considerar "pseudopersistentes", ya que su degradación es lenta en relación con las grandes cantidades que llegan o se vierten al medio ambiente (Rivera-Utrilla et al., 2013; Bu et al., 2016). ADDIN EN.CITE

Sin embargo, se ha demostrado que varios PFHP también pueden degradarse y transformarse en productos que podrían ser más tóxicos (Kallenborn et al., 2018). Hasta ahora, la mayoría de los estudios sobre los PFHP guardan relación con la presencia de PFHP en las aguas que llegan a las plantas de tratamiento de aguas residuales y que salen de ellas (Fang et al., 2012; Rodil et al., 2012; Tamura et al., 2017), los lagos y los ríos (Sköld, 2000; Loos et al., 2010; Gothwal y Shashidar, 2015; Molins-Delgado et al., 2017). Muchos PFHP han sido detectados en sistemas de agua dulce y, por consiguiente, pueden acabar en los ecosistemas marinos. Sin embargo, los datos disponibles son muy limitados.

Por consiguiente, los PFHP no se analizaron ni evaluaron en la primera Evaluación.

La gran variedad de medicamentos existentes para uso humano o veterinario que puede llegar al medio marino puede generar un problema ambiental mundial (Klatte et al., 2017). La continua presencia de productos farmacéuticos en el medio acuático, los cuales llegan a este por diferentes vías, hace que se los considere un tipo de contaminantes pseudopersistentes (Bu et al., 2016). Los productos farmacéuticos alcanzan volúmenes de producción de hasta 100.000 toneladas al año (Aus der Beek et al., 2016), lo que representa casi 1,5 billones de dólares en el mercado farmacéutico mundial en 2021, y se prevé que la expansión continúe. Los principales impulsores del desarrollo son la expansión del mercado y los cambios demográficos, incluido el envejecimiento de la población (Federación Internacional de la Industria del Medicamento (FIIM), 2017; Roig, 2010; Arnold et al., 2014). Los productos farmacéuticos pasan por un estricto procedimiento de aprobación para garantizar su eficacia y la seguridad del paciente (Taylor, 2016). Sin embargo, solo en raras ocasiones se han planteado estudios ecotoxicológicos a largo plazo para evaluar los riesgos y evitar efectos ambientales indeseables (Sanderson et al., 2003; Fent et al., 2006; Boxall et al., 2012). Dado que solo se dispone de datos limitados sobre la presencia de diversos productos farmacéuticos en el medio costero, es necesario vigilar los productos farmacéuticos con importancia medioambiental (Gaw et al., 2014; Richardson and Ternes, 2014; Arpin-Pont et al., 2016; Pazdro et al., 2016).

6.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Los productos farmacéuticos y de higiene personal se incluyeron en la sección 2 del capítulo 20 sobre sustancias peligrosas (Naciones Unidas, 2017b), junto con los COP clásicos y los metales pesados. No fueron considerados ni evaluados por sí solos.

6.3. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

Hasta la fecha, existen pocos estudios sobre la presencia de PFHP en los ecosistemas marinos. Sin embargo, cada vez es mayor el interés por la presencia de PFHP en el océano, entre otras cosas porque se supone que la contaminación por PFHP afecta a los ecosistemas marinos y se dispone de técnicas analíticas cada vez más sensibles (Picot-Groz et al., 2014). Los datos de que se dispone, basados en la presencia de PFHP en el agua de mar, los sedimentos y los organismos marinos, han sido recopilados y publicados recientemente por Bebianno y González-Rey (2015) y Arpin-Pont et al. (2016). Los compuestos más frecuentemente investigados y detectados fueron los antibióticos (eritromicina, sulfametoxazol y trimetoprima; véase la figura IV), los antiepilépticos (carbamazepina), la cafeína, los antiinflamatorios no esteroideos (ibuprofeno, ketoprofeno) y los analgésicos (paracetamol). Entre los fármacos cardiovasculares, el atenolol y el gemfibrozilo fueron los que se detectaron con mayor frecuencia o presentaron mayores concentraciones relativas (Arpin-Pont et al., 2016).

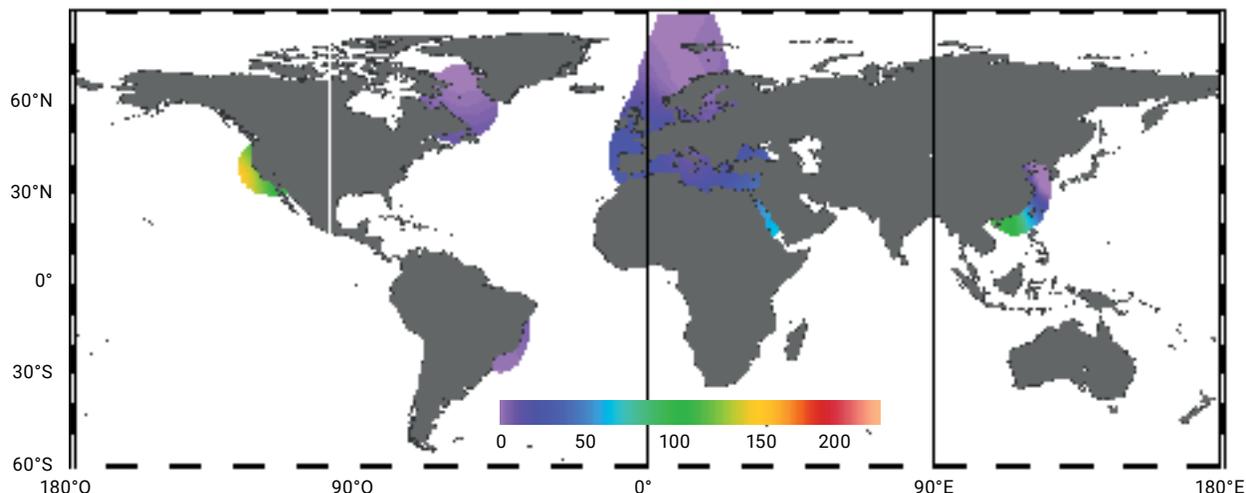
Se dispone de cantidades limitadas de datos respecto de los productos de higiene personal (Bebianno y González-Rey, 2015; Arpin-Pont et al., 2016). Los datos disponibles abarcan las fragancias de almizcle, los desinfectantes (triclosán) y algunos filtros ultravioleta, de los cuales los más importantes son la benzofenona-3 y el octocrileno. El triclosán se detectó en concentraciones de hasta 99,3 ng/l en el agua del puerto de Victoria (China) (Wu et al., 2007). Se detectaron concentraciones de benzofenona-3 de hasta 2.013 ng/l en el agua de Folly Beach (Carolina del Sur, Estados Unidos) (Bratkovics y Sapozhnikova, 2011). El octocrileno, que se utiliza no solo en los protectores solares sino también en los aditivos alimentarios, llega a las

zonas costeras directamente, o indirectamente a través de las aguas residuales. Las concentraciones de octocrileno eran de hasta 1.409 ng/l en el agua y de hasta 3.992 ng/g de peso seco en tejidos de mejillones (Arpin-Pont et al., 2016; Picot-Groz et al., 2014).

La mayoría de las mediciones de PFHP en el agua de mar se han realizado en el océano Atlántico septentrional, el mar del Norte, el mar Báltico, el mar Mediterráneo y el océano Pacífico asiático (cuadro 2). En Asia, en particular en China, se midieron distintos PFHP en el agua de mar, los sedimentos y la biota de los estuarios y los mares marginales chinos (Xu et al., 2013; Zhang et al., 2013b; Na et al., 2013; Nödler et al., 2014; Kallenborn et al., 2018; Kötke et al., 2019). Los estudios pusieron de manifiesto que los PFHP están presentes en todas las zonas del océano, con niveles más altos en las zonas directamente afectadas por actividades antropógenas. Recientemente, se han llevado a cabo varios estudios en zonas costeras del Ártico y el Antártico. Sin embargo, se han realizado muy pocas mediciones de PFHP en el medio marino del hemisferio sur y existe muy poca información sobre los niveles de PFHP en los sedimentos (Arpin-Pont et al., 2016).

Además de la presencia de antibióticos y sus productos de transformación en el medio marino, se han encontrado genes de resistencia a los antibióticos en bacterias y en el suelo del océano Pacífico y el océano Ártico (McCann et al., 2019; Hatosy y Martiny, 2015). La aparición de genes de resistencia a los antibióticos en el medio marino puede estar vinculada a la escorrentía costera de bacterias resistentes a los antibióticos procedentes de fuentes terrestres, a la escorrentía antropógena de antibióticos y a la selección de la resistencia en respuesta a los antibióticos introducidos en el medio marino (Allen et al., 2010; Hatosy y Martiny, 2015).

Figura IV
Distribución geográfica de los antibióticos en los océanos del mundo (ng/l)



Fuente: Schlitzer, 2020

La disponibilidad de datos sobre los PFHP en el entorno del Ártico ha sido aún más limitada que en los sistemas marinos de zonas templadas. Sin embargo, Kallenborn et al. (2018) llegaron a la conclusión de que estos compuestos son contaminantes importantes incluso en regiones remotas, incluido el Ártico. Según estudios recientes, el carácter de las fuentes locales de PFHP, como el tratamiento de aguas residuales, y el clima ártico de bajas temperaturas y las escasas normas tecnológicas para las instalaciones de tratamiento de aguas residuales en los asentamientos árticos contribuyen a incrementar la estabilidad ambiental de los residuos, en comparación con las condiciones que se dan en regiones de menor latitud (Kallenborn et al., 2018). Se han detectado más de 100 compuestos relacionados con los PFHP en prácticamente todas las matrices ambientales del Ártico, desde el agua de mar costera hasta la biota de alto nivel trófico. Se detectaron unos 22 compuestos, de un total de 110, en el agua de mar (Kallenborn et al., 2018) y las mayores concentraciones registradas correspondieron al citalopram (antidepresivo),

la carbamazepina (antiepiléptico) y la cafeína (estimulante). Los niveles relativamente altos de ciertos PFHP en el entorno del Ártico no están necesariamente relacionados con tasas de consumo más elevadas, sino que pueden explicarse más bien por una mayor estabilidad ambiental en el clima ártico de temperaturas bajas. Este factor se considera de importancia crítica cuando se liberan cantidades considerables de agentes antimicrobianos, ya que aumenta la probabilidad de que se desarrolle resistencia (Gullberg et al., 2011; Kallenborn et al., 2018).

Aunque se ha propuesto que los PFHP se incluyan en la lista de sustancias peligrosas para tomar decisiones sobre las medidas de control y hay pruebas claras de que los PFHP están presentes en todas las zonas oceánicas y en los organismos marinos, en el caso de la mayoría de los PFHP detectados, los datos son todavía insuficientes para evaluar las tendencias en el agua y los efectos de la exposición en los organismos marinos.

Cuadro 2
Concentraciones de los principales productos farmacéuticos y de higiene personal medidos en las aguas costeras (ng/l)

Lugar	Eritromicina	Clartromicina	Sulfametoxazol	Sulfadimidina	Roxitromicina	Iomeprol	Iopromida	Diclofenaco	Carbamazepina	Bezafibrato	Ibuprofeno	Referencia
Antártico	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	Hernández et al., 2019
Ártico, Longyearbyen (Noruega)	n. c.	n. c.	n. d.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	1.0-4.0	n. c.	n. c.	0.4-1	Kallenborn et al., 2018
Ártico, Tromsø (Noruega)	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Kallenborn et al., 2018
Ártico, Tromsø (Noruega)	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. d.-0.7	Weigel et al., 2004
Bahía de Jiaozhou	4.5	0.58	9.6	0.04	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Zhang et al., 2013a
Bahía de Santos	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. d.	n. c.	n. c.	326.1-2094	Pereira et al., 2016
Bahía de Yantai	0.82	0.03	1.4	0.02	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Zhang et al., 2013a
Delta del río de las Perlas	n. d.-126	n. c.	n. d.-40.6	n. c.	n. d.-12.0	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Xu et al., 2013
Estuario de Sídney (Australia)	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	3.0-12.5	n. c.	n. d-2.7	n. c.	n. c.	Birch et al., 2015
Fiorde de Oslo	n. c.	n. c.	n. d.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. d.	n. c.	n. c.	n. d.-52	Kallenborn et al., 2018
Himmerfjärden (Suecia)	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	4.0-12.0	n. c.	n. c.	Magnér et al., 2010
Mar Adriático	5.8	n. d.	3.6	n. c.	n. c.	29	n. c.	n. d.	3.1	n. c.	n. c.	Nödler et al., 2014
Mar Adriático	n. c.	n. c.	0.02-1.02	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	0.11-0.36	0.02-0.14	n. c.	Loos et al., 2013
Mar Amarillo meridional	0.5	3	7.7	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Du et al., 2017
Mar Báltico	n. d.	14	21	n. c.	n. c.	98	45	9.2	22	n. c.	n. c.	Nödler et al., 2014
Mar Báltico	n. d.-0.14	0.03-0.42	0.74-3.29	n. d.	n. d.-0.48	1.05-34.5	0.42-3.34	n. d.-0.84	1.98-10.6	n. d.-0.64	n. c.	Kötke et al., 2019
Mar de Bohai y mar Amarillo	0.69	0.07	1	0.01	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Zhang et al., 2013b
Mar de China meridional	21	n. c.	11.4	7.03	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Liang et al., 2013
Mar de China oriental	n. c.	n. c.	0.5-3.5	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	Fisch, et al., 2017
Mar del Norte	0.13-0.94	0.4-1.66	1.78-13.0	n. d.	n. d.-2.86	7.66-207	7.27-34.1	n. d.-4.82	4.78-29.7	n. d-2.06	n. c.	Kötke et al., 2019
Mar Egeo	n. d.	16	3.8	n. c.	n. c.	83	109	4.6	2.9	3.5	n. c.	Nödler et al., 2014
Mediterráneo	9	5	14	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	n. d.	n. c.	n. c.	Moreno-González, et al., 2015
Mar Rojo	n. c.	n. c.	63	n. c.	n. c.	n. c.	n. c.	14020	110	n. c.	508	Ali et al., 2017

Abreviaciones: n. c., no se conoce; n. d., no detectado.

7. Contaminantes atmosféricos (óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre)

7.1. Introducción

La combustión es una de las principales fuentes de óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x) en las emisiones atmosféricas. Las emisiones del transporte marítimo que contribuyen a la contaminación atmosférica son de especial interés para el medio marino. Los problemas medioambientales locales y regionales relacionados con las emisiones del transporte marítimo están, en gran medida, vinculados a la intensidad de dicho transporte, pero dichas emisiones también pueden contribuir a la contaminación mundial.

7.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 17 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017a), se analizaron las emisiones de NO_x y SO_x en zonas de tráfico intenso, así como la influencia de esos compuestos en la lluvia ácida y la salud humana.

7.3. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

Se ha calculado que las emisiones anuales de NO_x procedentes del transporte marítimo ascienden a un total anual de unas 19.000 kilotoneladas (2013 a 2015), de las que aproximadamente el 91 % procede del transporte marítimo internacional y el resto, de los buques nacionales y pesqueros (6 % y 3 %, respectivamente) (Olmer et al., 2017). El total de las emisiones anuales de nitrógeno procedentes del transporte marítimo internacional en el mar Báltico asciende a unas 80 toneladas, lo que supone alrededor del 5 % del total de las emi-

siones de NO_x en los países del mar Báltico (Gauss et al., 2018).

Los efectos adversos de la contaminación atmosférica causada por el transporte marítimo son un asunto de interés para la Organización Marítima Internacional (OMI), que, basándose en el anexo VI del Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, 1973, modificado por el Protocolo de 1978,¹¹ se esfuerza por reducir las emisiones de, por ejemplo, SO_x (e, indirectamente, partículas en suspensión) y NO_x de los buques mediante acuerdos internacionales. También hay zonas de control de las emisiones establecidas por la OMI, en las que las restricciones con respecto a las emisiones de SO_x o NO_x son más estrictas. A 1 de enero de 2020, el límite mundial de contenido de azufre en los fuelóleos utilizados por la navegación se redujo del 3,5 % en masa al 0,5%, mientras que desde 2015, el límite se ha reducido al 0,1 % en las zonas de control de las emisiones. Hay cuatro zonas de control de las emisiones: la zona del mar Báltico, la zona del mar del Norte (actualmente solo para el SO_x, pero incluirán el NO_x a partir de 2021), la zona de América del Norte y la zona del mar Caribe de los Estados Unidos. La puesta en marcha de las zonas de control de las emisiones de SO_x del mar del Norte y el mar Báltico supuso una importante reducción de las concentraciones de dióxido de azufre en las ciudades portuarias y regiones costeras limítrofes, lo que benefició a la salud de los ciudadanos de la costa (Unión Europea (UE), 2018). El requisito también se estableció para reducir la acidificación debida a la deposición de SO_x en el mar (Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), 2013). Se estima que la instauración de la zona de restricción de NO_x del mar Báltico reducirá la deposición de nitrógeno en el mar aproximadamente un 40 % de aquí a 2040 (Karl et al., 2019). A pesar de estos avances, un estudio de modelización de la perspectiva a largo plazo muestra que,

¹¹ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1340, No. 22484.

sin medidas adicionales, la actual normativa de la OMI y de la Unión Europea reducirá las emisiones de SO₂ del transporte marítimo internacional hasta 2030, pero que después las emisiones volverán a crecer. La tendencia es aún más pronunciada en el caso de las emisiones de NO_x; se espera que, después de 2030, las emisiones del transporte marítimo internacional superen a las de las fuentes terrestres en la Unión Europea, si no se aplica ningún otro control (International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), 2018).

Para cumplir la normativa más estricta sobre el azufre sin tener que cambiar a un combustible más caro con menor contenido de azufre, un número cada vez mayor de buques (7 buques en 2010, 256 buques en 2015 y más de 4.400 en 2020) han sido equipados con un sistema de limpieza de los gases de escape, también conocido como depurador, que permite seguir utilizando fueloil pesado. En el depurador, los gases de escape se lavan con un fino chorro de agua pulverizada y, en la versión más sencilla y habitual, es decir, los depuradores de circuito abierto, el agua de lavado se vierte directamente al mar. Además de los óxidos de azufre, otras sustancias, como metales y contaminantes orgánicos, también son arrastrados de los

gases de escape, y cada vez preocupa más que el vertido a gran escala de aguas de lavado de los depuradores pueda afectar negativamente al medio marino (Koski et al., 2017; Ytreberg et al., 2019; Teuchies et al., 2020). Por ello, algunos puertos, regiones y países han adoptado un criterio de precaución y han prohibido estos vertidos en sus aguas (Turner et al., 2017). Entre ellos se encuentran muchos puertos europeos, como el de Rotterdam (Países Bajos), y puertos de California (Estados Unidos) y Singapur. Recientemente, China y Egipto también han propuesto esta prohibición en aguas chinas y en el canal de Suez, respectivamente.

Otra iniciativa encaminada a reducir el impacto ambiental del transporte marítimo es el Código Internacional para los Buques que Operan en Aguas Polares,¹² de la OMI, el cual fomenta la detección de sustancias peligrosas a través de operaciones rutinarias e informes de navegación y de accidentes marítimos. Como consecuencia de unas normas mundiales más estrictas sobre el azufre y los estímulos para no utilizar fueloil pesado en el Ártico, han entrado en el mercado más mezclas de combustibles alternativos. Es necesario seguir investigando para determinar la posible toxicidad de los nuevos combustibles.

8. Hidrocarburos procedentes de fuentes terrestres, buques e instalaciones mar adentro, incluidos los mecanismos para responder a derrames y descargas

8.1. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Como se describió en la primera Evaluación, el impacto de los hidrocarburos, por ejemplo los procedentes de los derrames de petróleo, puede afectar al ecosistema marino tanto físicamente, cuando las aves, los mamíferos y las playas quedan embadurnados de petróleo,

como químicamente, a través de componentes tóxicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos. En función de la concentración y la exposición, los efectos pueden ser agudos o crónicos (Lindgren et al., 2012). Los hidrocarburos llegan al medio ambiente marino por muchas vías. Las fuentes terrestres abarcan la escorrentía urbana y las refinerías costeras, mientras que las fuentes relacionadas con el transporte marítimo abarcan las descargas operacionales y los accidentes y, en el caso de

¹² Organización Marítima Internacional, documento MEPC 68/21/Add.1, anexo 10.

las instalaciones de petróleo y gas en alta mar, las descargas operativas, los accidentes y las explosiones. Además, la precipitación atmosférica y las filtraciones naturales son fuentes importantes. En 2003 se postuló que el abanico completo de todas las fuentes podía haber alcanzado entre 470.000 y 8,4 millones de toneladas al año (National Research Council and Transportation Research Board, 2003), lo que puede compararse con la producción mundial de crudo, por ejemplo en 1999, que fue de unos 3.500 millones de toneladas. Se espera que los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos disminuyan debido a una normativa más estricta de las plantas de combustión, los vehículos, etc. En 2017, la producción de crudo aumentó casi un 25 % y se acercó a los 4.400 millones de toneladas (Global Energy Statistics Yearbook, 2018).

8.2. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

Según los modelos mundiales de deposición atmosférica de largo alcance del benzo(a)pireno (B[a]P), un hidrocarburo aromático policíclico, los niveles son especialmente altos en el mar Adriático y el mar Egeo en el Mediterráneo, en las zonas costeras del mar del Norte en el Atlántico nororiental y en la parte sudoriental del mar Báltico, así como en el norte del mar Caspio (figura V.A). Sin embargo, a escala mundial, las principales emisiones y deposiciones de B[a]P se encuentran en la parte oriental y meridional de Asia, donde la deposición atmosférica supera los niveles ilustrados en la figura V en una magnitud o más (Gusev et al., 2018). La deposición de B[a]P en el mar Báltico aumentó hasta el año 2000, momento a partir del cual la tasa de deposición parece haberse estabilizado.

Otras fuentes importantes de entrada de hidrocarburos en el océano son los accidentes marítimos, las pérdidas operacionales y los vertidos ilegales del transporte marítimo. Sin embargo, los accidentes marítimos que provocan derrames de petróleo de más de 7 toneladas tienden a disminuir en todo el mundo. Según la Inter-

national Tanker Owners Pollution Federation (2019), la media anual de derrames en el período comprendido entre 2009 y 2018 fue de 6,4, frente a los 35,8 del período comprendido entre 1990 y 1999. La disminución de los derrames de petroleros probablemente se deba a la mejora de las medidas de seguridad relativas a la eliminación progresiva de los petroleros monocasco, que entró en vigor en 2003 (OMI, 2019) mediante un proceso acelerado tras el desastroso accidente del petrolero Erika en 1999. Los accidentes del Erika y el Prestige (2003) también marcaron el punto de partida de las inspecciones de control marítimas como posible medida para que los propietarios de la carga exijan normas de seguridad más estrictas, sobre todo en los buques cisterna de productos químicos y petróleo (Powers, 2008). La tendencia descendente del número de derrames de petroleros es aún más pronunciada si se tiene en cuenta el crecimiento constante —cerca de un 80 % de aumento entre 1990 y 2017— del transporte marítimo de crudo, petróleo y gas con carga (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD), 2018).

Durante los diez últimos años, la producción de petróleo en alta mar se ha mantenido en el mismo nivel, unos 26 o 27 millones de barriles diarios (Agencia Internacional de Energía (AIE), 2018a), pero su cuota de mercado se ha reducido a medida que la producción mundial de petróleo aumentaba hasta unos 95 millones de barriles diarios en 2017 (AIE, 2018b). Además de los derrames de petróleo, el principal impacto de la producción de petróleo y gas en alta mar guarda relación con el vertido de agua de producción, cuyo volumen total se estima en hasta 39,5 millones de m³ diarios (Jiménez et al., 2018), y con la eliminación de residuos de perforación (Bakke et al., 2013). Aunque varios estudios (p. ej., Moodley et al., 2018) apuntan a efectos subletales del agua de producción en las especies marinas, existe el consenso de que hay un bajo riesgo de impacto generalizado a largo plazo por el agua de producción y la eliminación de residuos de perforación, aunque no se puede verificar a partir de la literatura publicada (Bakke et al., 2013). Sin embargo, se han detectado aductos de ADN que superan los criterios de evaluación ambiental en el hí-

gado de peces capturados en el medio natural en regiones del mar del Norte donde se produce petróleo, hecho que genera preocupación respecto a los efectos de los compuestos del petróleo durante las primeras etapas de la vida (Balk et al., 2011; Pampanin et al., 2017). Se necesitan más estudios de escala comunitaria y poblacional para ampliar los conocimientos actuales, sobre la base de datos de toxicidad relativos a especies concretas (Camus et al., 2015). También se necesitan evaluaciones del riesgo ambiental antes de emprender nuevas exploraciones en alta mar. Si una evaluación del riesgo se basa en peores situaciones posibles que se ven limitadas en cuanto a su validez holística, puede tener sesgos en el tratamiento de las incertidumbres asociadas (Hauge et al., 2014). Desde el punto de vista del medio marino, un ámbito que genera cada vez más preocupación

es el desmantelamiento de las plataformas mar adentro. La Agencia Internacional de Energía (2018a) estimó que probablemente habrá que desmantelar entre 2.500 y 3.000 instalaciones mar adentro, mientras que en la actualidad la tasa media anual de desmantelamiento es de 120 plataformas al año. La parte más costosa del desmantelamiento de las plataformas es el taponamiento y el abandono de los pozos. En el mar del Norte, el Convenio OSPAR exige desde 1998 la retirada de todas las partes superiores y subestructuras. Sin embargo, en los Estados Unidos y el sudeste asiático se ha adoptado la estrategia *rig to reef*, que permite dejar ciertas partes de las estructuras submarinas y convertirlas en arrecifes artificiales. En el golfo de México, ya hay más de 500 plataformas desmanteladas y reconvertidas permanentemente de esa manera (AIE, 2018a).

Figura V.A
Distribución espacial de las concentraciones atmosféricas medias anuales modelizadas a escala mundial (ng/m^3) de B[a]P para 2016

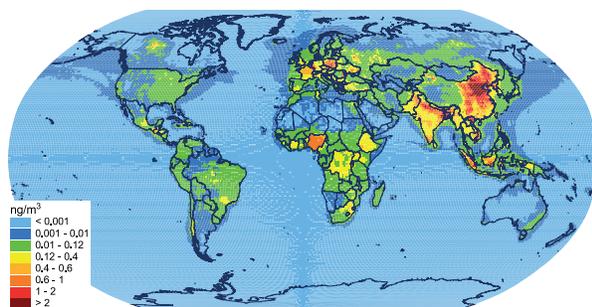
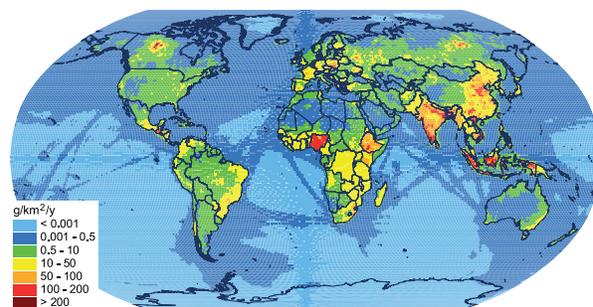


Figura V.B
Distribución espacial de los flujos de deposición ($\text{g}/\text{km}^2/\text{año}$) (b) de B[a]P para 2016



Fuente: Gusev, A., et al. 2018, disponible en http://en.msceast.org/reports/3_2018.pdf.

9. Otras sustancias utilizadas y desechadas en instalaciones mar adentro

Además del impacto ambiental causado por su contenido de hidrocarburos, el agua de producción también contiene concentraciones elevadas de metales como el arsénico, el cadmio, el cromo, el cobre, el plomo, el mercurio,

el níquel, la plata y el zinc, en algunos casos a niveles entre 102 y 105 veces superiores a los de las concentraciones de fondo (Jiménez et al., 2018).¹³ El material radiactivo natural procedente de formaciones geológicas también pue-

¹³ Los efectos potencialmente negativos de los metales se describen en la sección 4 del presente Capítulo..

de estar presente en forma de sólidos disueltos en el agua de producción. Los compuestos de ese tipo más habituales son el radio-226, el radio-228 y el bario (Bou-Rabee et al., 2009).¹⁴ Para minimizar el impacto ambiental negativo del agua de producción, se está intentando: a) utilizar un pequeño volumen de agua para el proceso de extracción del petróleo; b) reutilizar el agua; y c) desecharla en el mar (Jiménez et al., 2018).

Como se concluyó en la primera Evaluación, todavía falta información con respecto a una evaluación del impacto a gran escala del agua de producción (OSPAR, 2018a). En la región del mar del Norte, la Comisión OSPAR se ha esforzado por conseguir que se eliminen progresivamente las sustancias químicas más tóxicas utilizadas en la industria de producción en alta mar hasta 2017. Aunque el objetivo no se alcanzó del todo, al menos las sustancias químicas de la lista OSPAR de sustancias químicas que requieren medidas prioritarias no se utilizaron en absoluto en la plataforma continental noruega de 2014 a 2016. El uso

total y la cantidad de descarga de productos químicos en la plataforma continental noruega alcanzaron su punto máximo en 2013, y se observó una tendencia similar con respecto a la descarga en la plataforma continental del Reino Unido (OSPAR, 2018b). La cantidad total de productos químicos utilizados en alta mar fue de 398.158 toneladas en 2016. Un total del 71 % (en peso) de los productos químicos utilizados figuraban en la lista OSPAR de sustancias utilizadas y vertidas en alta mar que se consideran de escaso o nulo riesgo para el medio ambiente; el 28 % (en peso) eran otros productos químicos no sustituibles y el 1 % eran productos químicos sustituibles (es decir, productos químicos que contienen una o más sustancias que es posible sustituir). Además del trabajo relativo a la eliminación gradual de sustancias químicas tóxicas, también se han propuesto nuevas tecnologías, por ejemplo, procesos de oxidación avanzada para descontaminar el agua de producción (Jiménez et al., 2018).

10. Relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible

La deposición atmosférica de diversos contaminantes sobre el agua (o la tierra) está directamente relacionada con el Objetivo 14, pero también resulta pertinente para la mayoría de los Objetivos de Desarrollo Sostenible o incluso todos ellos, por ejemplo, los Objetivos 2 y 6 o los Objetivos que podrían tener un impacto en las emisiones atmosféricas, incluidos los Objetivos 1 y 8, ya que uno de los requisitos previos para la vida en la tierra es el suministro de agua limpia y salubre.¹⁵

La presencia de contaminantes orgánicos persistentes (COP) a concentraciones que pueden causar efectos nocivos hace poco probable que la meta 14.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible se alcance de aquí a 2025. En el caso de muchos COP heredados,

como los PCB, las emisiones, las descargas y las pérdidas son muy bajas; el problema es la reemergencia desde los sedimentos debido a la resistencia de los COP a la biodegradación. También sigue siendo claramente necesario ampliar los conocimientos científicos (meta 14.a y otros Objetivos de Desarrollo Sostenible) relativos a los impactos acumulativos de la creciente mezcla de productos químicos a los que está expuesta la biota marina.

La meta 3.9 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible será difícil de alcanzar en lo que respecta a los COP, los metales, los PFHP y los hidrocarburos, concretamente en lo que se refiere a lograr una reducción sustancial de la contaminación del agua. Los impactos de los COP, los metales, los PFHP y los hidrocarburos

¹⁴ Los efectos potencialmente negativos de los materiales radiactivos naturales se describen en la sección 5 del presente Capítulo.

¹⁵ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

en la salud humana no se han evaluado en el presente capítulo, pero se ha reconocido que los mamíferos marinos se están viendo afectados por los COP, y que las concentraciones de algunos COP y metales disminuyen lentamente y aumentan las concentraciones que afectan a los depredadores superiores.

La consecución de la meta 2.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible requerirá programas de vigilancia más concertados que abarquen la parte comestible de las plantas y los animales marinos, a fin de garantizar la calidad de las fuentes alimentarias marinas.

La información existente sobre el impacto de la radiación ionizante antropógena en el medio marino indica que probablemente no suponga un problema importante para la consecución de la meta 14.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Sin embargo, existen lagunas considerables en la información de que se dispone sobre las descargas de radionúclidos en gran parte del mundo.

Los PFHP importantes deben incluirse en los programas de vigilancia internacionales, nacionales y regionales a largo plazo ya establecidos

para que sirvan de base científica a las “listas de vigilancia” específicas de cada región para los PFHP, en particular en las aguas costeras. La reglamentación y legislación ambiental no debe hacer distinciones entre los ecosistemas terrestres y los marinos a nivel nacional e internacional, y las zonas costeras deben ser tratadas como una zona de transición en el “continuo cuenca-mar” y como el vínculo entre los Objetivos 6 y 14.

A medida que los impactos del aumento del dióxido de carbono antropógeno cobran más importancia en el océano, se hace más evidente que la biota marina se está viendo expuesta a otro factor de estrés: la acidificación del océano. La bajada del pH (véase el capítulo 9), el aumento de la temperatura y la disminución del oxígeno disuelto suponen un riesgo de que la biota, ya vulnerable por su carga de contaminantes, sucumba a los múltiples factores de estrés (véase también el cap. 25) que está experimentando. Sería deseable que, junto con la acción climática, se redujeran los múltiples factores de estrés presentes en el océano.

11. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

En la primera Evaluación, se destacó que la necesidad de trabajar a través de varias organizaciones diferentes limitaba la posibilidad de hacer comparaciones claras entre la calidad ambiental de las distintas zonas oceánicas, debido al uso de diferentes técnicas de medición y a los rangos muy diferentes de las diversas sustancias químicas detectadas. La situación no ha cambiado.

La información sobre la deposición atmosférica de diversos contaminantes depende en gran medida de los métodos de modelización utilizados para ampliar la cobertura espacial. Para poder modelizar la deposición, es necesario disponer de datos de alta calidad sobre las emisiones y la deposición. Los datos deben ser recogidos y utilizados en la modelización

regional o global para facilitar la producción de estimaciones de deposición espacial y temporal de alta resolución. Sin embargo, la disponibilidad de ese tipo de datos fundamentales es limitada, sobre todo en algunas zonas oceánicas, hecho que se desprende de la presente Evaluación, en la que falta información sobre una gran parte del océano.

Los cambios en la producción industrial transformarán las pautas compartimentales, así como las fuentes puntuales y las mezclas de sustancias. Con la ampliación del Convenio de Estocolmo, es necesario disponer de información sobre las concentraciones de los compuestos detallados en el Convenio que se encuentran en el medio ambiente para poder considerar los impactos acumulativos (véase

el cap. 25) y la eficacia de los procesos destinados a erradicar las emisiones y el uso de esos compuestos.

Es fundamental que se investigue lo suficiente sobre los efectos biológicos y los impactos acumulativos de las sustancias químicas detalladas en el Convenio de Estocolmo para poder preparar evaluaciones de situación adecuadas, especialmente en los casos en que los cambios son atribuibles al aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera (p. ej., el calentamiento de los océanos, la desoxigenación de los océanos, la acidificación de los océanos y los cambios en la frecuencia respiratoria).

Las iniciativas actuales y las series cronológicas que se están elaborando en el marco del programa GEOTRACES mejorarán la resolución tanto global como regional. Sin embargo, se necesita una resolución mucho mayor para mejorar las estimaciones de las tendencias con respecto a los oligoelementos y sus isótopos. En el Atlántico meridional y en todo el Pacífico meridional faltan actualmente series cronológicas sobre sustancias peligrosas; también faltan datos sobre el océano Antártico. El alcance de la contaminación marina transfronteriza aún no se ha investigado adecuadamente. Para mapear la contaminación de las aguas y los sedimentos costeros, se necesitan una actuación más integrada y estudios de la biota más globales, de manera que se puedan determinar los efectos a una escala mayor (oceánica).

Es necesario coordinar el muestreo espacial y temporal de los metales para que los datos reflejen una estrategia mundial. Para ello se necesitarán iniciativas integradas, que posiblemente abarquen los convenios y planes de acción sobre mares regionales del PNUMA, con muestreos tanto en la costa como en alta mar. A medida que se optimice la resolución del muestreo, de modo que se puedan detectar los cambios en la concentración con una confianza conocida, se necesitarán directrices sobre control de calidad y aseguramiento de la calidad, incluidas las intercalibraciones.

Se ha publicado muy poca información detallada sobre los niveles de descarga de sustancias radiactivas en el medio marino, salvo en el caso del Atlántico nororiental y los mares adyacentes a él. Se sabe que se lleva a cabo una vigilancia importante. Por tanto, está justificado volver a poner en funcionamiento y ampliar la base de datos del OIEA sobre descargas de radionúclidos a la atmósfera y al medio acuático, como medio para difundir mucho más la información.

Asimismo, se agradece la intención del OIEA de repetir los estudios realizados por el Organismo en 1995 y 2005 (OIEA, 1995, 2005) sobre los niveles de radiactividad natural y antropógena en los peces y el agua de mar en las distintas zonas pesqueras principales. Sería una contribución apropiada al Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021 a 2030).

En una revisión de los estudios sobre el impacto de la radiación ionizante en los crustáceos, se llega a la conclusión de que existe una escasa cobertura de datos sobre el tema, en particular de datos de campo, y se señala que pueden existir problemas similares con otros filos (Fuller et al., 2019), lo que significa que es necesario seguir investigando sobre el tema.

El número bastante alto de PFHP detectados en los ecosistemas marinos es indicativo, sobre todo, de la capacidad de los métodos analíticos actuales para detectar y cuantificar esas sustancias y sus metabolitos. No refleja necesariamente toda la variedad de PFHP presentes en el medio marino. Las concentraciones ultratrazas de los PFHP en el agua de mar, los sedimentos y la biota siguen siendo un reto importante para los métodos analíticos actuales. Sin embargo, los avances tecnológicos y las nuevas aplicaciones reducirán aún más los límites de cuantificación y, además, permitirán detectar PFHP nuevos y actualmente no detectados (Kallenborn et al., 2018).

Es necesario armonizar las estrategias de muestreo activo y pasivo y las metodologías analíticas para el análisis de los PFHP y sus metabolitos en el medio marino. Ello garantizará la calidad de los datos comunes y permitirá

comparar datos de manera más eficaz entre laboratorios y regiones geográficas (Arpin-Pont et al., 2016).

Dado que los PFHP se excretan en su mayoría sin cambios o como metabolitos, no es apropiado centrarse solo en los compuestos originales; los principales productos de transformación deben incluirse tanto en los procedimientos analíticos como en las evaluaciones de riesgo (Rivera-Utrilla et al., 2013).

Hasta la fecha, no se dispone de un conjunto de datos completo que abarque la presencia mundial de los PFHP en las regiones costeras y el océano abierto, lo cual significa que no ha sido posible realizar ninguna evaluación de los impactos de los PFHP en los organismos marinos. Sería deseable crear una base de datos para respaldar la evaluación y modelización de riesgos y proporcionar información para la

gestión internacional de los PFHP. Debido a la falta de datos suficientes, sobre todo para los diferentes niveles tróficos de las redes marinas, es necesario aplicar un factor de seguridad de 10.000, lo cual genera una alta incertidumbre en la caracterización del riesgo de los compuestos (Agencia Europea de Medicamentos (EMA), 2018).

Para seguir evaluando la ecotoxicidad de los PFHP investigados y estimar si las concentraciones observadas pueden afectar a los ecosistemas marinos, será importante mejorar los datos sobre los organismos marinos de ensayo. Estas iniciativas deben centrarse en los impactos de la toxicidad crónica, que se caracteriza por una exposición a bajas dosis, en estudios a largo plazo, los cuales deben abarcar el comportamiento de las mezclas de sustancias químicas (Deruytter et al., 2017).

12. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

La naturaleza compleja de las mezclas que comprenden los COP y los PFHP, unida al hecho de que, incluso en concentraciones muy bajas, esos compuestos pueden ser tóxicos, hace que sea necesario desarrollar las capacidades analíticas necesarias a escala mundial.

El muestreo y los análisis subsiguientes en mar abierto y en mares costeros y de plataformas deben realizarse de forma sistemática y con garantías de calidad en todo el mundo, y abarcar tanto los COP originales como los nuevos, conforme se detalla en el Convenio de Estocolmo, así como los metales, los PFHP, las sustancias radiactivas, los NOx, los SOx y los hidrocarburos. Aunque se prevén importantes dificultades analíticas, este planteamiento permitirá realizar evaluaciones espaciales y temporales precisas que, en última instancia, servirán para tomar mejores decisiones de gestión con respecto a la utilización de los COP, los PFHP y otros materiales que pueden ser nocivos para el medio marino.

Los COP siguen acumulándose en las regiones polares y en los depredadores superiores, pero ninguno de ellos brinda oportunidades de muestreo sencillas. Por tanto, hay que hacer un mayor esfuerzo para armonizar los planes de vigilancia, de manera que la recogida de muestras para la determinación de las concentraciones de COP se integre en tantos programas como sea posible, especialmente en las regiones que se sabe que se ven afectadas por los COP. Además, es necesario conocer y comprender mejor el movimiento de los COP a través de las redes tróficas. El desarrollo de factores de ampliación trófica debería facilitar la modelización de las concentraciones en las redes tróficas, lo cual proporcionaría indicios sobre las concentraciones probables de COP en especies que son difíciles de muestrear.

La reemergencia es una fuente importante de COP que está contribuyendo a que se mantengan unas concentraciones elevadas de, por ejemplo, PCB. Sin embargo, si se comprenden claramente las rutas y vías a través de las cua-

les los contaminantes llegan al mar, se podrán evaluar y orientar mejor las medidas, se obtendrá información sobre los posibles problemas de reemergencia y existirá la posibilidad de predecir los tiempos de recuperación. Además, una de las principales consideraciones para las evaluaciones futuras debe ser la determinación de las realidades ambientales atribuibles a diversos efectos combinados, en particular, el impacto en el medio ambiente no solo de sustancias individuales o grupos de sustancias, sino también de numerosas sustancias peligrosas modernas con efectos complejos y posiblemente amplificadores.

A lo largo de muchas décadas de análisis, la instrumentación ha mejorado, al igual que la metodología de muestreo y la conservación de las muestras. Sin embargo, a la hora de determinar las tendencias temporales, a menudo se presta más atención a la concentración determinada y se tiene menos en cuenta el correspondiente umbral de detección del instrumento usado con esa muestra. En ese contexto, es necesario considerar los aspectos más técnicos y específicos del análisis (Mangano et al., 2017). Además, para respaldar futuras evaluaciones, será necesario revisar y armonizar los valores mínimos utilizados en los distintos indicadores, a fin de garantizar su pertinencia y aplicación. Asimismo, será beneficioso tener una visión amplia de las nuevas fuentes de contaminantes, en particular las que surgen de

las actividades en alta mar, como los parques eólicos.

Es necesario desarrollar instalaciones de laboratorio que permitan conocer mejor la toxicidad de los COP y los PFHP en los sistemas marinos. Además, es esencial que se establezca una infraestructura para evaluar la contribución de los COP y los PFHP a los impactos acumulativos amplios de los múltiples factores de estrés a los que están expuestas las especies y los hábitats marinos, en particular el cambio climático y la acidificación del océano.

Tal como sucede con otros tipos de control de sustancias peligrosas, la mayoría de los países en desarrollo tiene grandes carencias en cuanto a su capacidad de vigilar las concentraciones de COP, metales, PFHP y radionúclidos en el medio marino.

El Convenio de Minamata sobre el Mercurio entró en vigor el 16 de agosto de 2017 y contiene artículos para ayudar a las partes, en particular en lo que respecta a la creación de capacidad y la asistencia técnica, y también en cuestiones de sanidad, concienciación pública, educación y vigilancia. En julio de 2020, había 113 partes en la Convención.

Además, se deben redoblar los esfuerzos destinados a reducir todas las fuentes de aportación de esas sustancias peligrosas al océano.

Bibliografía

Agencia Europea de Medicamentos (EMA) (2018). Draft Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use. Londres.

Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) (2013). The impact of international shipping on European air quality and climate forcing. EEA Technical report No. 4/2013. www.eea.europa.eu/publications/the-impact-of-international-shipping.

Agencia Internacional de Energía (AIE) (2018a). Offshore Energy Outlook. World Energy Outlook Series. <https://doi.org/10.1787/weo-2018-en>.

_____ (2018b). Oil Information: Overview. www.iea.org/reports/oil-information-overview.

Ahrens, Lutz et al. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japón. *Chemosphere*, vol. 79, No. 3, pp. 266–272.

- Akagi, Tasuku, and Keisuke Edanami (2017). Fuentes of rare earth elements in shells and soft-tissues of bivalves from Tokyo Bay. *Marine Chemistry*, vol. 194, pp. 55–62.
- Al-Ansari, Ebrahim M.A.S., et al. (2017). Mercury accumulation in *Lethrinus nebulosus* from the marine waters of the Qatar EEZ. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 121, Nos. 1–2, pp. 143–153.
- Ali, Aasim M., et al. (2017). Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in effluent-dominated Saudi Arabian coastal waters of the Mar Rojo. *Chemosphere*, vol. 175, pp. 505–513.
- Allen, Heather K., et al. (2010). Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 8, No. 4, pp. 251–259.
- Alo, B., others (2014) Studies and transactions on pollution assessment of the Lagos Lagoon system, Nigeria. In eds. S. Diop et al., *The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa*. Springer International Publishing, Suiza, pp. 65–76. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1>.
- Arnold, Kathryn E., et al. (2014). *Medicating the Environment: Assessing Risks of Pharmaceuticals to Vida silvestre and Ecosystems*. The Royal Society.
- Arpin-Pont, Lauren, et al. (2016). Occurrence of PPCPs in the marine environment: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, No. 6, pp. 4978–4991.
- Aus der Beek, Tim, et al. (2016). *Pharmaceuticals in the Environment: Global Occurrence and Potential Cooperative Action under the Strategic Approach to International Chemicals Management (SAICM)*. Dessau-Roßlau: German Environment Agency.
- Bachman, Melannie J., et al. (2014). Persistent organic pollutant concentrations in blubber of 16 species of cetaceans stranded in the Pacific Islands from 1997 through 2011. *Science of the Total Environment*, vol. 488, pp. 115–123.
- Bakke, Torgeir, et al. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, vol. 92, pp. 154–169.
- Balk, Lennart, et al. (2011). Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production. *PLoS One*, vol. 6, No. 5.
- Balmer, Brian C. et al. (2015). Persistent organic pollutants (POPs) in blubber of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the northern Gulf of México coast, USA. *Science of the Total Environment* vol. 527, pp. 306–312.
- Bau, Michael, and Peter Dulski (1996). Anthropogenic origin of positive gadolinium anomalies in river waters. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 143, Nos. 1–4, pp. 245–255.
- Bebianno, M.J., and M. Gonzalez-Rey (2015). Ecotoxicological risk of personal care products and pharmaceuticals. In *Aquatic Ecotoxicology*, pp. 383–416. Elsevier.
- Benskin, Jonathan P., et al. (2012). Perfluoroalkyl acids in the Atlantic and Canadian Arctic oceans. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, No. 11, pp. 5815–5823.
- Birch, G.F., et al. (2015). Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, Nos. 1–2, pp. 56–66.
- Bodin, Nathalie, et al. (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian ocean. *Chemosphere*, vol. 174, pp. 354–362.
- Boitsov, Stepan, et al. (2019). Levels and temporal trends of persistent organic pollutants (POPs) in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from the southern Barents Sea. *Environmental Research*, vol. 172, pp. 89–97.
- Bou-Rabee, F., et al. (2009). Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in the oil industry (TENORM). A review. *Nukleonika*, vol. 54, No. 1, pp. 3–9.
- Bowman, Katlin L., et al. (2016). Distribution of mercury species across a zonal section of the Eastern Tropical South Pacific. *Marine Chemistry*, vol. 186, pp. 156–166.

- Boxall, Alistair B.A., et al. (2012). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, No. 9, pp. 1221–1229.
- Bratkovics, Stephanie, and Yelena Sapozhnikova (2011). Determination of seven commonly used organic UV filters in fresh and saline waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical Methods*, vol. 3, pp. 2943–2950.
- Bridgestock, Luke, et al. (2016). Return of naturally sourced Pb to Atlantic surface waters. *Nature Communications*, vol. 7, art. 12921.
- Brown, T.J., et al. (2019). *World Mineral Production 2013–17*. British Geological Survey.
- Bu, Qingwei, et al. (2016). Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic environment: challenges and needs. *Emerging Contaminants*, vol. 2, No. 3, pp. 145–147.
- Buesseler, Ken, et al. (2017). Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: transport, fate, and impacts. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, pp. 173–203.
- Butt, Craig M., et al. (2010). Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the Arctic environment. *Science of the Total Environment*, vol. 408, No. 15, pp. 2936–2965.
- Caldwell, Daniel J. (2016). Fuentes of pharmaceutical residues in the environment and their control. In *Pharmaceuticals in the Environment. Issues in Environmental Science and Technology*, No. 41, eds. R.E. Hester and R.M. Harrison, pp. 92–119.
- Camus, L., et al. (2015). Comparison of produced water toxicity to Arctic and temperate species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 113, pp. 248–258.
- Carlsson, Pernilla, et al. (2018). Polychlorinated biphenyls (PCBs) as sentinels for the elucidation of Arctic environmental change processes: a comprehensive review combined with ArcRisk project results. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No. 23, pp. 22499–22528.
- Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR) (2017a). Inputs of Mercury, Cadmium and Lead via Water and Air to the Greater North Sea. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/heavy-metal-inputs/>.
- _____ (2017b). Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/>.
- _____ (2017c). Status and Trend for Heavy Metals (Cadmium, Mercury and Lead) in Sediment. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/metals-sediment/>.
- _____ (2017d). Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium, and Lead) in Fish and Shellfish. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/metals-fish-shellfish/>.
- _____ (2017e). Status and Tendencias in the Levels of ImPOSEX in Marine Gastropods (TBT in Shellfish). OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/imposex-gastropods/>.
- _____ (2018a). Assessment of the Discharges, Spills and Emissions from Offshore Installations on the Norwegian Continental Shelf in 2012–2016.
- _____ (2018b). Assessment of the Discharges, Spills and Emissions from Offshore Installations on the United Kingdom Continental Shelf in 2012–2016.
- _____ (2018c). Annual Report on Discharges of Radioactive Substances from the Non-Nuclear Sector in 2016. www.ospar.org/documents?v=38960.
- Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico (HELCOM) (2013). Thematic Assessment of Long-Term Changes in Radioactivity in the Baltic Sea, 2007-2010. Baltic Sea Environmental Proceedings 135. Helsinki, Finland: HELCOM. <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/>

- [uploads/2018/07/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf](#).
- _____ (2018a). HELCOM Thematic Assessment of Hazardous Substances 2011-2016: Supplementary Report to the 'State of the Baltic Sea' Report. http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf.
- _____ (2018b). Inputs of Hazardous Substances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 161. www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP162.pdf.
- _____ (2018c). Metals HELCOM Core Indicator 2018. HELCOM Core Indicator Report. ISSN: 2343-2543. HELCOM Core Indicator Report. www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/metals/.
- Comité Científico de Investigaciones Oceánicas, Grupo de Trabajo 146 (SCOR-WG146) (2020). Radioactivity in the Ocean, 5 Decades Later (RiO5). First Report of SCOR Working Group #146, September 2015. <https://scor-int.org/group/146/>.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) (2018). Review of Maritime Transport. Naciones Unidas.
- Convenio de Estocolmo (2018). Draft Report on Progress towards the Elimination of Polychlorinated Biphenyls, Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Small Intersessional Working Group on Polychlorinated Biphenyls, Fourth Meeting (First Face-to-Face Meeting), 12–14 December 2018.
- Cossa, Daniel, et al. (2011). Mercury in the Océano Antártico. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 75, No. 14, pp. 4037–4052.
- Cunningham, Patricia A., et al. (2019). Assessment of metal contamination in Arabian/Golfo Pérsico fish: a review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 143, pp. 264–283.
- Dastoor, Ashu P., and Dorothy A. Durnford (2013). Océano Ártico: is it a sink or a Fuente of atmospheric mercury? *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 3, pp. 1707–1717.
- Deruytter, David, et al. (2017). Mixture toxicity in the marine environment: model development and evidence for synergism at environmental concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 36, No. 12, pp. 3471–3479.
- Desforges, Jean-Pierre, et al. (2018). Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*, vol. 361, No. 6409, pp. 1373–1376.
- Dirtu, Alin C., et al. (2016). Contrasted accumulation patterns of persistent organic pollutants and mercury in sympatric tropical dolphins from the south-western Océano Índico. *Environmental Research*, vol. 146, pp. 263–273.
- Du, Juan, et al. (2017). Antibiotics in the coastal water of the South Yellow Sea in china: occurrence, distribution and ecological risks. *Science of the Total Environment*, vol. 595, pp. 521–527.
- El Kateb, Akram, et al., 2020. Impact of industrial phosphate waste discharge on the marine environment in the Gulf of Gabes (Tunisia), *PLoS One*, 17 May 2018.
- Esposito, Mauro, et al. (2018). Total mercury content in commercial swordfish (*Xiphias gladius*) from different FAO fishing areas. *Chemosphere*, vol. 197, pp. 14–19.
- Fair, P.A., et al. (2019). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in edible fish species from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, Estados Unidos de América: exposure and risk assessment. *Environmental Research*, vol. 171, pp. 266–277.
- Fang, Tien-Hsi, et al. (2012). The occurrence and distribution of pharmaceutical compounds in the effluents of a major sewage treatment plant in Northern Taiwan and the receiving coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 7, pp. 1435–1444.
- Federación Internacional de la Industria del Medicamento (FIIM) (2017). The Pharmaceutical Industria and Global Health: Facts and Figures 2017. www.ifpma.org/wp-content/uploads/2017/02/IFP-MA-Facts-And-Figures-2017.pdf

- Fent, Karl, et al. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, vol. 76, No. 2, pp. 122–159.
- Fisch, Kathrin, et al. (2017). Occurrence of pharmaceuticals and UV-filters in riverine run-offs and waters of the German Mar Báltico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, No. 1, pp. 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.057>.
- Fisher, David, et al. (2012). Recent melt rates of Canadian Arctic ice caps are the highest in four millennia. *Global and Planetary Change*, vol. 84, pp. 3–7.
- Fuller, Neil, et al. (2019). Impacts of ionising radiation on sperm quality, DNA integrity and post-fertilisation development in marine and freshwater crustaceans. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 186, 109764.
- Gauss, Michael, et al. (2018). Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Mercury, Benzo(a)pyrene and PVB-153 to the Mar Báltico in 2016. *EMEP/MSC-W Technical Report 1/2018*.
- Gaw, Sally, et al. (2014). Fuentes, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 369, No. 1656, 20130572.
- Global Energy Statistics Yearbook (2018). <https://yearbook.enerdata.net/crude-oil/world-production-statistics.html>.
- Gnandi, Kissao, et al. (2011). Increased bioavailability of mercury in the lagoons of Lomé, Togo: the possible role of dredging. *Ambio*, vol. 40, No. 1, pp. 26–42.
- Godard-Codding, Céline A.J., et al. (2011). Pacific Ocean-wide profile of CYP1A1 expression, stable carbon and nitrogen isotope ratios, and organic contaminant burden in sperm whale skin biopsies. *Environmental Health Perspectives*, vol. 119, No. 3, p. 337.
- González-Gaya, Belén, et al. (2014). Perfluoroalkylated substances in the global tropical and subtropical surface oceans. *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 22, pp. 13076–13084. <https://doi.org/10.1021/es503490z>.
- Gonzalvo, J., et al. (2016.) The Gulf of Ambracia's common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*: a highly dense and yet threatened population. *Advances in Marine Biology*, vol. 75, pp. 259–296.
- Gothwal, Ritu, and Thhatikkonda Shashidhar (2015). Antibiotic pollution in the environment: a review. *Clean–Soil, Air, Water*, vol. 43, No. 4, pp. 479–489.
- Gullberg, Erik, et al. (2011). Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. *PLoS Pathogens*, vol. 7, No. 7, e1002158.
- Gusev, A. (2018). *Atmospheric Deposition of Benzo(a)Pyrene on the Mar Báltico. HELCOM Mar Báltico Environment Fact Sheets*.
- Gusev, A., et al. (2018). Persistent Organic Pollutants: assessment of transboundary pollution on global, regional, and national scales. EMEP Status Report 3/2018, Julio de 2018. http://en.msceast.org/reports/3_2018.pdf.
- Hassan, Hassan, et al. (2019). Baseline concentrations of mercury species within sediments from Qatar's coastal marine zone. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 595–602.
- Hatje, Vanessa, et al. (2014). Determination of rare earth elements after pre-concentration using NO-BIAS-chelate PA-1® resin: method development and application in the San Francisco Bay plume. *Marine Chemistry*, vol. 160, pp. 34–41.
- Hatje, Vanessa, et al. (2018). Trace-metal contaminants: human footprint on the ocean. *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology*, vol. 14, No. 6, pp. 403–408.
- Hatosy, Stephen M., and Adam C. Martiny (2015). The ocean as a global reservoir of antibiotic resistance genes. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 81, No. 21, pp. 7593–7599.

- Hauge, K.H., et al. (2014). Inadequate risk assessments – a study on worst-case scenarios related to petroleum exploitation in the Lofoten area. *Marine Policy*, vol. 44, pp. 82–89.
- He, P., et al. (2013). A summary of global ^{129}I in marine waters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, vol. 294, pp. 537–541.
- Heberer, T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, vol. 131, Nos. 1–2, pp. 5–17.
- Heimbürger, Lars-Eric, et al. (2015). Shallow methylmercury production in the marginal sea ice zone of the central Océano Ártico. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 10318.
- Hermann, L., et al. (2018). Phosphorus processing – potentials for higher efficiency. *Sustainability*, vol. 10, No. 5, art. 1482.
- Hernández, F., et al. (2019). Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 363, pp. 447–456.
- Hong, G.-H., et al. (2011). Applications of anthropogenic radionuclides as tracers to investigate marine environmental processes. In *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, pp. 367–394. Springer.
- Hou, X., et al. (2013). Iodine-129 in seawater offshore Fukushima: distribution, inorganic speciation, sources, and budget. *Environmental Science & Technology*, vol. 47, pp. 3091–3098.
- Hussy, Ines, et al. (2012). Determination of chlorinated paraffins in sediments from the Firth of Clyde by gas chromatography with electron capture negative ionisation mass spectrometry and carbon skeleton analysis by gas chromatography with flame ionisation detection. *Chemosphere*, vol. 88, No. 3, pp. 292–299.
- Ilyin, I., and others (2018). Assessment of heavy metal transboundary pollution on global, regional and national scales. EMEP Status Report 2/2018. http://en.msceast.org/reports/2_2018.pdf.
- International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (2018). The potential for cost-effective air emission reductions from international shipping through designation of further Emission Control Areas in EU waters with focus on the Mar Mediterráneo. Final Report. https://iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Transporte_marítimo_emissions_reductions_main.pdf.
- International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF) (2019). *Oil Tanker Spill Statistics 2018*. www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/Company_Lit/Oil_Spill_Stats_2019.pdf.
- Jamieson, Alan J., et al. (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 3, art. 0051.
- Jeong, Yu-Jin, et al. (2019). Comparing levels of perfluorinated compounds in processed marine products. *Food and Chemical Toxicology*.
- Jepson, Paul D., and Robin J. Law (2016) Persistent pollutants, persistent threats. *Science*, vol. 352, No. 6292, pp.1388–1389.
- Jepson, Paul D., et al. (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports*, vol. 6, 18573.
- Jiménez, S., et al. (2018). State of the art of produced water treatment. *Chemosphere*, vol. 192, pp. 186–208.
- Japan Nuclear Fuel Limited (JNFL) (2020). Reprocessing (www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing) (accessed 20 July 2020).
- Jonsson, Sofi, et al. (2017). Terrestrial discharges mediate trophic shifts and enhance methylmercury accumulation in estuarine biota. *Science Advances*, vol. 3, No. 1, e1601239.
- Josefsson, Sarah (2018). *Hexaklorbensen i Svenska Sediment 1986–2015*.
- Josefsson, Sarah, and Anna Apler (2019). *Miljöförändringar i Utsjösediment–Geografiska Mönster Och Tidstrender*.
- Kallenborn, Roland, et al. (2018). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Arctic environments: indicator contaminants for assessing local and remote anthropogenic sources in a pristine

- ecosystem in change. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No.33, pp. 33001–33013.
- Karl, M., et al. (2019). Impact of a nitrogen emission control area (NECA) on the future air quality and nitrogen deposition to seawater in the Mar Báltico region. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 19, No. 3, pp. 1721–1752. <https://doi.org/10.5194/acp-19-1721-2019>.
- Kenna, Timothy C., et al. (2012). Intercalibration of selected anthropogenic radionuclides for the GEOTRACES program. *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 10, No. 8, pp. 590–607.
- Klatte, Stephanie, et al. (2017). Pharmaceuticals in the environment – a short review on options to minimize the exposure of humans, animals and ecosystems. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, vol. 5, pp. 61–66.
- Koski, M., et al. (2017). Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa*. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 374–385.
- Kötke, Danijela, et al. (2019). Prioritised pharmaceuticals in German estuaries and coastal waters: occurrence and environmental risk assessment. *Environmental Pollution*, vol. 255, Part I, 113161.
- Kulaksiz, Serkan, and Michael Bau (2007). Contrasting behaviour of anthropogenic gadolinium and natural rare earth elements in estuaries and the gadolinium input into the Mar del Norte. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 260, Nos. 1–2, pp. 361–371.
- Lee, Jong-Mi, et al. (2015). Impact of anthropogenic Pb and ocean circulation on the recent distribution of Pb isotopes in the Indian ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 170, pp. 126–144.
- Li, Jing, et al. (2017). Organophosphate esters in air, snow, and seawater in the Atlántico septentrional and the Arctic. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6887–6896.
- Liang, Ximei, et al. (2013). The distribution and partitioning of common antibiotics in water and sediment of the Pearl River Estuary, South China. *Chemosphere*, vol. 92, No. 11, pp. 1410–1416.
- Lindgren, J. Fredrik, et al. (2012). Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 3, pp. 595–601.
- Loos, Robert, et al. (2010). Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*, vol. 44, No. 14, pp. 4115–4126.
- _____ (2013). Analysis of polar organic contaminants in surface water of the northern Adriatic Sea by solid-phase extraction followed by ultrahigh-pressure liquid chromatography–QTRAP® MS using a hybrid triple-quadrupole linear ion trap instrument. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 405, No. 18, pp. 5875–5885.
- Ma, Yuxin, et al. (2017). Organophosphate ester flame retardants and plasticizers in ocean sediments from the North Pacific to the Océano Ártico. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 7, pp. 3809–3815.
- _____ (2018). Concentrations and water mass transport of legacy pops in the Océano Ártico. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 23, pp. 12972–12981.
- Madigan, Daniel J., et al. (2012). Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japón to California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 24, pp. 9483–9486.
- Magnér, Jörgen, et al. (2010). Application of a novel solid-phase-extraction sampler and ultra-performance liquid chromatography quadrupole-time-of-flight mass spectrometry for determination of pharmaceutical residues in surface sea water. *Chemosphere*, vol. 80, No. 11, pp. 1255–1260.
- Malakoff, David (2014). *Chemical Atlas Shows Where Seas Are Tainted – And Where They Can Bloom*. American Association for the Advancement of Science.
- Mangano, Maria Cristina, et al. (2017). Monitoring of persistent organic pollutants in the polar regions: knowledge gaps & gluts through evidence mapping. *Chemosphere*, vol. 172, pp. 37–45.

- Marsili, Letizia, et al. (2018). Persistent organic pollutants in cetaceans living in a hotspot area: the Mar Mediterráneo. In *Marine Mammal Ecotoxicology*, pp. 185–212. Elsevier.
- Mason, Robert P., et al. (2017). The air-sea exchange of mercury in the low latitude Pacific and Atlantic Oceans. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 122, pp. 17–28.
- McCann, Clare M., et al. (2019). Understanding drivers of antibiotic resistance genes in High Arctic soil ecosystems. *Environment International*, vol. 125, pp. 497–504.
- McDonough, Carrie A., et al. (2018). Dissolved organophosphate esters and polybrominated diphenyl ethers in remote marine environments: Arctic surface water distributions and net transport through Fram Strait. *Environmental Science & Technology*, vol. 52, No. 11, pp. 6208–6216.
- Men, Wu, et al. (2015). Radioactive status of seawater in the northwest Pacific more than one year after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 7757.
- Mohammed, Azad, et al., 2012. Metals in sediments and fish from Sea Lots and Point Lisas Harbors, Trinidad and Tobago. *Marine Pollution Bulletin* vol. 64, No. 1, pp. 169–173.
- Molins-Delgado, Daniel, et al. (2017). UV filters and benzotriazoles in urban aquatic ecosystems: the footprint of daily use products. *Science of the Total Environment*, vol. 601, pp. 975–986.
- Moodley, Leon, et al. (2018). Effects of low crude oil chronic exposure on the northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 500, pp. 120–131.
- Moreno-González, R., et al. (2015). Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterráneo coastal lagoon (SE España). *Environmental Research*, vol. 138, pp. 326–344.
- Munson, Kathleen M., et al. (2015). Mercury species concentrations and fluxes in the central tropical Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, No. 5, pp. 656–676.
- Na, Guangshui, et al. (2013). Occurrence, distribution, and bioaccumulation of antibiotics in coastal environment of Dalian, China. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 69, pp. 233–240.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 17: Transporte marítimo. En *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 20: Aportaciones costeras, fluviales y atmosféricas desde la tierra. En *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press
- National Research Council and Transportation Research Board (2003). *Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10388>.
- Nödler, Karsten, et al. (2014). Polar organic micropollutants in the coastal environment of different marine systems. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 85, No. 1, pp. 50–59.
- Ogata, Tomoya, and Yasutaka Terakado (2006). Rare earth element abundances in some seawaters and related river waters from the Osaka Bay area, Japón: significance of anthropogenic Gd. *Geochemical Journal*, vol. 40, No. 5, pp. 463–474.
- Olmer, Naya, et al. (2017). Greenhouse gas emissions from global shipping, 2013–2015. *The International Council on Clean Transportation*, 38 pp.
- Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) (1995). Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS), IAEA-TECDOC-838, OIEA, Viena.
- _____ (2005). Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS): radionuclide levels in oceans and seas, IAEA-TECDOC-1429, OIEA, Viena.

- _____ (2015). Inventory of Radioactive Material Resulting from Historical Dumping, Accidents and Losses at Sea. TECDOC Series 1776. Viena: OIEA. www.iaea.org/publications/10925/inventory-of-radioactive-material-resulting-from-historical-vertidos-accidents-and-losses-at-sea.
- _____ (2019a). Power reactor information system (PRIS) database. Consultado el 14 de octubre de 2019. (www.iaea.org/resources/databases/power-reactor-information-system-pris).
- _____ (2019b). Events and highlights on the progress related to recovery operations at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Consultado el 17 de julio de 2020. (www.iaea.org/sites/default/files/19/09/events-and-highlights-july-2019.pdf).
- Otosaka, S., et al. (2018). Distribution and fate of ¹²⁹I in the seabed sediment off Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 192, pp. 208–218.
- Organización Marítima Internacional (OMI) (2019). Construction Requirements for Oil Tankers – Double Hulls. www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/constructionrequirements.aspx.
- Pampanin, Daniela M., et al. (2017). DNA adducts in marine fish as biological marker of genotoxicity in environmental monitoring: the way forward. *Marine Environmental Research*, vol. 125, pp. 49–62.
- Paul, Maxence, et al. (2015). Tracing the Agulhas leakage with lead isotopes. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 20, pp. 8515–8521.
- Pazdro, Ksenia, et al. (2016). Analysis of the residues of pharmaceuticals in marine environment: state-of-the-art, analytical problems and challenges. *Current Analytical Chemistry*, vol. 12, No. 3, pp. 202–226.
- Pedreira, Rodrigo M.A., et al. (2018). Tracking hospital effluent-derived gadolinium in Atlantic coastal waters off Brasil. *Water Research*, vol. 145, pp. 62–72.
- Pereira, Camilo D. Seabra, et al. (2016). Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment*, vol. 548, pp. 148–154.
- Picot-Groz, M., et al. (2014). Detection of emerging contaminants (UV filters, UV stabilizers and musks) in marine mussels from Portuguese coast by QuEChERS extraction and GC–MS/MS. *Science of The Total Environment*, vol. 493, pp. 162–69. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.062>.
- Pinzone, Marianna, et al. (2015). POPs in free-ranging pilot whales, sperm whales and fin whales from the Mar Mediterráneo: influence of biological and ecological factors. *Environmental Research*, vol. 142, pp. 185–196.
- Power Engineering International (PEI) (2019). *World's First Floating Nuclear Power Unit Set to Start Operations*. www.powerengineeringint.com/nuclear/reactors/world-s-first-floating-nuclear-power-unit-set-to-start-operatiing.
- Powers, Maria (2008). Vetting – selected legal aspects of the vessel selection process: with special focus on seaworthiness, duty of care and charter party vetting clauses. PhD Thesis, Faculty of Law, Lund University.
- Praca, Emilie, et al. (2011). Toothed whales in the northwestern Mediterráneo: insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* vol. 62, No. 5, pp. 1058–1065.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2019). Global Mercury Assessment 2018. PNUMA.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente e Instituto de las Naciones Unidas para Formación Profesional e Investigaciones (PNUMA y UNITAR) (2018). PCB: A Forgotten Legacy. 2028: Final Elimination of PCB. PNUMA.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo (PNUMA, PAM) (2012a). Initial integrated assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling step 3 of the ecosystem approach process. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo, Atenas.

- _____ (2012b). State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo, Atenas.
- PNUMA, PAM, Programa coordinado de vigilancia continua e investigación de la contaminación en el Mediterráneo (MED POL) (2011a). Hazardous substances in the Mediterranean: a spatial and temporal assessment. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo, Atenas.
- _____ (2011b). Analysis of trend monitoring activities and data for the MED POL Phase III and IV (1999–2010). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo, Atenas.
- Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP) (2015). Temporal trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic. ISBN – 978-82-7971-100-1.
- Qin, Xiaofei, et al. (2016). Seasonal variation of atmospheric particulate mercury over the East China Sea, an outflow region of anthropogenic pollutants to the open Pacific Ocean. *Atmospheric Pollution Research*, vol. 7, No. 5, pp. 876–883.
- Richardson, Susan D., and Thomas A. Ternes (2011). Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*, vol. 83, No. 12, pp. 4614–4648.
- Rivera-Utrilla, José, et al. (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water: a review. *Chemosphere*, vol. 93, No. 7, pp. 1268–1287.
- Robinson, Kelly J., et al. (2018). Persistent organic pollutant burden, experimental POP exposure, and tissue properties affect metabolic profiles of blubber from gray seal pups. *Environmental Science & Technology*, vol. 52, No. 22, pp. 13523–13534.
- Rodil, Rosario, et al. (2012). Transformation of phenazone-type drugs during chlorination. *Water Research*, vol. 46, No. 7, pp. 2457–2468.
- Roig, Benoit (2010). *Pharmaceuticals in the Environment*. IWA publishing.
- Rose, Alani, et al. (2017). Modeling and Risk Assessment of Persistent, Bioaccumulative and Toxic (PBT) Organic Micropollutants in the Lagos Lagoon. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol. 2, No. 2, pp. 22–26.
- Rubarth, Janne, et al. (2011). Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Mar Báltico: new findings from their distribution in 10 different tissues. *Environmental Chemistry*, vol. 8, No. 4, pp. 419–428.
- Rusiecka, D., et al. (2018). Anthropogenic signatures of lead in the Northeast Atlantic. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 6, pp. 2734–2743. <https://doi.org/10.1002/2017GL076825>.
- Sanderson, Hans, et al. (2003). Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening. *Toxicology Letters*, vol. 144, No. 3, pp. 383–395.
- Sanial, Virginie, et al. (2017). Unexpected Fuente of Fukushima-derived radiocesium to the coastal ocean of Japón. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 42, pp. 11092–11096.
- Schlitzer, Reiner (2020). Ocean Data View. <https://odv.awi.de>.
- Schlosser, Christian, et al. (2016). Distribution and cycling of lead in the high and low latitudinal Atlantic Ocean. American Geophysical Union, Ocean Sciences Meeting 2016, abstract No. CT14B–0130.
- _____ (2019). Distribution of dissolved and leachable particulate Pb in the water column along the GEO-TRACES section GA10 in the South Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 148, pp. 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.05.001>.
- Shamsudheen, S.V., et al. (2015). Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and PCBs to the Mar Báltico in 2013. *EMEP/MSC-W Technical Report*, vol. 2.

- Singh, Surendra (2019). Russia wants to jointly develop small, medium-sized N-plants, including floating N-station, with India. *Times of India*. Accessed 21 November 2019.
- Sköld, Ola (2000). Sulfonamide resistance: mechanisms and trends. *Drug Resistance Updates*, vol. 3, No. 3, pp. 155–160.
- Smith, John N., et al. (2015). Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 5, pp. 1310–1315.
- Soerensen, Anne L., et al. (2016). A mass budget for mercury and methylmercury in the Océano Ártico. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, No. 4, pp. 560–575.
- Sühring, Roxana, et al. (2016). Organophosphate esters in Canadian Arctic air: Occurrence, levels and trends. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 14, pp. 7409–7415.
- Sun, Caoxin (2015). Persistent organic pollutants in the Arctic, Atlantic and Pacific Oceans. PhD Thesis, University of Rhode Island.
- Sun, Yu-Xin, et al. (2014). Persistent organic pollutants in marine fish from Yongxing Island, South China Sea: levels, composition profiles and human dietary exposure assessment. *Chemosphere*, vol. 98, pp. 84–90.
- _____ (2017). Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: levels, biomagnification and dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 413–419.
- Suzuki, T., and others (2018). Vertical distribution of ¹²⁹I released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in the Kuroshio and Oyashio current areas. *Marine Chemistry*, vol. 204, pp. 163–171.
- Tamura, Ikumi, et al. (2017). Contribution of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) to whole toxicity of water samples collected in effluent-dominated urban streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 144, pp. 338–350.
- Tanouayi, Gnon, et al. (2016). Distribution of Fluoride in the Phosphorite Mining Area of Hahotoe–Kpogame (Togo). *Journal of Health and Pollution*, vol. 6, No. 10, pp. 84–94.
- Taylor, David (2016). The pharmaceutical industry and the future of drug development. In *Pharmaceuticals in the Environment. Issues in Environmental Science and Technology*, vol. 41, pp. 1–33, eds. R.E. Hester and R.M. Harrison.
- Teuchies, J., et al. (2020). The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports. *Environmental Sciences Europe*, vol. 32, No. 1, art. 103.
- Theobald, Norbert, et al. (2011). Occurrence of perfluorinated organic acids in the North and Baltic seas. Part 1: distribution in sea water. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 18, No. 7, pp. 1057–1069.
- Turner, David R., et al. (2017). Transporte marítimo and the environment: smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences. *Elementa-Science of the Anthropocene*, vol. 5.
- Unión Europea (UE) (2018). Report on the implementation and compliance with Directive (EU) 2016/802 which is transposing MARPOL Annex VI requirements into EU law. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52018DC0188>.
- Vanderford, Brett J., et al. (2003). Analysis of endocrine disruptors, pharmaceuticals, and personal care products in water using liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, vol. 75, No. 22, pp. 6265–6274.
- Verlicchi, Paola, et al. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – a review. *Science of the Total Environment*, vol. 429, pp. 123–155.
- Vorkamp, Katrin, et al. (2019). Current-use halogenated and organophosphorous flame retardants: a review of their presence in Arctic ecosystems. *Emerging Contaminants*, vol. 5, pp. 179–200.

- Wagner, Charlotte C., et al. (2019). A global 3-D ocean model for PCBs: benchmark compounds for understanding the impacts of global change on neutral persistent organic pollutants. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 33, No. 3, pp. 469–481.
- Wang, Guang, et al. (2010). Hexachlorobenzene sources, levels and human exposure in the environment of China. *Environment International*, vol. 36, No. 1, pp. 122–130.
- Webster, Lynda, et al. (2014). Halogenated persistent organic pollutants in relation to trophic level in deep sea fish. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 88, Nos. 1–2, pp. 14–27.
- Weigel, Stefan, et al. (2004). Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Noruega with emphasis on ibuprofen and its metabolites. *Chemosphere*, vol. 56, No. 6, pp. 583–592.
- Wiberg, K., et al. (2013). *Managing the dioxin problem in the Baltic region with focus on sources to air and fish*. Swedish Environmental Protection Agency Report 6566.
- World Nuclear Association (WNA) (2020). Country profiles. 2020. www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles.aspx
- Wu, Jian-Lin, et al. (2007) Triclosan determination in water related to wastewater treatment. *Talanta*, vol. 72, pp. 1650–1654.
- Wu, Junwen, et al. (2019). Plutonium in the western North Pacific: transport along the Kuroshio and implication for the impact of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Chemical Geology*, vol. 511, pp. 256–264.
- Xu, Weihai, et al. (2013). Antibiotics in riverine runoff of the Pearl River Delta and Pearl River Estuary, China: concentrations, mass loading and ecological risks. *Environmental Pollution*, vol. 182, pp. 402–407.
- Yeung, Leo W.Y., et al. (2017). Vertical profiles, sources, and transport of PFASs in the Océano Ártico. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6735–6744.
- Ytreberg, E., et al. (2019). Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Mar Báltico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 316–324.
- Zhang, Ruijie, et al. (2013a). Antibiotics in the offshore waters of the Bohai Sea and the Yellow Sea in China: occurrence, distribution and ecological risks. *Environmental Pollution*, vol. 174, pp. 71–77.
- Zhang, Ruijie, et al. (2013b). Occurrence and risks of antibiotics in the coastal aquatic environment of the Yellow Sea, North China. *Science of the Total Environment*, vol. 450, pp. 197–204.
- Zhang, Xianming, et al. (2017). Atlántico septentrional Deep Water formation inhibits high Arctic contamination by continental perfluorooctane sulfonate discharges. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 31, No. 8, pp. 1332–1343.
- Zhang, Ying, et al. (2016). Environmental characteristics of polybrominated diphenyl ethers in marine system, with emphasis on marine organisms and sediments. *BioMed Research International*, vol. 2016, art. 1317232.
- Zhu, Yanbei, et al. (2004). Gadolinium anomaly in the distributions of rare earth elements observed for coastal seawater and river waters around Nagoya City. *Bulletin of the Chemical Society of Japón*, vol. 77, No. 10, pp. 1835–1842.

Capítulo 12

Cambios de la introducción y la distribución de desechos sólidos, excepto los materiales de dragado, en el medio marino

Contribuidores: François Galgani (detritos marinos) y Aleke Stöfen-O'Brien (vertidos) (coordinadores), Archis Ambulkar, Maurizio Azzaro, Maria João Bebianno (responsable), Joan Bondareff, Huw Griffiths, Martin Hasselov, Christos Ioakeimidis, Jenna Jambeck, Paula Keener, Fernanda de Oliveira Lana, Iryna Makarenko, Chelsea Rochman, Qamar Schuyler, Paula Sobral, Ca Thanh Vu (corresponsable), Konstantinos Topouzelis, Dick Vethaak, Penny Vlahos, Juying Wang (corresponsable) y Judith Weis.

Ideas clave

- Los plásticos representan en la actualidad la mayor parte de la basura marina o detritos marinos.
- La mayor parte de la basura marina procede de fuentes terrestres, como consecuencia de las malas prácticas de gestión de desechos, especialmente en algunas regiones rurales y en desarrollo.
- La basura marina está presente en todos los hábitats marinos y afecta al medio ambiente y a los organismos marinos a través del enredo, la ingestión y el transporte de especies invasoras.
- La cantidad de basura marina está aumentando en las zonas remotas y despobladas.
- Se necesitan series cronológicas para evaluar y vigilar los impactos de la basura marina, incluidos los microplásticos y nanoplásticos.
- Aunque se observa una tendencia decreciente, es necesario armonizar la presentación de informes sobre los vertidos en el mar.

1. Actividades que producen basura marina, incluidos plásticos, aparejos de pesca abandonados, micropartículas y nanopartículas, y estimaciones de las fuentes en tierra, buques e instalaciones mar adentro

1.1. Introducción

El término “basura marina” se refiere a cualquier material sólido persistente, fabricado o procesado, que se deseché, elimine o abandone en entornos marinos y costeros (Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP), 2019) y abarca una gama extremadamente amplia de materiales, cuyos tamaños van desde la megabasura (> 1 m) a la megabasura (> 25 mm), la mesobasura (> 5 mm), la microbasura (> 1 µm) y la nanobasura (< 1 µm). Se clasifica según la naturaleza del material, como plástico, metal, vidrio, goma o madera, o según las fuentes o usos, como aparejos de pesca, gránulos industriales, artículos sanitarios y productos de plástico desechable. El plástico, definido como polímeros sintetizados a partir de moléculas de hidrocarburos o biomasa con propiedades termoplásticas o termofraguables, constituye el principal componente de la basura marina y presenta una amplia gama de propiedades, formas y composiciones (GESAMP, 2016).

En 2018 se generaron aproximadamente 348 millones de toneladas de desechos plásticos en todo el mundo (PlasticsEurope, 2019) y las cantidades anuales que entraban en el océano eran del orden de entre 4,8 y 12,7 millones de toneladas, según datos de 2010 (Jambeck et al., 2015).

La basura marina es más evidente en las costas, donde se acumula por la acción de las corrientes, las olas y los vientos y por la desembocadura de los ríos. Sin embargo, la basura marina, principalmente de plástico, también se encuentra en la superficie del océano en zonas convergentes (giros oceánicos), en la columna de agua, en el fondo marino y en asociación con la biota marina, donde puede causar daños (Barnes et al., 2009).

En la presente sección se ofrece una sólida descripción de los cambios del estado de la basura marina, incluidas las principales características específicas de cada región, y se describen las consecuencias de esos cambios para las comunidades humanas, la economía y el bienestar.

1.2. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017a) solo se ofrecía una descripción limitada de las fuentes, el destino, el transporte, la degradación y los impactos de la basura marina. Los impactos económicos y las medidas de reducción no se consideraban en profundidad, debido a la falta de información y conocimientos sobre la basura marina, incluida su extensión espacial y temporal. No figuraba en la Evaluación una consideración de las zonas remotas o ultra profundas ni de las fuentes y flujos específicos de tipos concretos de basura marina (p. ej., los aportes fluviales, las aguas residuales y los aportes atmosféricos de microplásticos) y no se examinaban sus impactos. Sin embargo, más recientemente han comenzado a realizarse exámenes sustanciales, como resultado del aumento del número de estudios y amplios análisis que han puesto de relieve que, por ejemplo, más de 1.400 especies se habían visto afectadas por la basura marina hasta 2019 (Claro et al., 2019).

De manera similar, en la primera Evaluación apenas se analizaron los microplásticos, que son partículas poliméricas de menos de 5 mm (límite superior) y más de 1 μm , según la definición del Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP, 2019), y solo se hizo referencia a los microplásticos primarios, elaborados para ser microplásticos, y al hecho de que los trozos de plástico de mayor tamaño se rompían en trozos más pequeños (microplásticos secundarios).

1.3. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020

La basura marina está presente en todos los hábitats marinos, desde las zonas densamente pobladas hasta las regiones remotas (Barnes et al., 2009), desde las playas y las aguas poco profundas hasta las fosas de las profundidades marinas (Pierdomenico et al., 2019). La mayor

parte tiene su origen en tierra (GESAMP, 2016; 2019), como aguas residuales, desbordamientos de alcantarillas combinadas, usos recreativos en tierra firme, eliminación de desechos sólidos, descargas y vertidos inapropiados o ilegales, vertederos de desechos mal gestionados y escorrentías (véase la figura I). Se estima que más de 1 millón de toneladas de desechos plásticos entran en el océano cada año a través de los ríos y los 20 ríos más contaminantes, situados en su mayoría en Asia, representan un gran porcentaje del total mundial (Lebreton et al., 2017; Van Emmerick et al., 2018; Schmidt et al., 2017). La contaminación plástica también entra en el medio ambiente marino como resultado de las deficiencias de las infraestructuras de control de desechos y los microplásticos procedentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales podrían llegar hasta 10 millones de partículas/ m^3 (Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA), 2019). Los aportes resultantes de eventos extremos y desastres naturales, como huracanes, inundaciones, terremotos y tsunamis, junto con los accidentes, pueden alcanzar millones de toneladas cada año y tienen una magnitud comparable a la de los aportes regulares procedentes de tierra firme (Murray et al., 2018).

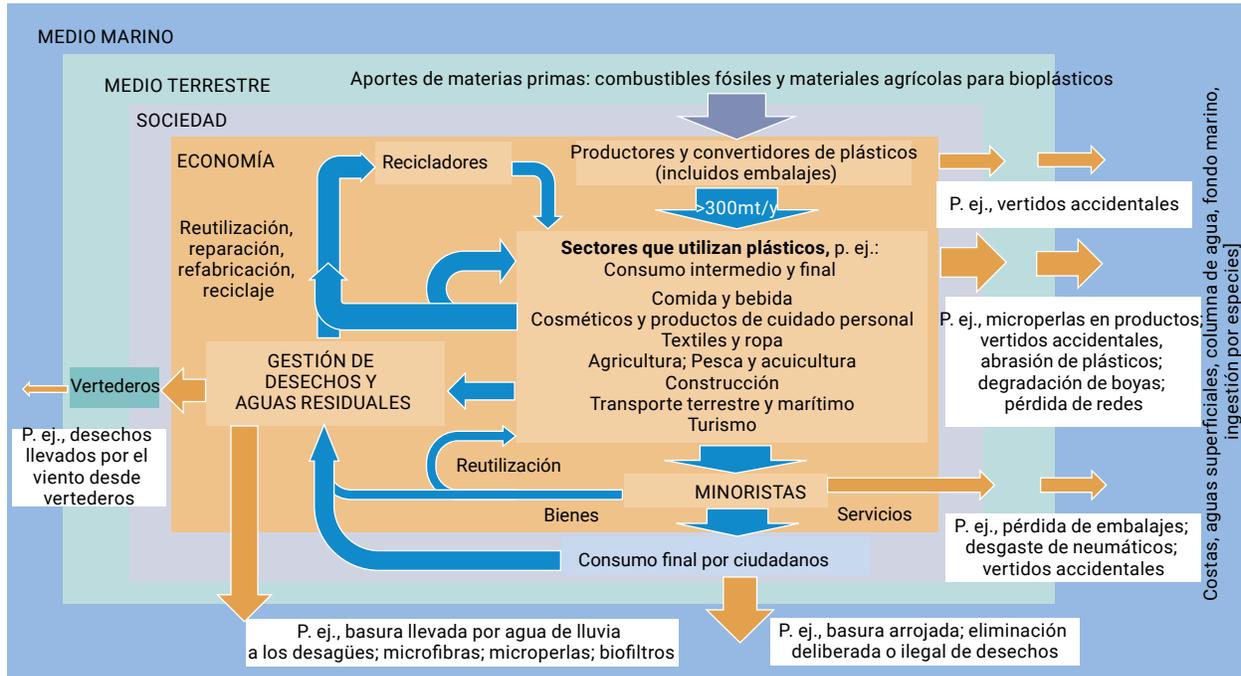
Los productos de plástico desechable son los que más contribuyen a la basura marina (Addamo et al., 2017). Se estima que cada año se consumen en todo el mundo entre 1 y 5 billones de bolsas de plástico (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2018). Las restantes fuentes de basura marina pueden atribuirse al transporte marítimo, la exploración industrial y las plataformas petrolíferas en alta mar, la pesca y la acuicultura (GESAMP, 2016; 2019), así como a la pérdida y la eliminación intencionada de, por ejemplo, contenedores, lastre y cargas. En las pesquerías de uso frecuente, la basura marina de gran tamaño está compuesta en su totalidad por aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados (Pham et al., 2014). No se conoce bien la magnitud de esa basura, aunque existen algunas estimaciones (p. ej., 640.000 toneladas al año, según Macfadyen et al. (2009)) y se sabe que alrededor del 70 % (en peso) de los macroplásticos flotantes en

mar abierto están relacionado s con la pesca (Eriksen et al., 2014). También se estima que cada año se pierden en todo el mundo el 5,7 %

de todas las redes de pesca, el 8,6 % de todas las nasas y el 29 % de todos los sedales (Richardson et al., 2019).

Figura I

Plásticos: producción, uso por sectores, uso final por los ciudadanos y flujos de vuelta a la economía o al medio ambiente



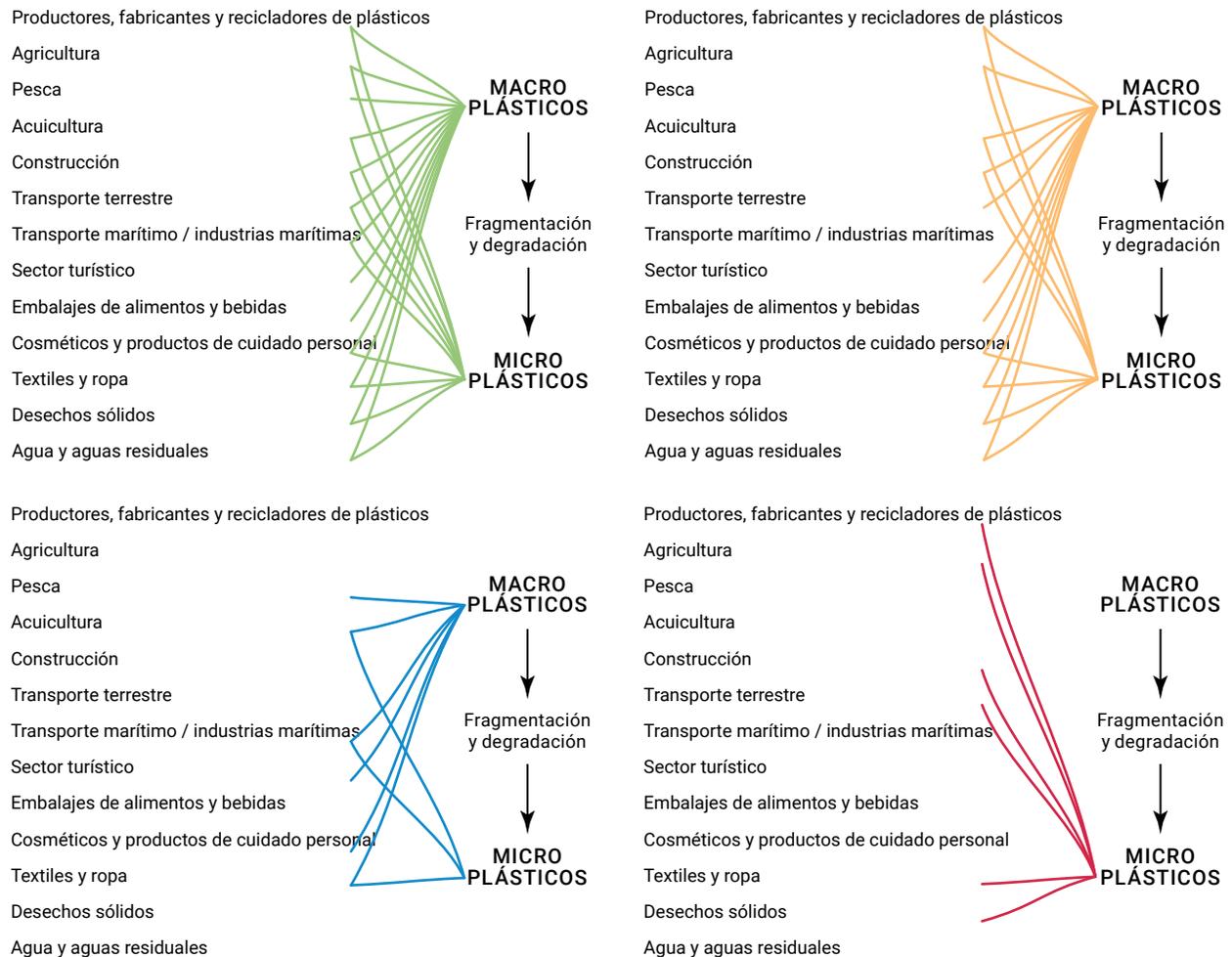
Fuente: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2017).

Los microplásticos primarios, como las microperlas o los granulos industriales, entran directamente en el medio marino, mientras que los microplásticos secundarios son el resultado de la meteorización, la abrasión y la fragmentación de productos de plástico desechable (p. ej., cubiertos, bandejas, pajitas, colillas de cigarrillos, tapas y tapones, botellas de plástico y bolsas de la compra), textiles y prendas de vestir sintéticas, revestimientos y pinturas, y neumáticos (véase la figura II). Estudios recientes sugieren que el transporte atmosférico y la deposición de microplásticos también pueden ser una vía importante (Rochman, 2018).

Entre los impactos más comunes de la basura marina en la vida marina se encuentran el enredo y la ingestión de basura marina de plástico (GESAMP, 2016; 2019). El enredo representa una amenaza principalmente para los animales

marinos más grandes, como los depredadores superiores. La ingestión es común en una gama más amplia de organismos marinos, como mamíferos marinos, tortugas, aves marinas, peces y especies de invertebrados, dado que los plásticos pueden tener diversos tamaños. Otros impactos de los desechos marinos de plástico son los cambios de las comunidades marinas, debido a que algunas estructuras actúan como nuevos hábitats (Reisser et al., 2014) en varios niveles de organización biológica (Rochman et al., 2018) o por la infestación del medio marino por especies no autóctonas, las proliferaciones de algas nocivas y los patógenos dispersos en los restos flotantes antropogénicos (Carlton et al., 2017); Viršek et al., 2017). Como resultado, puede aumentar el intercambio genético de las bacterias y la propagación de la resistencia a los antibióticos (Arias-Andrés et al., 2018).

Figura II
Fuentes del plástico que llega al medio ambiente marino a través de ríos (verde), costas (naranja) y aportaciones directas (azul) y a través de la atmósfera (rojo).



Fuente: Adaptado de GESAMP (2016).

La basura marina plástica también asfixia y daña a los organismos bentónicos. El impacto potencial no solo se da en los organismos, sino también a nivel de las poblaciones y los ecosistemas (Rochman et al., 2016). La Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas confirmó el impacto negativo de los plásticos en la biodiversidad y los posibles desequilibrios y perturbaciones de la diversidad de los ecosistemas (Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas, 2019). Después del tsunami que tuvo lugar en el Japón en 2011, 289 especies de macrofauna

y macroflora fueron transportadas en restos flotantes hasta América del Norte en solo seis años (Carlton et al., 2017), un suceso muy poco común y que podría tener posibles consecuencias a largo plazo (Murray et al., 2018).

Además de ser contaminantes físicos, los plásticos y microplásticos suelen contener aditivos químicos, como ftalatos y retardantes de llama bromados (véase el capítulo 11), y capturan otros contaminantes. Los estudios de laboratorio demuestran que los microplásticos dañan a los organismos y poblaciones en concentraciones más altas que las que se encuentran en la naturaleza. Sin embargo, los datos disponibles más fiables sugieren que los microplásticos no

suponen todavía un riesgo ecológico generalizado (pero sí un riesgo para los organismos individuales), excepto en algunos sedimentos y aguas costeras (SAPEA, 2019).

La salud humana es una preocupación primordial, a pesar de que se conocen bastante poco los impactos, como lesiones y accidentes, a través de la posible contaminación tras una posible liberación de sustancias químicas (SAPEA, 2019) o como consecuencia de la presencia de microplásticos en los mariscos, y hay pocos estudios adecuados de evaluación de riesgos. Esas preocupaciones pueden hacer que las personas cambien su comportamiento (p. ej., los hábitos turísticos o la reducción del consumo de mariscos).

Desde la primera Evaluación se han obtenido más datos y, en consecuencia, los estudios de modelización, las evaluaciones de los aportes fluviales, las nuevas tecnologías, como los sensores automatizados, incluidos los sensores aéreos y los satélites, y los nuevos enfoques ecosistémicos, como las evaluaciones de riesgos para las especies y comunidades marinas (Everaert et al., 2018) están mejorando la comprensión de la forma en que la basura y los plásticos marinos, en particular los nanoplásticos y los microplásticos, pueden causar daños.

Para apoyar mejor las evaluaciones y la vigilancia, los nuevos enfoques técnicos, que utilizan instrumentos como vehículos teledirigidos, sistemas remotos y sensores automatizados (Maximenko et al., 2019), y los nuevos indicadores pueden contribuir a la puesta en práctica de la vigilancia armonizada de las tendencias relativas a la basura marina y mejorar la eficiencia de los enfoques y medidas mundiales (GESAMP, 2019). La tecnología de teleobservación es el único enfoque que puede utilizarse para vigilar grandes zonas costeras o de mar abierto en varias resoluciones espaciales y contribuir así a cumplir los requisitos del indicador 14.1.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.¹ Las agencias espaciales están considerando la posibilidad de utilizar métodos ópticos y de teleobservación para la realización de pruebas

y su posible aplicación en la vigilancia habitual (Topouzelis et al., 2019; Martínez-Vicente et al., 2019). En lo que respecta a la comprensión de los efectos de los plásticos en la vida silvestre y el medio ambiente, la evaluación de riesgos también es una herramienta prometedora, ya que contribuye a elaborar modelos de las interacciones entre las especies animales y el plástico. Ese enfoque se está utilizando cada vez más, aunque es necesario seguir trabajando en la cuantificación del efecto de las interacciones, en particular en lo que respecta a la letalidad y la subletalidad (p. ej., los cambios de la alimentación, la reproducción y el crecimiento) de los plásticos ingeridos (Schuyler et al., 2016; Wilcox et al., 2018).

1.4. Principales cambios y consecuencias regionales

Muchos programas de mares regionales han elaborado estrategias o planes temáticos en relación con la basura marina. El Grupo de Trabajo sobre Indicadores de Mares Regionales, que se ha creado en el marco de los convenios, protocolos y planes de acción relativos a los mares regionales del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), ha elaborado un conjunto básico de 22 indicadores con respecto a la basura marina de los mares regionales. Se está trabajando en la elaboración de metodologías comunes para los indicadores, sobre la base de los programas de vigilancia de cada región (GESAMP, 2019). Algunos convenios, instrumentos u órganos relativos a los mares regionales (p. ej., el Órgano de Coordinación sobre los Mares de Asia Oriental, el Convenio para la Prevención de la Contaminación Marina Provocada por Vertidos desde Buques y Aeronaves, la Convención para la Protección y Preservación del Medio Marino contra la Contaminación proveniente de Fuentes Terrestres y el Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y el Desarrollo Sostenible de las Zonas Costeras del Mediterráneo) han actualizado o están considerando la posibilidad de actualizar los planes de acción para incluir las instalaciones de recepción por-

¹ Véanse las resoluciones de la Asamblea General 70/1 y 71/313, anexo.

tuaria a fin de gestionar mejor las cuestiones administrativas y jurídicas y hacer cumplir, controlar y vigilar los sistemas, la infraestructura y las alternativas de recogida y tratamiento de los desechos generados por los buques. En el cuadro 1 se ofrece una sinopsis del estado de los conocimientos con respecto a las diversas cuencas de los océanos mundiales.

1.5. Tendencias

Sigue siendo difícil comprender los factores asociados a los cambios de las cantidades y el impacto de la basura marina y la magnitud de esos cambios, como consecuencia de la falta de normalización de los métodos de recogida y análisis. Por lo tanto, no resulta fácil comparar con precisión las cifras o niveles de diferentes lugares y a lo largo del tiempo. Además, los informes suelen abordar un componente específico del medio marino, como los tipos de basura y los impactos, sin prestar atención a la variabilidad natural del medio ambiente (GESAMP, 2019), lo que dificulta la comprensión completa del estado y los posibles cambios de las densidades de la basura marina y sus impactos.

En el cuadro 2 se resume la información disponible sobre la basura marina que se encuentra en las playas, el fondo marino y los desechos marinos flotantes y la que ha sido ingerida en todo el mundo. Se puede obtener más información en el portal en línea dedicado a la basura

marina.² Si bien varios estudios de elaboración de modelos predicen tendencias al alza (Kako et al., 2014; Everaert et al., 2018; Lebreton et al., 2018), esos aumentos podrían ser compensados por medidas de reducción. La mayoría de los trabajos basados en estudios periódicos no demostraron que existiera ninguna tendencia, salvo en casos específicos como las islas remotas del Antártico (Barnes et al., 2009) y la ingestión de plásticos por el petrel del Atlántico (Petry y Benemann, 2017) o en relación con características específicas como las corrientes convergentes por encima del círculo polar ártico (Tekman et al., 2017). El aumento en las zonas remotas podría interpretarse como un traslado a largo plazo desde las zonas afectadas a regiones en las que la actividad humana es extremadamente reducida o inexistente. En ciertos casos se registraron tendencias decrecientes, como en el ámbito de la ingestión de desechos, especialmente en lo relativo a los gránulos industriales. Brandon et al. (2019) y Wilcox et al. (2019) también sugirieron que se había producido un aumento de los microplásticos en los sedimentos en California y de los microplásticos flotantes en el Atlántico Norte en relación con la producción de plástico en todo el mundo. El desafío consiste ahora en entender mejor cómo se recicla el plástico a través de los ecosistemas marinos, dónde va y cómo se degrada.

² Véase <https://litterbase.awi.de/litter>.

Cuadro 1
Sinopsis del estado de los conocimientos sobre la basura marina en las diversas cuencas de los océanos del mundiales

Bahía	Fuentes/ distribución	Importancia	Circulación	Impactos
Océano Ártico	Se pueden encontrar plásticos y microplásticos en el hielo marino, las aguas superficiales y profundas, los sedimentos de las profundidades marinas y la biota (Kanhai et al., 2018; Peeken et al., 2018).	Hay poca cantidad de detritos marinos y la cantidad de microplásticos es superior en varios órdenes de magnitud en el hielo marino (Cózar et al., 2017; Barrows et al., 2018). Hay una alta prevalencia de aparejos de pesca fantasma, que tienen impacto en las pesquerías.	Los detritos son transportados hacia el norte a través de la rama superficial de la circulación termohalina.	Hay bajas concentraciones de microplásticos en el bacalao polar (<i>Boreogadus saida</i>), la escoba de patudo (<i>Triglops nybelini</i>) (Kühn et al., 2018; Morgana et al., 2018) y 11 especies de invertebrados bentónicos (Fang et al., 2018). En el tollo de Groenlandia (<i>Somniosus microcephalus</i>) se acumulan plásticos (Leclerc et al., 2012; Nielsen et al., 2014).
Océano Atlántico Norte Mar Báltico and Mar del Norte	Se han encontrado basura y micro-partículas en todos los componentes del medio marino. Existen datos de vigilancia desde 1988 con respecto al Atlántico nororiental (Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, 2017) y, desde 2005, con respecto a la costa de los Estados Unidos de América.	La cantidad de basura que se encuentra en las playas del espacio marítimo que abarca el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste es del orden de cientos de objetos por cada 100 m (máximo: 6.090). La basura está muy extendida en el fondo marino (Maes et al., 2018) y los aparejos de pesca abandonados y perdidos son el tipo de basura más importante en el mar Báltico.	La basura de la superficie del Atlántico nororiental procede de zonas pobladas se transporta al Ártico. La basura del Atlántico sudoriental viaja a través de la corriente ecuatorial hasta el Atlántico occidental y desde el Atlántico noroccidental hasta el giro del Atlántico Norte (Van Sebille et al., 2015).	Se registran casos de muchas especies que han ingerido basura o microplásticos y el 94 % de las aves del mar del Norte tienen trozos de plástico en su estómago. El enredo (que afecta, p. ej., a focas, tortugas marinas, aves e invertebrados) es común en el Atlántico Norte.
Mar Mediterráneo y Mar Negro	La cantidad de residuos sólidos municipales oscila entre 208 y 760 kg por habitante y año, y 250.000 millones de partículas de este tipo de residuos están flotando en el mar (Collignon et al., 2012). La concentración más alta en todo el mundo corresponde a los microplásticos flotantes (64 millones de microplásticos por km ² (Van der Hall et al., 2017)) y los detritos del fondo marino (1,3 millones de detritos por km ² (Pierdomenico et al., 2019)), mientras que las playas y el fondo marino del mar Negro se ven afectados en gran medida por los aparejos de pesca abandonados o perdidos.	El mar Mediterráneo es una de las zonas más afectadas de todo el mundo (Ioakeimidis et al., 2017) y se ha determinado que cinco tipos de productos de plástico desechable (cubiertos, bandejas y pajitas; colillas de cigarrillos; tapones y tapas; botellas de plástico; y bolsas de la compra) representan más del 60 % de todos los tipos de basura marina.	El mar Mediterráneo y el mar Negro son cuencas cerradas, con importantes grandes ríos (Nilo, Po y Danubio) (Lechner et al., 2014; Lebreton et al., 2017), además de constituir destinos turísticos, que registran un alto volumen de tráfico marítimo.	En el mar Mediterráneo se han descrito todo tipo de impactos, como la ingestión por muchas especies, el enredo, la liberación de productos químicos y el traslado en restos flotantes de varias especies.

Bahía	Fuentes/ distribución	Importancia	Circulación	Impactos
<p>Océano Atlántico Sur</p> <p>Todos los tipos de basura en el Atlántico Sur se deben a las zonas muy pobladas y a los grandes ríos, mientras que los plásticos pelágicos están restringidos al Atlántico tropical (Eriksen et al., 2014). En todas las islas (Ivar do Sul et al., 2014) hay fragmentos de plástico duro, películas de plástico, trozos de pintura, fibras y hebras, y en el fondo marino de la zona sudoriental se encuentran altas densidades de basura (Woodall et al., 2015), en las que predominan los productos desechables y los microplásticos.</p>	<p>La concentración de basura es muy elevada en algunos lugares, pero la cuenca no es la zona más afectada. En las islas del Caribe hay mayores densidades de macroplásticos en comparación con otras islas de la cuenca del Atlántico y las fuentes están más directamente relacionadas con la ocupación humana que con la pesca (Ivar do Sul et al., 2014).</p>	<p>Además del esquema general de circulación vinculado a las corrientes geostroficadas y de la presencia del giro del Atlántico Sur, el transporte a las islas remotas es una fuerza motriz significativa (Monteiro et al., 2018).</p>	<p>A pesar de la falta de datos de la zona oriental, en el Atlántico Sur se han registrado todos los tipos de impacto, como la ingestión por muchas especies, el enredo, la liberación de productos químicos y el transporte en restos flotantes de varias especies.</p>	
<p>Océano Índico</p> <p>Asia sudoriental y la India son las principales fuentes de basura marina (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017). Los datos disponibles de Sudáfrica y la India son muy recientes.</p>	<p>El océano Índico tiene un mayor número y peso de partículas de plástico en su superficie, gran parte de las cuales se encuentran en el golfo de Bengala y la parte central de la cuenca, que el Atlántico Sur y el Pacífico Sur juntos (Eriksen et al., 2014). Se ha encontrado una alta densidad de basura en el fondo marino de aguas profundas lejos de las costas (Woodall et al., 2015). Esa basura, en la que predominan los aparejos de pesca, muestra una distribución irregular en la parte sudoriental (Woodall et al., 2014). Los plásticos y microplásticos también se encuentran en los mares adyacentes al océano Índico, incluido el mar Rojo (Arossa et al., 2019), y en el golfo Pérsico, se han encontrado polipropileno y polietileno de baja densidad en el agua de mar y en los sedimentos (Abayomi et al., 2017).</p>	<p>Debido a la naturaleza de las corrientes, la basura marina vertida en cualquier lugar es transportada al giro del océano Índico meridional (Van Sebille et al., 2015), así como a la parte occidental por la circulación residual (Veerasingam et al., 2016), de manera que puede llegar a islas remotas y despobladas. El océano Índico occidental y el mar Arábigo registran un intenso tráfico de buques comerciales y pesqueros, y la pérdida de aparejos de pesca y el vertido de basura son frecuentes (Woodall et al., 2015).</p>	<p>Los datos son limitados, pero entre los impactos descritos se encuentran la ingestión por muchas especies (p. ej., peces, invertebrados y tortugas marinas), el enredo (tortugas y aves marinas), la liberación de sustancias químicas y el transporte en restos flotantes de diversas especies.</p>	

Bahía	Fuentes/ distribución	Importancia	Circulación	Impactos
<p>Océano Pacífico Norte</p>	<p>Además del mar Mediterráneo, el Pacífico noroccidental es la región más afectada (Chiba et al., 2018). Las costas del Pacífico y los mares marginales de Asia oriental están formadas por países que experimentan una rápida expansión económica y se producen grandes aportaciones de países como China, Indonesia, Filipinas y Viet Nam (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y GRID-Arendal, 2016).</p>	<p>El Pacífico Norte se ve afectado de manera desproporcionada por los plásticos (Eriksen et al., 2014) procedentes de fuentes terrestres y a menudo de fuentes marinas en islas muy pobladas (Filho et al., 2019). Los aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados representan el 46 % de la masa de detritos mayores de 5 cm, lo que constituye un tercio de la masa total de basura flotante (Lebreton et al., 2018). La densidad de los detritos marinos llega a ser de millones de detritos por km² (Eriksen et al., 2014; Van Sebille et al., 2015) y el material que predomina es el plástico, ya que el 90 % de los fragmentos pequeños están hechos de ese material.</p>	<p>Además del esquema general de circulación vinculado a las corrientes geostroficadas y de la presencia de los giros del Atlántico Norte, los desastres naturales como los tsunamis y los terremotos actúan como fuerzas motrices en la generación de basura.</p>	<p>En los vertebrados que viven a mayor profundidad en la fosa de las Marianas se detectan todo tipo de impactos, incluidos el enredo y la ingestión por organismos marinos, como aves, tortugas marinas y mamíferos (Jamieson et al., 2019). En algunas regiones, debido a la pesca (Alaska) o a la basura a la deriva (Hawái), el enredo afecta gravemente a los ecosistemas marinos, como los arrecifes de coral y los bosques de animales, o a poblaciones que no son objetivo de la pesca, como los pinnípedos (Claro et al., 2019).</p>
<p>Océano Pacífico Sur</p>	<p>En comparación con otras cuencas oceánicas, hay relativamente poca información nueva sobre las concentraciones de plástico y los datos provienen principalmente de Australia y Chile.</p>	<p>Las mayores concentraciones de detritos en las playas ($239,4 \pm 347,3$ detritos por m²; máximo: 671,6 detritos por m²) se encuentran en la isla de Henderson (Lavers y Bond, 2017), mientras que en la isla Salas y Gómez, cerca del centro del giro subtropical del Pacífico Sur, los niveles de detritos son significativamente más reducidos (< 1 detrito por km²) (Miranda-Urbina et al., 2015). La mayor cantidad registrada de plásticos flotantes corresponde al giro subtropical del Pacífico Sur, donde se encontraron más de 390.000 plásticos por km² (máximo: 50.000 plásticos por km²) (Miranda-Urbina et al., 2015; Eriksen et al., 2018).</p>	<p>Diferentes modelos oceanográficos y conjuntos de datos empíricos sugieren que la cantidad y las concentraciones de basura marina son menores en el giro subtropical del Pacífico Sur que en los giros subtropicales del hemisferio norte (Van Sebille et al., 2015). A nivel local, los ríos también pueden desempeñar un papel importante en la distribución de la basura marina (Gaibor et al., 2020).</p>	<p>Un total de 97 especies diferentes de animales, entre ellos tortugas, peces, aves marinas, mamíferos y coralimorfarios, habían ingerido plásticos o se habían enredado en ellos (Thiel et al., 2018; Markic et al., 2018). También hay datos de ingestión más cerca de los giros subtropicales (Thiel et al., 2018) y los anfípodos ultraprofundos ingieren microplásticos (Jamieson et al., 2019).</p>

Bahía	Fuentes/ distribución	Importancia	Circulación	Impactos
Océano Antártico	<p>El Océano Antártico tiene la menor densidad de desechos plásticos del mundo, debido a la reducida actividad humana, que ocasiona que los detritos marinos se generen a una escala muy local y que el aporte potencial de microplásticos sea de aproximadamente 44 a 500 kg por decenio (Waller et al., 2017), ya que los microplásticos se producen mediante la degradación de macroplásticos o se transfieren a través del límite de la región polar (frente polar).</p>	<p>Hay microplásticos en los sedimentos intermareales de una isla subantártica (Barnes et al., 2009), en los sedimentos de las aguas profundas del mar de Weddell (Van Cauwenberghe et al., 2013), en las aguas superficiales del sector del Pacífico (Waller et al., 2017; Isobe et al., 2015; 2017) y en los sedimentos poco profundos y las macroalgas de algunos lugares de la isla Rey Jorge cercanos a estaciones de investigación científica (Waller et al. 2017). En el frente polar sur se encuentran concentraciones de 0,100 a 0,514 g/km², que van de 46.000 a 99.000 partículas por km² al sur de los 60° de latitud sur, y mayores concentraciones en las regiones costeras del mar de Ross (Cincinelli et al., 2017; Cózar et al., 2014; Isobe et al., 2017). Se han encontrado plásticos en los sedimentos de la bahía de Terra Nova, un total de 1.661 elementos (3,14 g), y los más frecuentes eran las fibras (Munari et al., 2017). En la pesca de arrastre de superficie de la península antártica se ha encontrado una cantidad estimada de 1.794 detritos por km², con un peso medio de 27,8 g/km², que no procede de latitudes inferiores a 58 ° de latitud sur, y los fragmentos de pintura son 30 veces más abundantes que los plásticos (Lacerda et al., 2019).</p>	<p>Es común que la basura se desplace desde las aguas del norte hasta la Antártida.</p>	<p>Se han descubierto detritos macroplásticos y de pesca en las playas y en las colonias de aves marinas de la Estación de Investigación de la Isla Pájaro desde el verano austral de 1992-1993 (Barnes et al., 2009). Las partículas de plástico son ingeridas por 12 especies de aves marinas, en particular el albatros errante y el albatros de cabeza gris, y recientemente pingüinos (Bessa et al., 2019). Se han producido interacciones entre mamíferos marinos y detritos marinos, principalmente lobos finos antárticos enredados en bandas de plástico de embalaje, sedales sintéticos y redes de pesca. El número de incidentes ha disminuido considerablemente desde la introducción de legislación a finales de la década de 1980 para prohibir la eliminación de plásticos tirándolos por la borda y desde la mejora de la eliminación de las bandas de embalaje (Barnes et al., 2009).</p>

^a Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 2354, No. 42279.

Cuadro 2
Tendencias de la basura marina en diversos lugares y componentes del medio marino (recopilación de datos de informes y de la bibliografía científica).

Lugar	Parte/especie	Período (duración)	Métodos	Tendencias	Observación	Bibliografía
Groenlandia oriental	Microplásticos ingeridos (Mérsgulo atlántico (Alle alle))	2005 y 2014	Recolectados de aves vivas en nidos	No se ha encontrado una tendencia temporal clara		Amélineau et al., 2016
Groenlandia oriental	Microplásticos subsuperficiales	2005 y 2014	Red WP-2, remolques verticales desde 50 m de profundidad hasta la superficie	Aumento significativo		Amélineau et al., 2016
Atlántico Norte: círculo polar ártico, estrecho de Fram	Fondo oceánico profundo, dos estaciones a 2.500 m, 79 a 79 ° 35 'de latitud norte	2002 a 2014	Cámara remolcada	Claro aumento de la densidad de la basura y la abundancia de plásticos de pequeño tamaño	Posible propagación desde Europa hasta la cuencas del Atlántico Norte y el Ártico	Tekman et al., 2017
Atlántico nororiental	78 playas	2001 a 2011	Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste; protocolo de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	No se han encontrado tendencias a gran escala	Fuerzas motrices relacionadas con el clima/hidrodinámica para los cambios locales a corto plazo	Schulz et al., 2013
Atlántico nororiental (canal de Rockall)	Ingestión de microplásticos por invertebrados bentónicos de aguas profundas (> 2,000 m)	1976 a 2015	Cuerpo remolcado epibentónico/red de arrastre Agassiz	No se han encontrado tendencias de abundancia general o tipos de polímeros	Dos especies	Courtene-Jones et al., 2019
Atlántico septentrional	Flotantes; subsuperficiales	1957 a 2016	Detritos atrapados en registros permanentes del plancton, remolcados, 16.725 registros remolcados	Aumento desde 1957; no se ha encontrado tendencia desde 2000; no se han encontrado cambios en las aguas del Ártico	6,5 millones de millas marinas	Ostle et al., 2019
Mar del Norte, aguas del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte	Fondo marino, 17 a 150 estaciones/año	1992 a 2017	Sistema de clasificación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	No se ha detectado ninguna tendencia	Unidad: presencia de plástico	Maes et al., 2018

Lugar	Parte/especie	Período (duración)	Métodos	Tendencias	Observación	Bibliografía
Mar del Norte; Países Bajos	Aves (petreles, 973 muestras varadas)	1979 a 2012	Protocolo regular del Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (masa y número)	Aumento hasta mediados de la década de 1990; estable en el último decenio; disminución significativa de los gránulos		Van Franeker y Lavender Law, 2015
Aguas de Irlanda	Cetáceos (varados y capturas accidentales)	1990 a 2015	Contenido del estómago	No se ha encontrado ninguna tendencia relativa a la ingestión de basura y al enredo		Lusher, 2015
Mar Báltico	2.377 capturas/53 cruceros	2012 a 2017	Directiva Marco sobre la Estrategia Marina; Estudios Internacionales de Pesca de Arrastre del Báltico	Aumento de los plásticos en los dos años precedentes; no se ha encontrado ninguna tendencia relativa a la basura en los datos procedentes de la pesca	Plástico - 35 % de la basura	Zablotski and Kraak, 2019
Mar Báltico	245 estaciones; microplásticos flotantes; ingeridos - arenque del Atlántico y espadín (814 muestras)	1987 a 2015	Muestras de plancton y arrastre, contenido del estómago	No se han encontrado cambios en los microplásticos flotantes o ingeridos		Beer et al., 2018
Giro subtropical del Atlántico Norte	Microplásticos flotantes	1986 a 2008	6.136 redes Neuston de superficie, malla de 335 µm	No se ha encontrado ninguna tendencia	Sea Education Association, muestras de plancton archivadas	Lavender Law et al., 2010
Giro subtropical del Atlántico Norte	Plásticos flotantes (2.624 remolques)	1987 a 2012	Redes Neuston de superficie, malla de 335 µm	No se han encontrado cambios significativos en los plásticos de usuarios finales; disminución muy significativa de los plásticos industriales	Ampliación de los trabajos de Lavender Law et al. (2010)	Van Franeker and Lavender Law, 2015
Mar Adriático nororiental	Fondo marino, 67 estaciones	2011 a 2016	Red de arrastre con portalón	Disminución del total de basura; no se ha encontrado ninguna tendencia relativa al plástico	El 50 % del plástico procede de la pesca y la acuicultura	Strafella et al., 2019
Francia, Mediterráneo	Fondo marino; plataformas y cañones submarinos	1994 a 2017	Arrastre, 1.902 capturas, sistema de clasificación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	No se ha producido un aumento regular, pero sí niveles más altos entre 1999 y 2001, y desde 2012	El plástico alcanza hasta el 62 %	Gerigny et al., 2019

Location	Compartment/species	Period (duration)	Methods	Tendencias	Observation	Reference
España, Mediterráneo	Plataformas del fondo marino, 1.323 capturas	2007 a 2017	Arrastre, sistema de clasificación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	No se ha encontrado ninguna tendencia temporal; disminución en el mar de Alborán	Proyecto MEDITS	García-Rivera et al., 2018
Mediterráneo occidental	Detritos ingeridos; tortugas marinas	1995 a 2016	Sistema de clasificación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina	Ligero descenso	195 muestras	Domènech et al., 2019
Islas Baleares	Flotantes	2005 a 2015	En tierra; barcos de limpieza en el mar	No se ha encontrado ninguna tendencia (todo tipo de detritos); aumento en verano	Operaciones de limpieza	Compa et al., 2019
Sur del Brasil	Aves (pardela gorgiblanca, 122 muestras, varadas)	1990 a 2014	Contenido del estómago	Aumento de fragmentos y pedazos; disminución de los gránulos vírgenes		Petry and Benemann, 2017
Giro subtropical del Pacífico Norte	Microplásticos flotantes	2001 a 2012	2.500 redes Neuston de superficie, malla de 335 µm	No se ha encontrado ninguna tendencia temporal clara	Confusión entre variabilidad espacial y temporal	Lavender Law et al., 2014
Provincia China de Taiwán	Basura en la playa, 541 acciones de limpieza	2004 a 2016	Acciones de limpieza	No se ha encontrado ninguna tendencia temporal	Datos de la acciones de limpieza de las costas oceánicas	Walther et al., 2018
China	Vigilancia nacional, playas, superficie y fondo marino	2011 a 2018	Protocolos de la Administración Oceánica Estatal	No se ha encontrado ninguna tendencia		Ministry of Ecology and Environment, China, 2019
China	23 lugares (playas y aguas adyacentes; flotantes y en el fondo marino)	2007 a 2014	Plan de acción para el Pacífico noroccidental; protocolos de la Administración Oceánica Estatal	No se ha encontrado ninguna tendencia clara	Porcentaje de aumento del plástico en la basura del fondo marino	Zhou et al., 2016
Chile	Playas (todas las costas); 3 estudios, 69 playas	2006 a 2016	Ciencia participativa, categorías principales	No se ha encontrado ninguna tendencia	Tres años de muestreo	Hidalgo-Ruz et al., 2018
Ecuador	Playas (26 lugares)	2018 a 2020	Ciencia participativa (400 voluntarios)	No se ha encontrado ninguna tendencia	Un año de muestreo	Gaibor et al., 2020

1.6. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano

El impacto más significativo del uso del plástico en productos y envases es la contaminación marina (PNUMA, 2014), pero es importante destacar que resulta difícil cuantificar el impacto económico de la basura marina. Sobre la base de cifras de 2011, se conjetura conservadoramente que los costos económicos del plástico marino, en relación con el capital natural marino, se sitúan entre 3.300 y 33.000 dólares por tonelada al año (Beaumont et al., 2019). Si bien el aporte de plástico al océano es limitado en las zonas costeras europeas (Jambeck et al., 2015), los costos estimados de la limpieza de la basura marina en las zonas costeras pueden ascender a hasta 630 millones de euros al año (Crippa et al., 2019). Más recientemente (McIlgorm et al., 2020) se constató que los costos económicos directos de la basura marina se habían multiplicado por nueve de 2009 a 2015, hasta alcanzar los 10.800 millones de dólares.

Además de los impactos indirectos (es decir, los impactos en la biodiversidad y los ecosistemas), la basura de las playas es quizás el impacto directo más visible y afecta al valor patrimonial de las zonas costeras, lo que puede traducirse en el gasto financiero de la limpieza (PNUMA, 2019). Los daños y los costos de los ecosistemas y servicios marinos deben considerarse en el futuro, a pesar de que el conocimiento actual de los efectos perjudiciales para la estructura y el funcionamiento del ecosistema marino es deficiente.

La basura marina también puede dar lugar a un aumento de los costos del sector del transporte marítimo y las actividades recreativas, incluida la navegación recreativa (a saber, motores sucios, hélices enredadas, pérdida de producción y costos de reparación) (Hong et al., 2017), pero los daños y los costos sociales conexos se extienden también a otros sectores, como la acuicultura y la pesca. La eliminación del 10 % de las nasas de pesca abandonadas proporcionaría por sí sola unos ingresos adicionales estimados en 831 millones de dólares anuales

para el sector mundial de la pesca de crustáceos (Scheld et al., 2016).

La mayoría de los microplásticos presentes en los organismos marinos se encuentran en su sistema digestivo, que los seres humanos no suelen consumir, excepto en el caso de los mariscos y los peces pequeños, que se comen enteros. Aparte de los accidentes y las lesiones, no hay pruebas de que las concentraciones de microplásticos tengan un efecto negativo en la salud de los peces y los mariscos o en las poblaciones comerciales (Barboza et al., 2018). No se han analizado suficientemente las vinculaciones con la salud humana, y las carencias en materia de conocimientos son aún mayores en relación con los nanoplasticos (< 1 µm), en particular en lo relativo a su absorción y comportamiento (GESAMP, 2016; véase también el cap. 8) y la forma en que pueden atravesar las barreras biológicas a través de diferentes mecanismos (Wright y Kelly, 2017). Dado que no se dispone de los datos de toxicidad pertinentes, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria llegó a la conclusión de que actualmente no es posible evaluar el riesgo para la salud humana de los nanoplasticos y los microplásticos (Comisión Técnica de Contaminantes de la Cadena Alimentaria de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, 2016). Además, hay indicios de que la ingestión de fibras microplásticas por los seres humanos a través del consumo de mariscos contaminados es solo una contribución mínima a la contaminación con microplásticos de la cesta total de alimentos (Catarino et al., 2018).

No se han determinado bien los efectos socioeconómicos de la basura marina ni su costo potencial para los sectores y actividades clave del medio marino y costero o que dependen de él, lo que ha dado lugar a una evaluación errónea de los valores de los ecosistemas y a la externalización de los costos de la contaminación. Los enfoques para dar valor a la basura marina tampoco son bien conocidos. Es necesario centrar los esfuerzos en la evaluación de los costos ambientales y socioeconómicos de los daños causados por la basura marina y en un análisis de la relación costo-beneficio de las medidas de prevención y reducción de la basura marina (véase el cuadro 3).

1.7. Importancia para los Objetivos de Desarrollo Sostenible y otros marcos

Se han asumido compromisos mundiales sobre la basura marina en el contexto de la Asamblea General y la Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente, así como del Convenio sobre la Diversidad Biológica,³ y en declaraciones recientes del Grupo de los Siete (Plan de Acción para Luchar contra la Basura Marina) y el Grupo de los 20 (Plan de Acción sobre la Basura Marina) (Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (UNEA), 2019). En 2016, la Asamblea de las Naciones sobre el Medio Ambiente aprobó la resolución 2/11 sobre la basura plástica y los microplásticos marinos⁴ y, en 2019, publicó directrices para la vigilancia y evaluación de la basura plástica en el océano.⁵

La basura marina está directamente relacionada con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, a saber, conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible. La meta 14.1 se clasifica actualmente como un indicador de nivel III, para el cual no se dispone de una metodología o normas establecidas internacionalmente (UNEA, 2019). Con el fin de avanzar en la medición del indicador 14.1.1,⁶ se proponen métodos más armonizados destinados a fomentar la elaboración y aplicación de programas de vigilancia regionales o mundiales y facilitar el intercambio de resultados. Los métodos contribuirán a que el indicador 14.1.1 pase del nivel III al nivel II (para el que existen una metodología y normas conceptualmente claras y establecidas, pero no se producen datos periódicamente).

Los microplásticos y los nanoplásticos también están relacionados con el Objetivo 12, a saber, garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles. Asimismo, cabe mencionar el Objetivo 11, ya que la basura marina de plástico también se origina en la mala gestión de los desechos de los asentamientos urbanos, mientras que los desechos sólidos que terminan en el océano están directamente relacionados con el Objetivo 6, puesto que la basura de plástico y los microplásticos son transportados por aguas residuales y aguas pluviales mal gestionadas.

En 2019, el Grupo de los Siete examinó las actividades en curso en el marco de las convenciones sobre mares regionales y estableció prioridades para la adopción de nuevas medidas, asegurando una coordinación eficaz por conducto de los órganos de las Naciones Unidas para abordar la vigilancia y los efectos y consecuencias socioeconómicos en la salud humana y la biota, así como la participación de la industria en la elaboración y aplicación de respuestas relativas a la gestión de los desechos y la prevención. Asimismo, en el marco del Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación,⁷ las partes aprobaron enmiendas a sus anexos para incluir ciertos desechos plásticos en el ámbito del Convenio a fin de, entre otras cosas, afrontar los efectos de los plásticos en el medio marino.⁸

Además de muchos planes nacionales, las políticas interregionales, como la estrategia de la Unión Europea sobre los plásticos de 2018 y sus diversas directivas jurídicamente vinculantes (la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (2008/56/CE), la directiva sobre instalaciones portuarias receptoras (2019/883/UE) y la directiva sobre productos de plástico

³ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1760, No. 30619.

⁴ Véase Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento PNUMA/EA.2/Res.11.

⁵ Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino, Report and Studies No. 99.

⁶ Véase la resolución de la Asamblea General 71/313, anexo.

⁷ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1673, No. 28911.

⁸ Véase Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento UNEP/CHW.14/28. Véase también www.basel.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP14/tabid/7520/Default.aspx.

desechables (2019/904/EU)),⁹ constituyen un buen ejemplo de enfoque para afrontar la cuestión de la basura marina teniendo en cuenta los principios de la economía circular, con muchas medidas que se están aplicando actualmente (p. ej., nuevos materiales, tratamiento de aguas residuales, prohibiciones y responsabilidad ampliada del productor).

Se han puesto en marcha muchas iniciativas para integrar la acción científica, política, social y económica en los proyectos, tanto desde la perspectiva individual como del sistema mundial. Por ejemplo, el curso en línea masivo y abierto sobre la basura marina¹⁰ tiene por objeto formar una red mundial de agentes que participen activamente en la solución de los problemas de la basura marina. Nuevos instrumentos, como las aplicaciones móviles, también permiten que los ciudadanos registren en bases de datos científicas los datos sobre la ubicación y el tipo de detritos que encuentran en las costas y las vías fluviales. Otros instrumentos eficaces, como la Red Europea de Observación y Datos Marinos (EMODnet), de acceso público,¹¹ contienen mapas digitales de la basura y proporcionan así un instrumento exhaustivo para la política marina y la sociedad en su conjunto.

Más de 60 países han establecido prohibiciones y gravámenes para poner freno a los residuos de productos de plástico desechables (PNUMA, 2018), a menudo sin disponer de datos, mediciones o supervisión para evaluar la eficacia y las consecuencias de esas medidas. Entre las medidas se encuentran la prohibición de ciertos artículos (como las bolsas de plástico), la introducción de gravámenes o sistemas de depósito y acuerdos voluntarios a nivel de la industria.

Ya se han aplicado diversas medidas (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2016), incluida la marcación de los aparejos; las medidas del

estado de los puertos; la recogida en tierra; el pago por aparejos recuperados; la mejor localización y presentación de informes sobre los aparejos perdidos; la eliminación y el reciclaje; alternativas a los productos de plástico desechable, especialmente las cajas de pescado de poliestireno; y planes de concienciación.

De conformidad con el Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, 1973, modificado por el Protocolo de 1978,¹² entre las actividades encaminadas a luchar contra la basura marina figura la elaboración de una base de datos sobre instalaciones portuarias receptoras como módulo del Sistema mundial integrado de información marítima de la Organización Marítima Internacional (OMI).

1.8. Perspectivas

La gestión de la contaminación por basura marina es excepcionalmente compleja y requiere un enfoque integrado que abarque la ciencia, la legislación, la economía, la cultura oceánica, la educación, la participación social y la cooperación internacional en materia de creación de capacidad y transferencia de tecnología, así como el apoyo técnico y financiero a múltiples niveles, desde el mundial hasta el regional y el local, debido a la diversidad de los agentes, las fuentes, los materiales, los aspectos socioeconómicos y los marcos regulatorios que intervienen. Sin una mejora de las políticas internacionales y la movilización, la contaminación por plásticos solo puede empeorar (Jambek et al., 2015). Se estima que, si no mejoran los hábitos de consumo y las prácticas de gestión de desechos actuales, para 2050 habrá unos 12.000 millones de toneladas de basura de plástico en los vertederos y en el medio natural (Geyer et al., 2017). Las consecuencias no serán puramente económicas y el impacto ambiental será enorme.

Existen diversas opciones para hacer frente a los niveles críticos de basura marina, algunas

⁹ Véase <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>, <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/883/oj>, y <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904>.

¹⁰ Véase <https://sustainablehighereducation.com/2019/03/22/mooc2019>.

¹¹ Véase www.emodnet-bathymetry.eu/approach.

¹² Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1340, No. 22484.

de las cuales abarcan enfoques para afrontar la cuestión, aunque se entiende que no todas son aplicables o están respaldadas por todos los países y algunas no tienen en cuenta los efectos adversos: la reducción del consumo de plástico; el apoyo al ecodiseño y a la innovación (especialmente la investigación sobre cuestiones y alternativas relativas al final de la vida útil de los plásticos); la eficiencia del uso de los recursos y una mejor gestión de los desechos y el agua; unos objetivos de reciclaje a largo plazo eficientes y viables para los residuos municipales, los embalajes y los residuos plásticos; un mayor uso de instrumentos de política y medidas de control, incluidos incentivos, impuestos y otras medidas regulatorias, como prohibiciones o planes de responsabilidad ampliada del productor; y la adopción de iniciativas de refabricación y la coordinación de las inversiones en políticas en el sector de los desechos (Ten Brink et al., 2018). También es necesario regular y supervisar estrictamente el comercio mundial de desechos, especialmente los residuos de plástico.

Asimismo, la cuestión de la contaminación con plásticos actúa como puerta de entrada para una educación ambiental efectiva. El reto consiste en cambiar las percepciones y la comprensión de la gente sobre el tema, de manera que puedan ver la contaminación con plásticos como un vector de educación, sensibilización y culturización, así como en encontrar posibles estrategias para superar las barreras políticas, económicas y culturales. En el contexto de la ciencia de la basura marina, los objetivos pueden estar relacionados con metas de relevancia política, de modo que se incremente el estímulo para los ciudadanos (GESAMP, 2019).

1.9. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

En cuanto a los microplásticos, entre las principales carencias en materia de conocimientos se encuentran la cuantificación de los microplásticos presentes en el medio marino me-

dante métodos normalizados y la información sobre la forma en que el plástico se degrada en diversos componentes del medio marino, así como sobre la presencia y el impacto de los nanoplásticos. Es necesario seguir investigando el papel de los detritos de plástico como vector de transporte de patógenos, resistencia a los antibióticos, productos químicos y biotoxinas y la posible dispersión de enfermedades entre la vida marina y las poblaciones humanas. Por último, en muchos países, la falta de una vigilancia nacional y regional adecuada de la magnitud y los efectos de la basura marina, incluidos los plásticos, es un obstáculo importante para afrontar la cuestión y evaluar la eficacia de las medidas ya adoptadas.

Los programas recientes (en el marco de la Organización de Investigación Científica e Industrial del Commonwealth de Australia, la Universidad de Baltimore y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina) han sido concebidos para responder a algunas de las cuestiones científicas relativas a los factores que rigen la distribución de la basura en tierra y la cantidad de basura que fluye de la tierra al mar. Se espera que entre los resultados de las iniciativas se encuentren estimaciones basadas en datos de las tasas de filtración al mar y que esos resultados ayuden a los países a comprender hacia dónde sería preferible orientar las intervenciones eficaces con el fin de impedir que los detritos lleguen al océano. Debido a que se han elaborado diferentes metodologías para medir la entrada de plástico en las vías fluviales y los océanos, ya sea debido a la mala gestión de los desechos o en forma de microplásticos, es necesario armonizar los diferentes enfoques.

Resulta especialmente significativo que no haya suficientes infraestructuras y políticas para el reciclaje y la gestión de las aguas residuales y los residuos sólidos (PNUMA, 2017). Además, aunque interesados ilegales podrían participar activamente en la recogida y recuperación de desechos sólidos, la legislación es deficiente y existen enormes disparidades entre los países con sectores informales, fabricación ilegal y mercados negros, que limitan la aplicación de medidas de reducción en relación con el

uso y la gestión y prevención de los desechos (PNUMA, 2019). Sin embargo, existe un acuerdo general y una serie de iniciativas de todas las partes interesadas sobre la aplicación de hábitos de producción y consumo más sostenibles, incluida la economía circular, que tiene por objeto eliminar desechos y el uso continuo de los recursos, promoviendo la reutilización, el intercambio, la reparación, la refabricación y el reciclaje para crear un sistema de circuito cerrado. Las recientes medidas adoptadas por la Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente en su cuarto período de sesiones (UNEA, 2019) respaldan en gran medida ese enfoque y entre ellas se cuentan resoluciones sobre el consumo, la producción y las prácticas comerciales sostenibles, la gestión de los desechos y los productos de plástico desechables.

Otras carencias son la deficiente aplicación de las leyes, la recogida separada, las fuertes disparidades regionales entre las zonas urbanas y rurales y la mala gestión de las aguas pluviales. Entre las medidas esenciales se encuentran las destinadas a asegurar los vertederos,

mejorar la gestión de los desechos portuarios, promover las mejores prácticas para la industria pesquera y perfeccionar el transporte marítimo para limitar las pérdidas de contenedores y los derrames de microplásticos primarios.

En el entendimiento de que la reducción del consumo de plástico debe conducir a una reducción de la generación de desechos plásticos, las barreras para hacer frente a la basura marina y los microplásticos podrían estar relacionadas con hábitos de consumo y producción insostenibles. Es necesario colaborar con el sector privado y la industria para promover una transición hacia soluciones sostenibles. La insuficiencia de los incentivos económicos puede ser una causa subyacente de los problemas relacionados con el cambio de comportamiento. Por último, el diseño de productos y procesos químicos que reducen o eliminan el uso o la generación de sustancias peligrosas reviste especial interés tanto para los productores como para los usuarios de plásticos (véase el Cuadro 4).

Cuadro 4

Resumen de carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Carencias en materia de conocimientos
Conocimiento incompleto de las causas fundamentales de la basura marina. La investigación no se está centrando en las fuentes y el destino de la contaminación plástica.
Los métodos de medición y las herramientas para analizar el rendimiento, los límites de detección, la precisión y la calidad de los microplásticos y nanoplásticos son limitados. throughput, detection limits, precision and quality are limited.
La identificación de polímeros es compleja y lleva mucho tiempo en el caso de las partículas de tamaños del orden de μm .
Conocimientos científicos fragmentarios (escala de la contaminación plástica, microplásticos, bases científicas y técnicas de la vigilancia, coordinación de datos, toxicidad de los plásticos, evaluación de riesgos y destino).
Desconocimiento de los efectos en la salud humana de la ingestión de mariscos contaminados con plásticos.
Escaso conocimiento de la contribución y los impactos de los aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados y la basura marina relacionada con la acuicultura.
Los conocimientos sobre la degradación de los plásticos y la lixiviación de los aditivos u otras clases de productos químicos en diferentes entornos siguen siendo limitados.
El alcance y la granularidad de los modelos computacionales están insuficientemente desarrollados.
Carencias en materia de conocimiento de los impactos económicos de los plásticos en la pesca, el turismo y el transporte marítimo. Apenas se conocen los vínculos entre los flujos de basura marina y la economía regional.
Hay que estudiar más a fondo el impacto de la basura marina plástica en el cambio climático a través de eventos extremos y la posible liberación de emisiones o la limitación de la capacidad del océano para actuar como sumidero de carbono.
La responsabilidad ampliada del productor es difícil de aplicar en algunos países, especialmente en los países archipelágicos.
Falta de sensibilización pública, cambio de comportamiento y modelos de economía circular, con diferencias en los niveles de educación según los países.
Carencias en materia de creación de capacidad
La vigilancia no se está realizando en muchas partes del mundo.
Dificultades técnicas para localizar las zonas de acumulación y tipos específicos de basura (aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados).
Deficiencias tecnológicas (es decir, deficiencias de las infraestructuras de gestión de desechos). Es necesario contar con políticas sólidas relacionadas con una gestión de desechos eficiente y ambientalmente sostenible, la capacidad de reciclaje y la sustitución de materiales.
Las metodologías de evaluación económica deben incorporar los costos del plástico en el medio ambiente.
Falta de una adopción integrada de decisiones a diferentes niveles y de coordinación en el establecimiento y la ejecución de los programas, incluidas las medidas que se centran en las prioridades regionales.
Aplicación insuficiente de las medidas.
Infraestructuras y políticas de tratamiento de desechos insuficientes o ineficaces; inexistencia de la gestión de desechos en muchas partes del mundo.
Fuertes disparidades regionales entre las zonas urbanas y rurales.
Mala gestión del agua de tormenta
Infraestructuras inadecuadas para la recogida, gestión, reciclaje y recepción en los puertos de los desechos.
La reciclabilidad debe mejorarse.
Es necesario colaborar y coordinar con el sector privado y la industria para reducir y transformar la producción, la demanda y el consumo de plástico.
Hay que mejorar la sensibilización, la información y la educación.

2. Vertidos en el mar, incluidos los desperdicios procedentes de buques y los fangos cloacales

2.1. Introducción

Vertido es toda eliminación deliberada de desechos u otras materias procedentes de buques, aeronaves, plataformas u otras estructuras construidas por el hombre en el mar, de conformidad con el artículo 1, párrafo 5 a) i), de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar,¹³ el Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias de 1972 (Convenio de Londres) y su Protocolo de Londres de 1996.

El vertido de sustancias como material de dragado, fango cloacal, desechos industriales, desechos de pescado, descargas de buques y estructuras construidas por el hombre, productos químicos orgánicos e inorgánicos, material radiactivo, explosivos de guerra y productos químicos militares ha tenido un impacto en los ecosistemas marinos y ha creado problemas ambientales (Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR), 2010b; Organización Marítima Internacional (OMI), 2018). Además de lo dispuesto en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, con el fin de luchar contra los problemas ambientales derivados del vertido de desechos, en el Convenio de Londres y el Protocolo de Londres figuran disposiciones para controlar el vertido y la incineración no reglamentados de desechos en el mar. Esos requisitos normativos se han enmendado en varias ocasiones (OMI, 2018). Además, muchos países han elaborado iniciativas y enfoques regionales para controlar y evaluar las actividades de vertido de desechos. También se han adoptado iniciativas en el marco del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes¹⁴ y el Convenio de Basilea¹⁵ en relación con el control de los movimien-

tos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación, así como para proteger la salud humana y el medio ambiente frente a los contaminantes orgánicos persistentes.

2.2. Situación registrada en la primera Evaluación Mundial de los Océanos

En el capítulo 24 de la primera Evaluación, sobre la eliminación de desechos sólidos (Naciones Unidas, 2017b), se describieron el sistema de reglamentación relativo a los vertidos e importantes hitos internacionales, como la aprobación del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres. Se presentó un panorama de las técnicas de reglamentación y las corrientes de desechos abarcadas por ambos instrumentos, así como de las iniciativas para comprender la cantidad y la naturaleza de los desechos y otras materias que se vertían. En la Evaluación también se señalaron preocupaciones relativas a la falta de presentación de informes de muchas partes contratantes del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres, que dificultaba la obtención de una visión clara que permitiera evaluar la aplicación del régimen y comprender la situación de los vertidos de desechos.

2.3. Cambios del estado de los vertidos en el mar

El Protocolo de Londres prohibió cualquier vertido de desechos, salvo un número limitado de categorías como: a) material de dragado; b) fango cloacal; c) desechos de pescado o material resultante de las operaciones de procesamiento industrial de pescado; d) buques y plataformas u otras estructuras construidas por el hombre en el mar; e) materiales geológi-

¹³ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

¹⁴ *Ibid.*, vol. 2256, No. 40214.

¹⁵ *Ibid.*, vol. 1673, No. 28911.

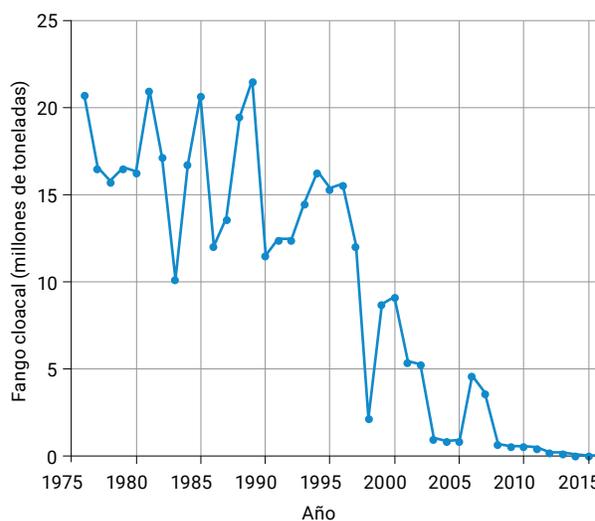
cos inertes e inorgánicos; f) materiales orgánicos de origen natural; g) artículos voluminosos, incluidos principalmente el hierro, el acero, el hormigón y materiales similares no dañinos para los que la preocupación es el impacto físico; y h) el secuestro en el subsuelo marino de corrientes de CO₂ en formaciones geológicas del subsuelo marino (OMI, 2018).

Los cambios del estado general de los vertidos de desechos pueden entenderse examinando los datos publicados sobre los vertidos de desechos y los permisos expedidos en virtud del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres (OMI, 2019). En las secciones que figuran a continuación se ofrece un panorama de cada una de las categorías de vertido de desechos sólidos.

2.3.1. Vertido de fangos cloacales

El vertido de fangos cloacales tiene un impacto en la calidad de los sedimentos, las agregaciones bentónicas, la flora y la fauna acuáticas y, en general, en todo el ecosistema marino. Las cargas excesivas de nutrientes procedentes de las descargas de aguas residuales pueden provocar una reducción del contenido de oxígeno en el agua, causar la mortalidad de la vida marina y destruir hábitats y ecosistemas enteros (véase el cap. 10). Un total de 13 partes contratantes comunicaron la eliminación de una cantidad total de 393 x 106 toneladas de fangos cloacales en el período comprendido entre 1976 y 2016 (OMI, 2019). En la figura III se muestra que los vertidos han disminuido drásticamente hasta el punto de que muchas partes contratantes prohíben la actividad y muy pocas notifican haber realizado operaciones de eliminación. En 2011, se vertió un total de 0,6 millones de toneladas, mientras que en 2016 la cantidad se redujo a solo 0,00041 millones de toneladas.

Figura III
Cantidad de fango cloacal vertido



Fuente: IMO (2019).

En 2016, la OMI publicó un informe sobre el estado de los conocimientos relativos a la basura marina en los desechos vertidos al mar, en el marco del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres. Trató de examinar si los fangos cloacales o el material de dragado contenían basura marina, en función de los tipos de basura, sus propiedades y sus cantidades. Llegó a la conclusión de que esa evaluación era difícil de realizar en aquel momento debido a la escasez general de datos, las diferencias en la metodología y la presentación de informes y la falta de un muestreo sistemático en el espacio y el tiempo (OMI, 2016a).

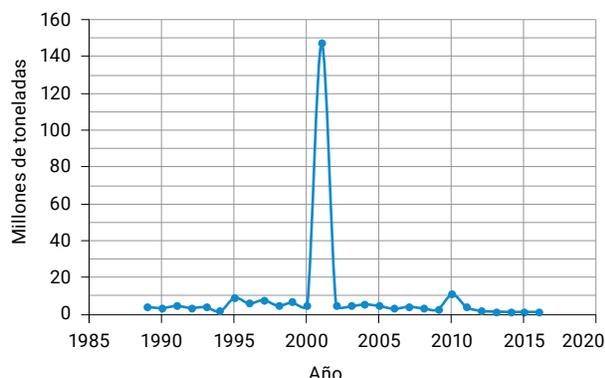
2.3.2. Eliminación de buques en el mar

Un total de 22 partes contratantes del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres informaron de la eliminación de 758 buques entre 1976 y 2010 (OMI, 2016a). Algunas de las embarcaciones se eliminaron para crear arrecifes (Hess et al., 2001), pero en otros casos las partes contratantes solo permitieron el vertido de las embarcaciones cuando no existían opciones de eliminación en tierra y las embarcaciones se vertieron en aguas más profundas y no con el fin de crear arrecifes. Otros vectores de eliminación desde los buques corresponden al material para experimentos científicos (OMI, 2016b).

2.3.3. Vertido de desechos orgánicos e inorgánicos

Durante mucho tiempo, los desechos orgánicos e inorgánicos se han eliminado en el mar, principalmente cargados en tierra y transportados mar adentro para su eliminación desde buques y plataformas. Muchas naciones siguen utilizando el océano como depósito permanente de ciertos desechos generados dentro de sus fronteras. Un total de 15 partes contratantes del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres comunicaron que habían eliminado una cantidad total de 315,227 x 106 toneladas de materiales geológicos inertes e inorgánicos en el mar en el período comprendido entre 1983 y 2010 (OMI, 2016a). En 2011, se vertieron 3,82248 millones de toneladas; en 2013, 1,453725 millones de toneladas; y en 2016, 1,229620 millones de toneladas (véase la figura IV).

Figura IV
Cantidad de materiales geológicos inertes e inorgánicos autorizados



Fuente: IMO (2019).

Asimismo, un total de 17 partes contratantes del Convenio de Londres y el Protocolo de Londres notificaron la eliminación de 37.628 x 106 toneladas de materiales orgánicos de origen natural, incluida la carga deteriorada (consistente en materiales orgánicos naturales), en el mar durante el período entre 1977 y 2010 (OMI, 2016a). Siete partes contratantes comunicaron que habían eliminado en el mar un total de 31.833 x 106 toneladas de carga deteriorada entre 2003 y 2010 (OMI, 2016a).

2.3.4. Vertido de desechos industriales y productos químicos de guerra

Un total de 23 partes contratantes informaron de que habían eliminado 232 x 106 toneladas de desechos industriales en el mar entre 1976 y 1995, incluidos buques desguazados, desechos de explosivos en hormigón, fango residual, desechos de ácidos o bases, desechos de la industria ganadera, polvo de vidrio, polvo industrial, cerámica, municiones, tuberías de hormigón, escombros de demolición, hidrosulfuro de sodio, fangos que contenían metales pesados y fluoruros, desechos de óxido de titanio, desechos de clorofenol, desechos de cromato, pólvora, cenizas finas, desechos de fermentación y desechos de la minería de potasio (OMI, 2019).

Los explosivos de guerra y los productos químicos militares vertidos en el mar desde la Primera Guerra Mundial siguen planteando riesgos para el ecosistema marino y para los diversos usuarios del mar (véase la figura V).

Figura V
Distribución mundial de sitios marinos documentados donde se han vertido municiones al mar



Fuente: www.nonproliferation.org/chemical-weapon-munitions-dumped-at-sea.

Las muestras ambientales suelen mostrar bajas concentraciones de compuestos de municiones en el agua y los sedimentos (del orden de ng/L y µg/kg, respectivamente), y el riesgo ecológico parece ser generalmente bajo (Comisión de Helsinki, 2013; OSPAR, 2010a). No obstante, trabajos recientes demuestran la posibilidad de que se produzcan efectos genéticos y metabólicos subletales en los organismos acuáticos (Beck et al., 2018).

Además, la captura de municiones en redes de pesca, la interacción de explosivos con la infraestructura submarina o las instalaciones en alta mar, así como el material conexo que flota en la superficie, pueden provocar quemaduras o explosiones accidentales (OSPAR, 2010a).

2.3.5. Incineración en el mar

La incineración en el mar es la eliminación de desechos en el mar, quemando compuestos organoclorados y otros desechos tóxicos difíciles de eliminar mediante el uso de buques incineradores especialmente diseñados. Las enmiendas al Convenio de Londres que entraron en vigor en 1994 prohibieron la incineración en el mar de desechos industriales, pero la incineración no terminó hasta el año 2000 (OMI, 2016a).

2.4. Factores relacionados con los cambios

La presente sección abarca diversos factores que dieron lugar a cambios en las prácticas de vertido, a saber: a) los factores que desencadenaron el aumento de las actividades de vertido en el pasado; y b) las medidas sostenidas adoptadas para mitigar un problema ambiental tan grave. Durante siglos, las comunidades han eliminado los desechos en el océano y los mares, suponiendo que eran vertederos convenientes y seguros para deshacerse de la contaminación de origen terrestre. Factores como la ignorancia, la negligencia y la falta de sistemas adecuados de eliminación de desechos desempeñaron un papel importante en las prácticas perjudiciales de vertido de desechos, al igual que la falta de reglamentos y supervisión estrictos.

La mejora del conocimiento científico, la sensibilización de las comunidades científicas y la mayor participación de los Gobiernos, junto con la creciente preocupación mundial, aumentaron la necesidad de contar con instrumentos internacionales para regular el vertido de desechos en el océano (OMI, 2018). Además de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, las medidas reglamentarias adoptadas en el marco del Convenio de Lon-

dres y el Protocolo de Londres fueron factores importantes para mejorar la situación de los vertidos.

Se han elaborado directrices genéricas y exhaustivas para todos los desechos cuyo vertido en el mar se puede considerar (OSPAR, 2016; OMI, 2018). Además, se han elaborado y actualizado orientaciones sobre la aplicación nacional del Protocolo de Londres, que ofrecen una descripción de los tipos de medidas que los Estados deberían considerar tomar en el plano nacional. Sobre la base de las cuestiones relativas a la falta de presentación de informes que se pusieron de relieve en la primera Evaluación, las partes contratantes del Protocolo de Londres y el Convenio de Londres adoptaron nuevas medidas para hacer frente a la situación, incluida la aprobación de un plan estratégico (OMI, 2019).

2.5. Impactos de los cambios en otros componentes del sistema marino e interacción con ellos

Los impactos de los materiales descargados en el ecosistema marino son el núcleo de la cuestión del vertido de desechos sólidos a nivel mundial. Debido a la naturaleza dinámica del océano, determinar el destino de los diversos materiales vertidos resulta complejo. Además, la existencia de diferentes fuentes de contaminación y la complejidad asociada al rastreo de contaminantes específicos hacen difícil establecer en qué medida los vertidos en el océano contribuyen a los efectos e impactos ecológicos observados. En general, los efectos de los vertidos dependen del tipo, cantidad y calidad de los materiales de desecho, así como de las características de las zonas afectadas del océano. Además, la prolongada duración de las prácticas de vertido contribuye a los efectos ecológicos. Para comprender esta dinámica, es necesario entender los posibles impactos de las principales categorías de desechos en los componentes marinos, así como la forma en que los cambios de las prácticas de vertido están aliviando los problemas (OMI, 2018).

El vertido de desechos sólidos en el océano y los mares puede tener diversos impactos en el ecosistema marino, la flora y la fauna, así como en los seres humanos que dependen de las fuentes de agua salada. Entre ellos se cuentan la contaminación química (véase el cap. 11), la polución por nutrientes y la eutrofización (véase el cap. 10), la degradación de la calidad del agua, el agotamiento de los niveles de oxígeno del agua, la asfixia de las criaturas marinas, la disminución de la vegetación sumergida, el envenenamiento y la muerte de plantas y animales oceánicos y los peligros para la salud humana. Si bien existen diferentes vías de contaminación y fuentes asociadas, las acciones de vertido de desechos sólidos tienen su parte de responsabilidad en la carga soportada por el océano y los mares (OMI, 2018).

2.6. Consecuencias ecosistémicas y socioeconómicas de los continuos cambios del sistema

En el océano, los cambios no deseados entre estados de los ecosistemas son causados por la combinación de fuerzas externas que tienen un impacto en el sistema y la resiliencia interna del sistema. A medida que la resiliencia disminuye, el ecosistema se vuelve vulnerable y, como consecuencia, eventos externos cada vez más pequeños pueden causar cambios. Así pues, las acciones antropógenas que provocan perturbaciones incrementan la probabilidad de que se produzcan cambios de régimen no deseados (Scheffer et al., 2001).

Así como el conocimiento de las consecuencias socioeconómicas es limitado, lo mismo ocurre cuando se evalúan las consecuencias de cambios continuos del sistema. Los cambios del estado de los ecosistemas pueden causar grandes pérdidas en términos de recursos ecológicos y económicos. El restablecimiento de un estado deseado puede depender de la degradación que afecte al sistema y requerir intervenciones drásticas y costosas. Según una estimación, la eliminación de la basura de las corrientes de aguas residuales de Sudáfrica costaría unos 279 millones de dólares al año (Lane et al., 2007). En lo que respecta a

otras actividades de vertido, el conocimiento de las consecuencias socioeconómicas y los instrumentos basados en el mercado adolece de considerables carencias.

2.7. Importancia para el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible

La cuestión del vertido de desechos está estrechamente relacionada con el logro del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, en particular las metas 14.1 y 14.c. En el contexto del presente capítulo, los fines pertinentes del Objetivo 14 también están vinculados con el Objetivo 12, a saber, garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles, así como con el Objetivo 11, a saber, lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles. Se ha realizado una labor considerable para seguir apoyando la integración de los Objetivos en los diferentes sectores, lo que puede tener un efecto indirecto sobre los vertidos en el mar. En particular, la Alianza Mundial sobre la Gestión de los Desechos (PNUMA, 2010) constituye un importante nexo de convergencia e integración, ante todo porque sus seis esferas temáticas abarcan la gestión integrada de los desechos, la basura marina y la minimización de los desechos. De conformidad con el Convenio de Londres, entre las iniciativas para afrontar la cuestión de los desechos marinos se encuentra la elaboración de una base de datos de instalaciones portuarias receptoras como módulo del Sistema mundial integrado de información marítima de la OMI.

2.8. Perspectivas

Las fuerzas motrices del cambio en relación con los vertidos están vinculadas a las modificaciones de los hábitos de producción y consumo de los materiales que actualmente se vierten en el océano. Si bien el Convenio de Londres y el Protocolo de Londres abarcan corrientes de desechos diferentes y específicas, cada una de ellas está asociada a industrias y fuerzas motrices separadas que pueden dar

lugar a cambios. Por consiguiente, la modificación de los hábitos de producción y consumo debe incluir a los interesados de un conjunto diverso de industrias.

En el plan estratégico, aprobado en 2016 en la 38ª Reunión Consultiva de las Partes Contratantes del Convenio de Londres y la 11ª Reunión de las Partes Contratantes del Protocolo de Londres, se ofrecen algunas indicaciones sobre el corto y mediano plazo en lo que respecta a los vertidos (OMI, 2018). En el plan se describen cuatro orientaciones estratégicas. La orientación estratégica 1 tiene por objeto promover la ratificación del Protocolo de Londres o la adhesión a él y establece la meta de aumentar considerablemente la tasa anual de nuevas ratificaciones o adhesiones. La orientación estratégica 2 tiene por objeto mejorar la aplicación efectiva del Protocolo de Londres y del Convenio de Londres mediante la prestación de asistencia técnica y apoyo a las partes contratantes y la elaboración de guías y medidas para apoyar la aplicación afrontando los obstáculos reglamentarios, científicos y técnicos, así como alentando y facilitando un mejor cumplimiento, incluida la presentación de informes, y la participación de las partes contratantes en la labor de ambos instrumentos. La orientación estratégica 3 tiene por objeto promover la labor del Protocolo de Londres y el Convenio de Londres externamente, y la orientación estratégica 4 tiene por objeto determinar y abordar las nuevas cuestiones relativas al medio marino en el ámbito de ambos instrumentos. Con ese fin, se han formulado varias metas graduales, en virtud de las cuales, para 2030, el 100 % de las partes contratantes deberían cumplir sus obligaciones de presentación de informes y contar con una autoridad nacional y una autoridad legislativa o reguladora apropiada para aplicar el Convenio de Londres y el Protocolo de Londres.

Los objetivos futuros en el marco del Convenio de Londres y del Protocolo de Londres son la regulación de la geoingeniería y la fertilización de los océanos y un examen de los impactos de las nuevas tecnologías de "geoingeniería" marina. Se prevé seguir trabajando sobre la base de la colaboración entre la OMI (en el

marco del Protocolo de Londres), las Naciones Unidas y el Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino en lo que respecta a los residuos procedentes de extracciones mineras, la destrucción o restauración de hábitats y la basura marina, a fin de subsanar las carencias del marco jurídico internacional. Además, se introducirá la presentación sencilla de informes en línea, se establecerá una base de datos y se examinarán las actividades de vigilancia. Por último, se afrontarán los efectos ambientales del legado de las municiones químicas arrojadas al mar en el pasado.

2.9. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Desde la aprobación de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, el Convenio de Londres y el Protocolo de Londres, los Estados costeros aprobaron reglamentos para la eliminación de desechos sólidos en el mar y se han realizado importantes progresos (OMI, 2018). Sin embargo, debido a que muchas partes contratantes no presentan informes suficientes y a la falta de datos publicados, es difícil hacer un seguimiento de la aplicación y comprender el alcance actual del problema.

Entre las carencias en materia de conocimientos se encuentran las siguientes:

- La escala de los impactos de los vertidos de recipientes de plástico reforzado con fibra de vidrio
- Los impactos socioeconómicos de todas las corrientes de desechos que se permite verter, incluido el legado de los vertidos
- La comprensión de los impactos de las políticas pertinentes en los vertidos y los impactos ambientales marinos (por ejemplo, las políticas de desechos)
- La comprensión de la extensión y el impacto de la basura marina

- Efectos acumulativos de los vertidos actuales y anteriores y la contaminación actual de otras fuentes

Entre las carencias en materia de creación de capacidad incluye:

- La vigilancia (y presentación de informes) de los vertidos
- La comprensión de los impactos de las actividades terrestres en la magnitud de las corrientes de desechos que se vierten en el océano
- Las nuevas técnicas para gestionar los riesgos asociados a las municiones vertidas en el mar, la elaboración de directrices sobre los encuentros con municiones (como el caso de las personas que trabajan en la industria pesquera, las técnicas para la remoción segura y la vigilancia de los posibles efectos del vertido de municiones)
- El desarrollo de alternativas sostenibles al vertido en los océanos o la prevención de la

necesidad de realizar vertidos mediante la modificación de los hábitos de producción.

Si bien se ha reducido considerablemente el vertido de la mayoría de las corrientes de desechos permitidas, es posible que aumenten otras corrientes de desechos. Las zonas que se encuentran a gran distancia están cada vez más conectadas, ya que las decisiones en materia de consumo, producción y gobernanza influyen en las corrientes de materiales, desechos, energía e información de otros países, lo que puede generar beneficios económicos agregados y modificar los costos económicos y ambientales. Dado que más del 60 % de la infraestructura urbana que se prevé que existirá para 2050 aún no se ha construido, es fundamental comprender el papel que desempeñan los vertidos procedentes de las actividades de construcción y desarrollo urbano. Es necesario tener en cuenta los impactos terrestres y oceánicos de esas actividades en el medio marino.

Bibliografía

- Abayomi, Oyebamiji, et al. (2017). Microplásticos in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, No. 1, pp. 181–188. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011>.
- Addamo, A.M., et al. (2017). *Top Marine Beach Litter Items in Europa*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-87711-7. <http://doi.org/10.2760/496717>.
- Amélineau, Françoise, et al. (2016). Microplastic pollution in the Groenlandia Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution*, vol. 219, pp. 1131–1139.
- Arias-Andrés, María, et al. (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 253–261.
- Arossa, Silvia, et al. (2019). Microplastic removal by Mar Rojo giant clam (*Tridacna maxima*). *Environmental Pollution*, vol. 252, part. B.
- Asamblea de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (UNEA) (2019). Resolutions and Decisions Adopted by the Committee of the Whole of the United Nations Environment Assembly at Its Fourth Session on 11 - 15 March 2019. Ministerial Declaration, Resolutions and Decisions for UNEA 4. <https://environmentassembly.unenvironment.org/proceedings-report-ministerial-declaration-resolutions-and-decisions-unea-4>.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, et al. (2018). Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 133, pp. 336–348.
- Barnes, David K.A., et al. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, No. 1526, pp. 1985–1998.

- Barrows, Abigail, et al. (2018). Marine environment microfiber contamination: global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 275–284.
- Beaumont, Nicola J., et al. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189–195.
- Beck, Aaron J., et al. (2018). Spread, behavior, and ecosystem consequences of conventional munitions compounds in coastal marine waters. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 141.
- Beer, Sabrina, et al. (2018). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades: a case study from the Mar Báltico. *Science of the Total Environment*, vol. 621, pp. 1272–1279.
- Bessa, Filipa, et al. (2019). Microplásticos in gentoo penguins from the Antarctic region. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 14191. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50621-2>.
- Brandon, Jennifer A., et al. (2019). Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Science Advances*, vol. 5, No. 9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>.
- Carlton, James T., et al. (2017). Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, vol. 357, No. 6358, pp. 1402–1406.
- Catarino, A.I., et al. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 675–684.
- Chiba, Sanae et al. (2018). Human footprint in the abyss: 30-year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Cincinelli, Alessandra, et al. (2017). Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, vol. 175, pp. 391–400.
- Claro, Françoise, et al. (2019). Tools and constraints in monitoring interactions between marine litter and megafauna: Insights from case studies around the world. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 147–160.
- Collignon, Amandine, et al. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mar Mediterráneo. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 4, pp. 861–864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>.
- Comisión de Helsinki (2013). Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the Ad Hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings (BSEP), No. 142.
- Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR) (2010a). Overview of Past Dumping at Sea of Chemical Weapons and Munitions in the OSPAR Maritime Area: 2010 Update. Londres.
- _____ (2010b). Quantities of dredged material dumped. En Quality Status Report 2010. https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433_supplements/p00433_suppl_3_total_annual_amounts.pdf.
- _____ (2016). Informe anual de la Comisión OSPAR sobre el vertido y la colocación de los desechos y otros materiales en el mar en 2014. Serie Environmental Impacts of Human Activities.
- _____ (2017). Marine Litter chapter. Evaluación intermedia de la Comisión OSPAR de 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/>.
- Comisión Técnica de Contaminantes de la Cadena Alimentaria de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, vol. 14, No. 6, e04501.
- Compa, Montserrat, et al. (2019). Spatio-temporal monitoring of coastal floating detritos marinos in the Balearic Islands from sea-cleaning boats. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 205–214.

- Courtene-Jones, Winnie, et al. (2019). Consistent microplastic ingestion by deep-sea invertebrates over the last four decades (1976–2015), a study from the North East Atlantic. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 503–512.
- Cózar A., et al. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 111, No. 28, pp. 10239–10244.
- Cózar, A., et al. (2017). The Océano Ártico as a dead end for floating plastics in the Atlántico septentrional branch of the Thermohaline Circulation. *Science Advances*, vol. 3, No. 4, p. e1600582.
- Crippa, Maurizio, et al. (2019). *A Circular Economy for Plastics: Insights from Research and Innovation to Inform Policy and Funding Decisions*. M.D. Smet and M. Linder, eds. Brussels: European Commission.
- Domènech, F., et al. (2019). Two decades of monitoring in detritus marinos ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterráneo. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 367–378.
- Eriksen, Marcus, et al. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLOS One*, vol. 9, No. 12, p. e111913.
- _____ (2018). Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Golfo de Bengala and South Pacific. *Environmental Pollution*, vol. 232, pp. 430–439.
- Everaert, Gert, et al. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1930–1938.
- Fang, Chao, et al. (2018). Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere*, vol. 209, pp. 298–306.
- Filho W., et al. (2019). Plastic debris on Pacific islands: ecological and health implications. *Science of the Total Environment*, vol. 670, pp. 181–187, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.181>.
- Gaibor, Nikita, et al. (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic detritus marinos on the beaches from Ecuador: a volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, art. 111068. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111068>.
- García-Rivera, Santiago, et al. (2018). Spatial and temporal trends of marine litter in the Spanish Mediterráneo seafloor. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 137, pp. 252–261.
- Gerigny, O., et al. (2019). Seafloor litter from the continental shelf and canyons in French Mediterráneo water: distribution, typologies and trends. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, pp. 653–666.
- Geyer, Roland, et al. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, vol. 3, No. 7, p. e1700782.
- Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP) (2016). Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment. P. J. Kershaw y C. M. Rochman, eds., GESAMP Report and Studies Series, No. 93. Nairobi: Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino.
- _____ (2019). Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplastics in the Ocean. P. J. Kershaw y F. Galgani, eds., GESAMP Report and Studies Series, No. 99. Nairobi: Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino.
- Hess, Ronald W., et al. (2001). *Disposal Options for Ships*. Santa Monica, California: RAND Corporation. www.rand.org/pubs/monograph_reports/MR1377.html.
- Hidalgo-Ruz, Valeria, et al. (2018). Spatio-temporal variation of anthropogenic detritus marinos on Chilean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 126, pp. 516–524.
- Hong, Sunwook, et al. (2017). Navigational threats by derelict fishing gear to navy ships in the Korean seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 119, No. 2, pp. 100–105. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.006>.
- Ioakeimidis C., et al. (2017). Occurrence of marine litter in the marine environment: a world panorama of floating and seafloor plastics. In *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in Environment*. H.

- Takada and H.K. Karapanagioti, eds. Handbook of Environmental Chemistry Series, vol. 78. Cham, Suiza: Springer, pp. 93–120. https://link.springer.com/Capítulo/10.1007/698_2017_22.
- Isobe, Atsuhiko, et al. (2015). East-Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 2, pp. 618–623.
- _____ (2017). Microplásticos in the Océano Antártico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 114, No. 1, pp. 623–626.
- Ivar do Sul, Juliana A., et al. (2014). Microplásticos in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 225, No. 7, art. 2004.
- Jambeck, Jenna R., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, No. 622, pp. 768–771.
- Jamieson, Alan J., et al. (2019). Microplásticos and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 2, art. 180667.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2016). *Fuentes, Fate and Effects of Microplásticos in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment*. P.J. Kershaw and C.M. Rochman, eds. GESAMP Report and Studies Series, No. 93. Nairobi: IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/ PNUMA/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- _____ (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplásticos in the Ocean*. P.J. Kershaw and F. Galgani, eds. GESAMP Report and Studies Series, No. 99. Nairobi: IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/PNUMA/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- Kako, Shin'ichiro, et al. (2014). A decadal prediction of the quantity of plastic detritus marinos littered on beaches of the East Asian marginal seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 81, No. 1, pp. 174–184.
- Kanhai, La Daana K., et al. (2018). Microplásticos in sub-surface waters of the Arctic Central Basin. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 130, pp. 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.011>.
- Kühn, Fabienne, et al. (2018). Plastic ingestion by juvenile polar cod (*Boreogadus saida*) in the Océano Ártico. *Polar Biology*, vol. 41, pp. 1269–1278. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2283-8>.
- Lacerda, Ana L.D.F., et al. (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 3977.
- Lane, S.B., et al. (2007). Regional overview and assessment of marine litter related activities in the West Océano Índico region. *Report to the Naciones Unidas Program*.
- Lavender Law, Kara, et al. (2010). Plastic accumulation in the Atlántico septentrional subtropical gyre. *Science*, vol. 329, No. 5996, pp. 1185–1188. <http://doi.org/10.1126/science.1192321>.
- _____ (2014). Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environmental Science and Technology*, vol. 48, No. 9, pp. 4732–4738.
- _____ (2017). Plastics in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, pp. 205–229.
- Lavers, Jennifer L., and Alexander L. Bond (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 23, pp. 6052–6055.
- Lebreton, L., et al. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 15611.
- Lechner, Aaron, et al. (2014). The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europa's second largest river. *Environmental Pollution*, vol. 188, pp. 177–181.

- Leclerc, Lisa-Marie E., et al. (2012). A missing piece in the Arctic food web puzzle? Stomach contents of Groenlandia sharks sampled in Svalbard, Noruega. *Polar Biology*, vol. 35, No. 8, pp. 1197–1208. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1166-7>.
- Lusher, Amy (2015). Microplásticos in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, pp. 245–307.
- Macfadyen, Graeme, et al. (2009). *Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear*. PNUMA Regional Seas Reports and Studies, No. 185 and FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 523. Roma.
- Maes, Thomas, et al. (2018). Below the surface: twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europa (1992–2017). *Science of the Total Environment*, vol. 630, pp. 790–798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.245>.
- Markic, Ana, et al. (2018). Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 136, pp. 547–564.
- Martínez-Vicente, Víctor, et al. (2019). Measuring marine plastic debris from space: initial assessment of observation requirements. *Remote Sensing*, vol. 11, No. 20.
- Maximenko, Nikolai, et al. (2019). Toward the Integrated Marine Debris Observing System. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 447. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00447>.
- Ministry of Ecology and Environment, China (2019). *Bulletin of Marine Ecological Environmental Status of China in 2018*. <http://hys.mee.gov.cn/dtxx/201905/P020190529532197736567.pdf>.
- McIlgorm, A., et al. (2020). *Update of 2009 APEC report on Economic Costs of Marine Debris to APEC Economies*. A report to the APEC Ocean and Pesca Working Group by the Australian National Centre for Ocean Resources and Security (ANCORS). Australia: University of Wollongong.
- Ministerio de Ecología y Medio Ambiente de China (2019). *Bulletin of Marine Ecological Environmental Status of China in 2018*. <http://hys.mee.gov.cn/dtxx/201905/P020190529532197736567.pdf>.
- Miranda-Urbina, Diego, et al. (2015). Litter and seabirds found across a longitudinal gradient in the Océano Pacífico Sur. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 96, Nos. 1–2, pp. 235–244.
- Monteiro, Raqueline C.P., et al. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, vol. 238, pp. 103–110.
- Morgana, Silvia, et al. (2018). Microplásticos in the Arctic: a case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Groenlandia. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1078–1086.
- Munari, Cristina, et al. (2017). Microplásticos in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 122, Nos. 1–2, pp. 161–165.
- Murray, Cathryn Clarke, et al. (2018). The influx of detritos marinos from the Great Japón Tsunami of 2011 to North American shorelines. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 26–32.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 24: Solid waste disposal. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nielsen, Julius, et al. (2014). Distribution and feeding ecology of the Groenlandia shark (*Somniosus microcephalus*) in Groenlandia waters. *Polar Biology*, vol. 37, No. 1, pp. 37–46. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1408-3>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Roma.
- Organización Marítima Internacional (OMI) (2016a). *Overview of Statistics of Dumping Permits for the Period from 1972–2010 for the Twentieth Anniversary of the Adoption of the London Protocol, Final Report on Permits Issued in 2010, LC 38-7-1*.
- _____ (2016b). *Review of the Current State of Knowledge Regarding Marine Litter in Wastes Dumped at Sea under the London Convention and Protocol: Final Report*.

- _____ (2018). Report of the Forty-First Meeting of the Scientific Group of the London Convention and the Twelfth Meeting of the Scientific Group of the London Protocol, LC/SG 41/16.
- _____ (2019). London Convention and Protocol Overview of Statistics of Dumping Permits for the Period 1976 to 2016 (2019). Direct Communication from the Secretariat for London Convention/Protocol and Ocean Affairs.
- Ostle, Clare, et al. (2019). The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 1622.
- Peeken, Ilka, et al. (2018). Microplásticos in the marine realms of the Arctic with special emphasis on sea ice. *Arctic Report Card*, vol. 2018, pp. 89–99.
- Petry, Maria V., and Victória R.F. Benemann (2017). Ingestion of detritos marinos by the white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*): is it increasing over time off southern Brasil? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 117, Nos. 1–2, pp. 131–135.
- Pham, Christopher, et al. (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLOS One*, vol. 9, No. 4, p. e95839.
- Pierdomenico, Martina, et al. (2019). Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 5330. www.nature.com/articles/s41598-019-41816-8.
- PlasticsEurope (2019). *Plastics: The Facts 2018 – An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels.
- Reisser, Julia, et al. (2014). Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLOS One*, vol. 9, No. 6, p. e100289.
- Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policymakers. J. Brondizio, S. Settele y H. T. N. Díaz, eds. Bonn: secretaría de la IPBES. www.ipbes.net/global-assessment-biodiversity-ecosystem-services.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2010). *Global Partnership on Waste Management*. Osaka: PNUMA.
- _____ (2014). *Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry*. Nairobi: PNUMA.
- _____ (2017). *Marine Litter Socio Economic Study*. Nairobi: PNUMA.
- _____ (2018). *Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability*. Nairobi: PNUMA.
- _____ (2019). *State of the Environment and Development in the Mediterranean*. UNEP MAP. Documento informativo de la 21ª Reunión de las Partes Contratantes del Convenio de Barcelona. Nápoles (Italia), 2 a 5 de diciembre de 2019. UNEP/MED IG.24/Inf.11. Nairobi: PNUMA.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y GRID-Arendal (2016). *Marine Litter Vital Graphics*. Nairobi.
- Richardson, Kelsey, et al. (2019). Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: a literature review and meta-analysis. *Fish and Pesca*, vol. 20, No. 6, pp. 1218–1231. <https://doi.org/10.1111/faf.12407>.
- Rochman, Chelsea M. (2018). Microplásticos research: from sink to Fuente. *Science*, vol. 360, No. 6384, pp. 28–29.
- Rochman, Chelsea M., et al. (2016). The ecological impacts of detritos marinos: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology*, vol. 97, No. 2, pp. 302–312. <https://doi.org/10.1890/14-2070.1>.
- Scheffer, Marten, et al. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, vol. 413, No. 6856, pp. 591–596.
- Scheld, Andrew, et al. (2016). The dilemma of derelict gear. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 19671. <https://doi.org/10.1038/srep19671>.

- Schmidt, Christian, et al. (2017). Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science and Technology*, vol. 51, No. 21, pp. 12246–12253. <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.est.7b02368>.
- Schulz, Marcus, et al. (2013). A multi-criteria evaluation system for marine litter pollution based on statistical analyses of OSPAR beach litter monitoring time series. *Marine Environmental Research*, vol. 92, pp. 61–70.
- Schuyler, Qamar A., et al. (2016). Risk analysis reveals global hotspots for detritus marinos ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 2, pp. 567–576.
- Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA) (2019). *A Scientific Perspective on Microplásticos in Nature and Society*. Berlin. <https://doi.org/10.26356/microplastics>.
- Strafella, P., et al. (2019). Assessment of seabed litter in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterráneo) over six years. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 24–35.
- Tekman, Mine B., et al. (2017). Marine litter on deep Arctic seafloor continues to increase and spreads to the North at the HAUSGARTEN observatory. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 120, pp. 88–99.
- Ten Brink, Patrick, et al. (2018). Circular economy measures to keep plastics and their value in the economy, avoid waste and reduce marine litter. *Economics*. Discussion paper, No. 2018-3, pp. 1–15. www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2018-3.
- Thiel, Martin, et al. (2018). Impacts of marine plastic pollution from continental coasts to subtropical gyres: fish, seabirds, and other vertebrates in the SE Pacific. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 238.
- Topouzelis, Konstantinos, et al. (2019). Detection of floating plastics from satellite and unmanned aerial systems (Plastic Litter Project 2018). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 79, pp. 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.011>.
- Van Cauwenberghe, Lisbeth, et al. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, vol. 182, pp. 495–499.
- Van der Hall, N., et al. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 116, pp. 151–155.
- Van Emmerick, Tim, et al. (2018). Methodology to characterize riverine macroplastic emission into the ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 372. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00372>.
- Van Franeker, Jan A., and Kara Lavender Law (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, vol. 203, pp. 89–96.
- Van Sebille, Erik, et al. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 12, p. 124006.
- Veerasingam, S., et al. (2016). Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, vol. 159, pp. 496–505.
- Viršek, Manca Kovač, et al. (2017). Microplásticos as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, Nos. 1–2, pp. 301–309.
- Waller, Catherine, et al. (2017). Microplásticos in the Antarctic marine system: an emerging area of research. *Science of the Total Environment*. vol. 598, pp. 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>.
- Walther, Bruno A., et al. (2018). Type and quantity of coastal debris pollution in Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 862–872.
- Wilcox, Chris, et al. (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 12536. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30038-z>.
- Wilcox, Chris, et al. (2019). Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western Océano Atlántico Norte. *Environmental Science and Technology*, vol. 54, No. 2, pp. 790–796. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04812>.

- Woodall, Lucy C., et al. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, art. 140317.
- _____ (2015). Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 3.
- Wright, Stephanie, and Franck Kelly (2017). Plastic and human health: a micro issue? *Environmental Science and Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>.
- Zablotski, Yury, and Sarah B.M. Kraak (2019). Marine litter on the Baltic seafloor collected by the international fish-trawl survey. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 448–461. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.014>.
- Zhou, Changchun, et al. (2016). Assessment of detritos marinos in beaches or seawaters around the China seas and coastal provinces. *Waste Management*, vol. 48, pp. 652–660.

Capítulo 13

Cambios de

la erosión y la

sedimentación

Contribuidores: Ca Thanh Vu (responsable and coordinador), Paulette Bynoe, Trang Minh Duong, Matt Eliot, Frank Hall, Roshanka Ranasinghe, Matthieu de Schipper y Joshua T. Tuhumwire (co-responsable).

Ideas clave

- La erosión costera puede provocar el retroceso de las costas, la destrucción de los hábitats y la pérdida de tierras, lo que causa importantes impactos ecológicos y socioeconómicos negativos en las zonas costeras mundiales.
- El balance de sedimentos y la geología determinan la morfología y la dinámica de las costas, que influyen en la naturaleza y la salud de los ecosistemas costeros. Las actividades humanas que afectan a la dinámica de los sedimentos, tanto en la costa como en la tierra, modifican las pautas naturales de erosión y sedimentación.
- A nivel mundial, la retirada o interrupción del aporte de sedimentos a la costa y a lo largo de ella ha ido en aumento, a través de presas río arriba, la minería de arena costera y fluvial, y las infraestructuras costeras. La reducción del aporte de sedimentos incrementa el retroceso de la costa.
- Los acantilados, que difieren en cuanto a sus características de las costas arenosas o de barro, experimentan una erosión progresiva, provocada en gran medida por una combinación de inestabilidad geotécnica, el desgaste de la parte superior del perfil de los acantilados y la acción de las olas en la parte baja.
- Los resultados de investigaciones recientes revelan que, en aproximadamente el 15 % de todas las playas arenosas del mundo, la línea de costa ha ido retrocediendo a una tasa media de 1 m o más por año en los últimos 33 años, mientras que casi la mitad de las playas arenosas del mundo se encuentran actualmente en situación estable.
- Muchas zonas en las que se ha observado un avance de la costa están relacionadas con la regeneración de tierras y la apropiación por estructuras costeras. Esas actividades humanas modifican la dinámica de las costas, lo que suele dar lugar a la erosión en la dirección de la corriente.
- Los impactos del cambio climático, incluidos el aumento del nivel del mar y los posibles aumentos de la frecuencia e intensidad de las tormentas tropicales y extratropicales graves, pueden acelerar la erosión de las costas. Las actividades humanas tienen los impactos más fuertes en los deltas y las costas adyacentes, e impactos potencialmente graves en otros sistemas costeros, como los bancos de arena, las islas barrera y los estuarios dominados por las olas.

1. Introducción

La erosión costera y los consiguientes daños a las propiedades situadas en la costa se examinaron brevemente en el capítulo 26 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a). Sin embargo, en el capítulo apenas se analizaban las causas más amplias, las distribuciones geográficas y los efectos de la erosión costera y la sedimentación, los efectos del mayor uso de las estructuras de protección de las costas, los impactos de la erosión costera en los sistemas ecológicos costeros y la capacidad de modelización y previsión de la erosión costera y la sedimentación.

Estas carencias mencionadas se tratan en el presente capítulo, que se centra en particular en las tendencias y los cambios de las pautas de erosión costera y sedimentación en el período 2010-2020, siguiendo la base de referencia descrita en la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017c). Entre los aspectos que se han considerado se encuentran los cambios de la gestión de los ríos que alteran el aporte de sedimentos a las costas; la extracción de arena, el dragado y la eliminación de materiales de dragado; los cambios de las infraestructuras costeras que afectan a los procesos de transporte costero de sedimentos; la erosión costera y la sedimentación en relación con los

sistemas ecológicos costeros y oceánicos y la economía social (capital o recursos naturales, medios de vida y bienestar); las prácticas de gestión para la prevención de la erosión coste-

ra y la sedimentación; y los avances del conocimiento y la capacidad que han contribuido a la evaluación de los cambios de estado.

2. Cambios del estado de erosión y sedimentación de las costas

Los factores que influyen en la erosión costera y la sedimentación abarcan las características de los sedimentos costeros, los intercambios entre la tierra, la costa y la plataforma, y las respuestas geomórficas al forzamiento oceánico. Las actividades humanas pueden influir considerablemente en la erosión y sedimentación de las costas y verse afectadas por ellas (Hapke et al., 2013; Angamuthu et al., 2018; Mentaschi et al., 2018).

Se realizó una evaluación moderna del cambio del aporte de sedimentos a los deltas fluviales utilizando enfoques de imágenes satelitales, teniendo en cuenta el atrapamiento de sedimentos en las llanuras inundables o en los estuarios (Nyberg et al., 2018); la distribución relativa entre la plataforma y la costa; y la movilidad de los sedimentos fluviales en comparación con el material in situ que se encuentra en las costas fangosas, arenosas o rocosas. Entre los factores que influyen en las respuestas geográficamente variables de las costas a la disponibilidad de sedimentos figuran los marcos geológicos subyacentes, la acción de las olas, la hidrodinámica de las mareas, los procesos eólicos y la retroalimentación ecomorfodinámica, como en el caso de las dunas o los manglares (Moore et al., 2018).

Pueden producirse impactos generalizados debidos a las actividades humanas si el transporte de sedimentos a lo largo de la costa se ve perturbado por la instalación de estructuras costeras o la extracción de arena (Hapke et al., 2013; Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), 2016). Además, entre las zonas costeras de baja altitud que se consideran sensibles al rápido aumento previsto del nivel del mar se encuentran los humedales

costeros, las costas de barrera, los deltas y las islas pequeñas (Nicholls et al., 1999).

Hasta hace poco tiempo, no se había realizado una evaluación fiable a escala mundial de la presencia de playas de arena ni de sus tasas de cambio morfológico del litoral. Aprovechando la mayor disponibilidad de imágenes satelitales, las técnicas avanzadas de análisis de procesamiento de imágenes y los recursos informáticos, Luijendijk et al. (2018a) presentaron una evaluación mundial actualizada de la aparición y evolución de las costas arenosas, mediante un análisis totalmente automatizado de imágenes satelitales tomadas a lo largo de 33 años (1984-2016). Su análisis mostró que el 31 % de las costas mundiales libres de hielo eran arenosas y que la mayor presencia de playas arenosas se registraba en África (66 %), aunque la naturaleza y las características de las playas examinadas en el estudio variaban sustancialmente.

2.1. Cambios de las fuerzas motrices

Las civilizaciones humanas se originaron y prosperaron en las llanuras inundables y en las zonas costeras de los deltas de los grandes ríos del mundo, que ahora están habitadas por unos 2.700 millones de personas (Best, 2019). El rápido aumento de la demanda de agua, alimentos, tierras y energía ha dado lugar a intervenciones humanas, como la construcción de grandes presas, la deforestación, la expansión de la agricultura intensiva, la urbanización, la construcción de infraestructuras y la extracción de arena. Esas actividades humanas han sometido a esos sistemas a una inmensa presión, lo que ha dado lugar a cambios a gran escala e irreversibles.

Según la Comisión Internacional de grandes represas (2018), en todo el mundo hay 59.071 presas con alturas de más de 15 m y embalses correspondientes de más de 3 millones de m³. Las mayores densidades de presas hidroeléctricas se encuentran en América del Sur, Asia meridional y Europa septentrional. Las mayores presas, incluidas las construidas, en construcción y previstas, están situadas en la cuenca del río Mekong, la cuenca del río Amazonas y la cuenca del río Congo (Kondolf et al., 2014; Warner et al., 2019).

La construcción de presas y embalses puede reducir el aporte de sedimentos que recibe la costa en diferentes grados (Slagel y Griggs, 2008), a veces en más del 50 % (Besset et al., 2019), lo que provoca la erosión de los deltas y las costas adyacentes. Se prevé que la reducción del aporte de sedimentos a las costas se acentúe en gran medida en el siglo XXI (Dunn et al., 2018), entre un 50 % y un 100 % (Kondolf et al., 2014; Besset et al., 2019). Por ejemplo, en el río de las Perlas (China), la construcción de dos megapresas (Yangtan y Longtan) ha reducido un 70 % el aporte de sedimentos fluviales recibidos por la costa en el período 1992-2013 (Ranasinghe et al., 2019). Kondolf et al. (2014) encontraron que se habían construido, estaban en construcción o se iban a construir 140 presas para el río Mekong o sus afluentes. En un “futuro determinado”, si se terminaran 38 presas que se han planificado o están en construcción, la reducción acumulativa de sedimentos que recibiría el delta del Mekong sería del 51 %; y si todas las presas previstas y en construcción se completaran, se produciría una reducción acumulativa del 96 % de los sedimentos que recibe el delta del Mekong. Esto causaría un grave deterioro de los sistemas de manglares y, como consecuencia, la erosión de la costa y cambios irreversibles del ecosistema circundante. Por otra parte, en diversos países se están realizando esfuerzos sustanciales para eliminar grandes presas, como la presa de Elwha en el estado de Washington (Estados Unidos) (Warrick et al., 2015).

La arena extraída de los ríos, las playas y los fondos marinos costeros se utiliza para la regeneración de tierras y playas y para la industria

(Bendixen et al., 2019). Esto elimina cantidades considerables de arena que, de otro modo, contribuirían al transporte del litoral, lo cual da lugar a un déficit de sedimentos costeros (Montoi et al., 2017) y afecta a la morfología de la costa (CIEM, 2016; Abam y Oba, 2018). En la actualidad, la extracción de arena de las playas y los fondos marinos es una práctica común en muchos países, aunque a veces es ilegal. Se sabe que la extracción de arena, en general, tiene lugar en 73 países de cinco continentes, aunque no hay cifras fiables sobre la práctica a nivel mundial (Peduzzi, 2014; Jayappa y Deepika 2018).

2.2. Cambios de las presiones

La economía y el crecimiento de la población suelen impulsar la ocupación humana de las zonas costeras, si bien estos factores se ven contrarrestados por los costos socioeconómicos de la gestión de las costas y los efectos adversos sobre los servicios ecosistémicos costeros. El logro del equilibrio entre esas presiones suele verse dificultado por las divisiones jurisdiccionales o económicas, ya que los beneficios y los impactos a menudo están separados geográficamente (por ejemplo, la acreción aguas arriba y la erosión aguas abajo afectan a diferentes comunidades) o se producen en diferentes escalas de tiempo (por ejemplo, la construcción de un dique puede diferir la presión de la erosión durante una generación, pero también puede obligar a una comunidad a llevar a cabo la construcción posterior de obras adicionales o de mayor envergadura).

Los cambios persistentes de la erosión y la sedimentación pueden exceder la tolerancia de los sistemas costeros para ajustarse. En el caso de los sistemas naturales, esos cambios pueden dar lugar a una pérdida de los servicios ecosistémicos (Xu et al., 2019). Las actividades humanas pueden ser intolerantes a la dinámica costera, como en el caso de las infraestructuras que pueden sufrir daños o perder su función debido a los cambios de posición de la costa o del fondo marino. La percepción de la necesidad de responder a la erosión o la sedimentación depende generalmente de la naturaleza de las

actividades humanas en la zona costera, como se indica a continuación:

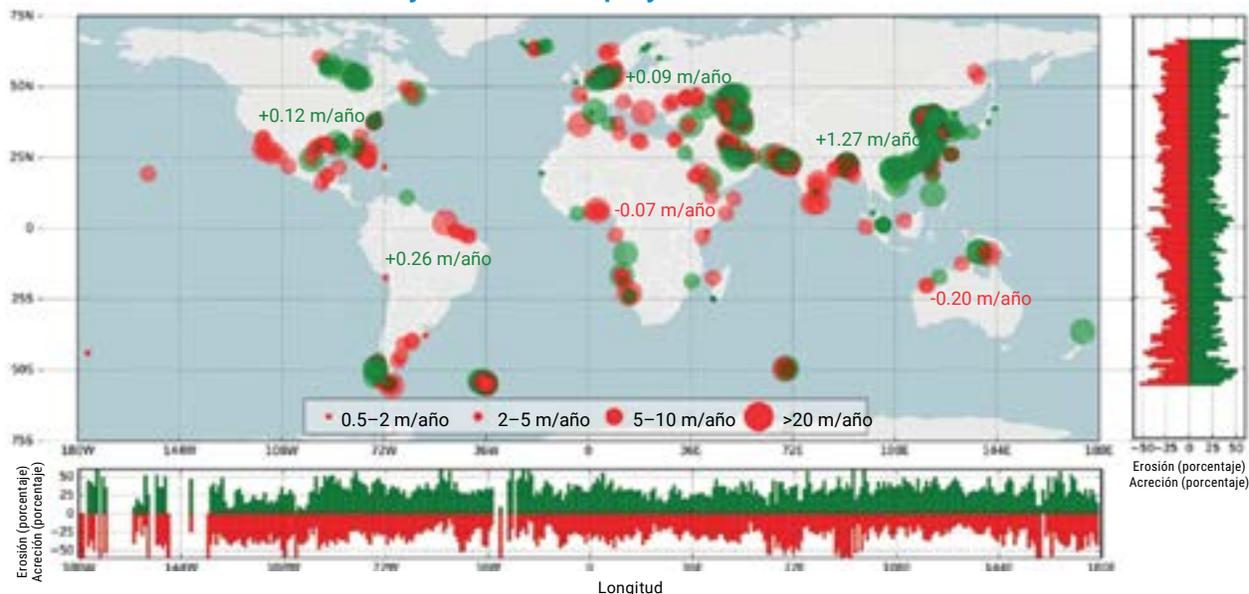
- a) Las instalaciones portuarias, incluidos los canales de acceso navegables y las cuencas portuarias, suelen extenderse a lo largo de la mayor parte de la zona costera activa, y la conservación de las funciones portuarias requiere con frecuencia la gestión de los sedimentos costeros mediante rompeolas y dragados (véase también el cap. 14);
- b) Desde la década de 1950 se ha producido un importante crecimiento urbano a lo largo de las costas y el número de ciudades costeras de más de 100.000 habitantes aumentó de 472 en 1950 a 2.129 en 2012 (Barragán y Andrés, 2015; véase también el cap. 14);
- c) Las respuestas de la gestión costera varían sustancialmente, dependiendo de la economía, la legislación y los valores sociales, y se dividen en general en estrategias de protección, adaptación, retirada controlada y sacrificio (Williams et al., 2018);
- d) La sensibilidad de las zonas rurales a la erosión y la sedimentación suele estar determinada por los impactos en las estructuras de drenaje y reducción de las inundaciones (Hou et al., 2016); ya que suelen estar situadas en la zona supramareal, su sensibilidad a los cambios costeros no siempre es evidente.

estaban avanzando y en 7 no se registraba ningún cambio significativo. Luijendijk et al. (2018a), utilizando imágenes de Landsat y algoritmos de clasificación supervisada para la detección de la costa, comprobaron que, en el período comprendido entre 1984 y 2016, el 24 % de las playas arenosas del mundo se habían ido retirando a un ritmo superior a 0,5 m por año, mientras que el 28 % habían avanzado y el 48 % se mantenían estables. También constataron que alrededor del 4 % de las playas arenosas del mundo estaban retrocediendo a un ritmo superior a los 5 m por año, mientras que en torno al 2 % de las costas arenosas mundiales estaban retrocediendo a tasas superiores a 10 m por año (véase la figura a continuación). Australia y África continentales están experimentando una erosión neta (0,20 m/año y 0,07 m/año, respectivamente), mientras que los demás continentes parecen estar experimentando una acreción neta. A nivel mundial, el 8 %, el 6 % y el 3 % de las playas arenosas han registrado acreción a tasas de 3 m por año, 5 m por año y 10 m por año, respectivamente, en el período transcurrido entre 1984 y 2016. Asia es el continente con la mayor tasa de avance (1,27 m/año), lo que probablemente sea atribuible a los grandes proyectos de regeneración de tierras de los últimos decenios. También se observan tasas de erosión relativamente altas en latitudes justo al sur del ecuador, asociadas a pérdidas de tierra a gran escala adyacentes a la desembocadura del río Amazonas.

2.3. Cambios de estado

Besset et al. (2019) examinaron los cambios de la zona costera de 54 deltas seleccionados en todo el mundo a lo largo de 30 años, sobre la base de la bibliografía y el análisis de imágenes de satélite. Encontraron que 29 deltas estaban en retroceso general, en 18 casos las costas

Figura I
Focos mundiales de erosión y acreción de playas



Fuente: Luijendijk et al., 2018a, vuelto a imprimir bajo una licencia Creative Commons (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>).

Notas: Los círculos rojos (verdes) indican erosión (acreción) para las cuatro clasificaciones dinámicas de la costa pertinentes (véase la leyenda). Los gráficos de barras de la derecha y la parte inferior presentan la ocurrencia relativa de la erosión (acreción) de las costas arenosas por grados de latitud y longitud, respectivamente. Las cifras presentadas en el gráfico principal representan la tasa de cambio promedio de todas las costas arenosas por continente.

Como consecuencia del cambio climático, especialmente por la elevación prevista del nivel del mar y el aumento de la frecuencia y la gravedad de las olas extremas, es probable que se produzcan cambios de las pautas de erosión costera y sedimentación a nivel mundial, como indican varias iniciativas de elaboración de modelos de proyección de la evolución futura de las costas a escala local, regional y mundial (Anderson et al., 2015; Antolínez et al., 2019; Castelle et al., 2014; Long y Plant, 2012; Ranasinghe et al., 2012; Splinter et al., 2014; Vitousek et al., 2017; Dastgheib et al., 2019; Bamunawala et al., 2020; Athanasiou et al., 2020; Vousdoukas et al., 2020). Las observaciones recientes han indicado también que se está produciendo una aceleración de la erosión de los acantilados costeros (Hurst et al., 2016; Sunamura, 2015; Castedo et al., 2017).

2.4. Cambios del impacto

La erosión costera y los cambios de la sedimentación plantean graves riesgos para la in-

fraestructura, las propiedades, las actividades económicas y los sistemas ecológicos de las zonas costeras, y la adaptación requiere una inversión considerable. Existe una tendencia al aumento de los daños causados por la erosión costera en lugares específicos que afecta gravemente a las propiedades y actividades socioeconómicas de las costas (Gopalakrishnan et al., 2016; Nguyen et al., 2018; Stronkhorst et al., 2018). La proyección de los riesgos y daños asociados a la erosión costera y a los cambios de la sedimentación indica que es probable que aumenten en el futuro (Dunn et al., 2019).

Los impactos de la erosión costera y los cambios de la sedimentación en los ecosistemas pueden ser sustanciales, en particular si se produce una transformación desde acreción a largo plazo a erosión. Los humedales costeros corren un riesgo importante, ya que muchos de ellos se crearon durante el relativo estancamiento del nivel medio del mar del Holoceno tardío (Jones et al., 2019) y es posible que no sigan el ritmo de la subida de los mares en el futuro (Myers et al., 2019). Otros rasgos geo-

mórficos sensibles a los cambios de las pautas de erosión y sedimentación son las costas de manglares, las costas de barrera y las islas pequeñas. Existe un alto riesgo de perturbación ecológica en relación con los organismos que utilizan exclusivamente la zona costera para anidar o criar, ya que ha aumentado la proliferación de costas ocupadas y modificadas por el hombre, lo que reduce también la bioproductividad general de las zonas costeras (Rangel-Buitrago et al., 2018b).

En los lugares en que la erosión coincida con una alta densidad de población se producirán grandes impactos socioeconómicos. Se han encontrado problemas junto a los deltas de los ríos Ganges, Mekong, Amarillo, Yangtsé, Volta y Misisipi. En otras partes de la costa, la gestión de los peligros de erosión mediante el uso de intervenciones de ingeniería requiere un compromiso de mantenimiento a largo plazo, incluido el costo de la actualización de las obras costeras de defensa, y lleva aparejado un posible riesgo para la seguridad humana y los medios de subsistencia si las defensas están sujetas a un proceso de declive.

La elevación del nivel del mar y la frecuencia de las tormentas a nivel local varían considerablemente en las distintas regiones. Sobre la base de datos satelitales a largo plazo, la altura de las olas muestra un aumento general a nivel mundial (Young y Ribal, 2019), pero se han encontrado grandes diferencias regionales, desde grandes cambios en el océano Antártico hasta efectos insignificantes en el mar del Norte (De Winter et al., 2012). Es probable que esas variaciones espaciales den lugar a variaciones regionales de la erosión y la sedimentación (Brown et al., 2016).

2.5. Cambios de las respuestas

Las prácticas de gestión de la erosión costera y los sedimentos han ido madurando y han pasado de consistir casi por entero en respuestas a los cambios externos a reconocer la necesidad de la resiliencia costera, utilizando la gestión adaptable y evaluando la costa desde una perspectiva más holística y a más largo plazo (Rangel-Buitrago et al., 2018b).

El aumento de los estudios de mayor envergadura a escala costera, que constituyó un primer paso para el cambio de la estabilización a escala local a la evaluación regional de la erosión y la acreción, ha ido seguido del reconocimiento de que las condiciones pueden ser variables y de la posibilidad de que se produzcan interacciones complejas entre los rasgos sedimentarios costeros (French et al., 2016; Psuty et al., 2018). Las interconexiones entre el suministro y el transporte de sedimentos costeros, que se han demostrado a gran escala, pueden ocurrir a lo largo de cientos de kilómetros y es probable que se compliquen aún más por los posibles efectos del aumento previsto del nivel del mar y otras variaciones causadas por el cambio climático (Hapke et al., 2013). Por lo tanto, el cambio de las condiciones modales puede introducir una incertidumbre sustancial en los futuros cambios costeros, lo que daría lugar a una mayor necesidad de planificación de la resiliencia costera mediante el uso de planes adaptativos (Wright y Thom, 2019).

Un resultado importante de la comprensión de los sistemas costeros a gran escala se ha manifestado en los cambios de las escalas aplicadas de alimentación de las playas, por ejemplo, con el concepto de motor de arena, que implica la colocación de sedimentos tanto en la costa como cerca de ella, lo que permite que la hidrodinámica natural redistribuya los sedimentos a lo largo de la costa durante un período sostenido de tiempo (Stive et al., 2013; De Schipper et al., 2016; Luijendijk et al., 2018b).

Las novedades recientes en las estrategias de protección de las costas han consistido en complementar los enfoques de ingeniería estructural con formas “más suaves” o “más verdes” de estabilización de las costas, que tienen por objeto aumentar los beneficios ecológicos conjuntos y aprovechar las características de resiliencia de los sistemas naturales, como la capacidad de adaptación mostrada por las dunas costeras o la recuperación ante las perturbaciones propia de los humedales y los bosques de manglares costeros (Narayan et al., 2016; Reguero et al., 2018).

También está cobrando fuerza una tendencia al uso de marcos de análisis probabilístico, en lugar del tradicional enfoque determinista, que tienen en cuenta las incertidumbres asociadas

a los efectos del cambio climático para facilitar la adopción de decisiones basadas en los riesgos (Wainwright et al., 2014; Jongejan et al., 2016).

3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano

La erosión costera y los cambios de la sedimentación siguen planteando graves amenazas para los medios de vida y el bienestar de las familias que dependen de los recursos costeros, además de dañar los ecosistemas y causar tensión ambiental. La cercanía de los sistemas humanos y ecológicos, y los riesgos creados por la aceleración de la erosión y los cambios de la sedimentación son evidentes en muchas zonas de todo el mundo (Jones et al., 2019). Además, la erosión y los cambios de la sedimentación tienen consecuencias físicas y químicas para la calidad del agua y la salud

de los frágiles sistemas ecológicos acuáticos (Prosser et al., 2018).

La erosión costera y los cambios de la sedimentación pueden tener graves consecuencias para el logro del conjunto integrado de prioridades y objetivos mundiales establecidos en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, especialmente los Objetivos de Desarrollo Sostenible 14 y 15.¹ Esos procesos pueden dañar la infraestructura y los hábitats costeros y aumentar los riesgos para las comunidades costeras, obligándolas a adaptarse o reasignar recursos.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Atlántico Norte, Mar Báltico, Mar Negro, Mediterráneo y Mar del Norte

Las costas del Atlántico Norte, el Mediterráneo y los mares adyacentes están densamente pobladas y muy desarrolladas (Collet y Engelbert, 2013; Zhang y Leatherman, 2011; Unión Europea, 2013; Neumann et al., 2015). Entre las zonas altamente sensibles a los cambios costeros figuran la costa de los Países Bajos, que en gran parte ha sido objeto de regeneración de tierras, la costa veneciana y las islas de barrera a lo largo del litoral oriental de los Estados Unidos, sometidas a un proceso de subsidencia, y las costas del golfo de México. El alto valor económico del interior y de la zona costera da lugar a una baja tolerancia a la erosión y las intervenciones humanas son

comunes. La regeneración de playas es la intervención más común a lo largo de las costas del litoral oriental y del golfo de México. Se ha observado una erosión generalizada a lo largo de la costa del golfo, asociada a la reducción sustancial de la carga de sedimentos del río Misisipi (Blum, 2009; Thorne et al., 2008). También se ha encontrado una amplia disminución de las aportaciones de sedimentos fluviales en los principales sistemas fluviales europeos que desembocan en el Mediterráneo y que sustentan productivas zonas de humedales.

4.2. Océano Atlántico Sur y Gran Caribe

En el Atlántico Sur y en las regiones del Gran Caribe hay ciudades costeras densamente pobladas, como la ciudad de João Pessoa (Brasil), e importantes sistemas ecológicos

¹ Véase la resolución 70/1 de la Asamblea General.

costeros, como el bosque de manglares del Amazonas, al igual que zonas costeras poco pobladas, como las costas de muchos Estados de África sudoriental y la costa meridional de la Argentina (Zhang y Leatherman, 2011; Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), 2009; Neumann et al., 2015). El aporte de sedimentos transportados por los ríos se limita a las zonas cercanas a las grandes cuencas, como el río Amazonas y el Río de la Plata. La reducción del aporte de sedimentos a las costas causada por la construcción de presas río arriba y la extracción de arena de las playas ha provocado una grave erosión costera en varios lugares, como la costa de Ghana y muchos otros lugares de la costa sudoccidental de África y la costa oriental de América del Sur. A nivel local, muchos sectores costeros utilizaban y siguen prefiriendo utilizar estructuras duras para el control de la erosión, lo que, en muchos casos, ha agravado el problema, como en Colombia (Rangel-Buitrago et al., 2018b) y el Brasil (Bonetti et al., 2018), por ejemplo.

4.3. Océano Índico, Mar Arábigo, Golfo de Bengala, Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico

Las costas del océano Índico comprenden la costa oriental de África, las costas meridionales de Oriente Medio, Asia meridional, el archipiélago indonesio, la costa occidental de Australia y las islas del Índico, entre ellas Madagascar y Sri Lanka. Los deltas de los principales ríos corresponden al Ganges, el Indo, el Ayeyarwady, el Chao Phraya, el Shatt al-Arab, el Zambeze y el Limpopo, muchos de los cuales son muy dinámicos y se encuentran junto a zonas con grandes poblaciones (Neumann et al., 2015). En África, Australia y Oriente Medio predominan las costas arenosas áridas, con lagunas de barrera, estuarios y, en algunas zonas, extensas costas de salinas características de la altura del nivel del mar del Holoceno tardío que limitan el traslado de los sedimentos fluviales a la costa. Se han emprendido importantes proyectos de ingeniería costera, incluidas la construcción de islas artificiales mediante el

dragado y la regeneración de tierras, a lo largo de las costas occidental y meridional del golfo Pérsico, en particular en la costa de los Emiratos Árabes Unidos (Peduzzi, 2014).

4.4. Océano Pacífico Norte

Las costas del Pacífico Norte abarcan la costa occidental de América del Norte, la costa oriental de Asia y las islas del Pacífico Norte, entre las que se encuentran Filipinas, el Japón y Hawái (Estados Unidos). Hay zonas de alta densidad de población en la costa oriental de Asia y la costa occidental de los Estados Unidos, que coinciden con importantes intervenciones costeras y la disminución del aporte de sedimentos de los grandes sistemas fluviales del río de las Perlas, el río Amarillo, el río Rojo y los ríos que fluyen hacia la costa occidental de los Estados Unidos (Neumann et al., 2015). Por ejemplo, en la costa occidental de los Estados Unidos, la reducción del suministro de sedimentos fluviales, las estructuras costeras y el cambio climático y las variaciones del clima, como El Niño, provocan erosión costera (Barnard et al., 2017; Hapke et al., 2009; Patsch y Griggs, 2007; Allan y Komar, 2006). Las islas del Pacífico Norte son muy sensibles a los posibles cambios costeros y a los impactos de fenómenos graves, como los tifones y los tsunamis. Además, la deforestación está dando lugar a un aumento de la aportación de sedimentos fluviales a la costa asociada al río Fly (Papua Nueva Guinea).

4.5. Océano Pacífico Sur

Las costas del Pacífico Sur abarcan la costa oriental de Australia, la costa occidental de América del Sur y las costas de islas del Pacífico, incluidas Nueva Zelanda, Nueva Caledonia y numerosos Estados insulares y archipelágicos con poblaciones de diferentes tamaños (Naciones Unidas, 2017b). Las costas continentales se caracterizan por su estructura geológica y por los volúmenes relativamente bajos de sedimentos fluviales que llegan al océano, lo que da lugar a costas compartimentadas, con un intercambio intermitente relacionado

con el transporte de sedimentos a lo largo de la plataforma (Thom et al., 2018). Por consiguiente, los cambios del aporte relativo de sedimentos son más evidentes en los sumideros y fuentes de sedimentos costeros regionales, debido a la posible susceptibilidad de los entornos de los estuarios, las costas de barrera y los humedales costeros a la elevación del nivel del mar. Los impactos de los cambios costeros encontrados en el Pacífico Sur son típicamente puntuales, están asociados a tormentas extremas y ciclones tropicales y muestran que la presión es más amplia durante las fases de un nivel medio del mar elevado.

Las costas de las islas del Pacífico abarcan masas de tierra volcánica, montes marinos, piedra caliza elevada y atolones de coral. La productividad de sedimentos es baja, lo que da lugar a una capacidad limitada de ajuste costero a la elevación prevista del nivel del mar (Nunn et al., 2015), en particular en las zonas bajas regeneradas.

5. Perspectivas

Entre las actividades humanas que afectan a la incidencia de la erosión costera y la sedimentación figuran el aumento sustancial del número y la escala de las presas en grandes vías fluviales, los cambios de uso de terrenos que provocan la deforestación de las cuencas de captación y el aumento de la ocupación humana de la zona costera, que coincide con la proliferación de las estructuras costeras (Rangel-Buitrago et al., 2018a, 2018c). La evaluación de las zonas costeras mundiales no está suficientemente asentada como para cuantificar los cambios inducidos por el hombre en las tendencias existentes. Sin embargo, los focos de desplazamiento de la línea de costa encontrados, en su mayoría asociados a la erosión y la acreción costeras, son zonas que están fuertemente vinculadas a la activi-

4.6. Océano Ártico y Océano Antártico

En un contexto de cambio climático, aumento de la temperatura del aire, disminución de la extensión del hielo marino y aumento de la acción de las olas debido a la posibilidad de una mayor intensidad de las tormentas, mareas inducidas por las tormentas y aguas de superficie, las costas de permafrost del océano Ártico están experimentando ahora una grave erosión (Bull et al., 2019; Gibbs y Richmond, 2017; Tanski et al., 2016; Frederick et al., 2016; Fritz et al., 2015). La tasa de erosión de las costas del Ártico de los Estados Unidos se ha duplicado desde la década de 1950 hasta el presente y parece estar acelerándose; en particular, la costa del mar de Beaufort en Alaska está retrocediendo a un ritmo de más de 30 m por año (Frederick et al., 2016; Wobus et al., 2011). La liberación de carbono orgánico en el océano Ártico a través de la erosión costera puede incrementar el calentamiento global (Tanski et al., 2016). La cobertura de hielo de la Antártida también se está derritiendo rápidamente (Rignot et al., 2019; Gardner et al., 2018; Li et al., 2016).

dad humana, lo que ha dado lugar a tendencias estimadas a lo largo de 33 años que superan los 5 m por año para aproximadamente el 4 % de las costas del mundo (Luijendijk et al., 2018a). En comparación con las condiciones precedentes conocidas, se ha observado una erosión costera considerable en la mayoría de los deltas debido a la reducción significativa de las cargas de sedimentos fluviales de 1970 a 2014 (Besset et al., 2019). Se prevé que la disminución general del aporte de sedimentos fluviales a la costa reduzca la estabilidad de las costas adyacentes aguas abajo y, en algunos lugares de la costa, invierta las tendencias de acreción a largo plazo, lo que exacerbará la demanda de obras de gestión costera y reducirá la eficacia de las obras existentes, en particular las que actúan para redistribuir el

aporte de sedimentos. Además, esa situación aumentará la proliferación de obras costeras, que históricamente se han llevado a cabo en respuesta al aumento de los niveles de población costera y a la correspondiente reducción de la tolerancia a los cambios costeros. Como demuestra la vigilancia de las costas, la creciente manipulación de la dinámica costera y la estricta reglamentación de los permisos de extracción de arena ofrecen oportunidades

para un cambio duradero sustancial de las tendencias costeras, incluidas tanto la acreción como la erosión (Williams et al., 2018; Bergillos et al., 2019). Como consecuencia de la subida del nivel del mar y el aumento de la frecuencia e intensidad de los fenómenos climáticos extremos provocados por el cambio climático, la erosión costera será más grave en las islas donde no existan sedimentos fluviales.

6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad

En la actualidad se ha acumulado una considerable cantidad de conocimientos sobre la interacción de los procesos dinámicos costeros y el transporte de sedimentos. Sin embargo, la precisión de los modelos del transporte de sedimentos y la erosión costera o la sedimentación continúa siendo limitada, por lo que es necesario seguir investigando. También se necesita más información sobre el alcance de la erosión costera con el fin de determinar las estrategias de gestión adecuadas para la erosión costera y la sedimentación, incluidas la gestión de la aportación de sedimentos fluviales y otras estrategias de gestión, como la protección, la adaptación y la retirada.

Aunque se han producido avances sustanciales en cuanto a los conjuntos de datos, en particular gracias a la utilización de imágenes de satélite (Besset et al., 2019; Luijendijk et al., 2018a; Shirzaei y Bürgmann, 2018), en muchas regiones, especialmente en los países en desarrollo, los datos disponibles siguen sin estar

listos para la adopción de decisiones a nivel local y regional, ya que muchos conjuntos de datos requieren una mayor interpretación y una mejor resolución espacial a nivel mundial. Es necesario comprender mejor cómo asignar los procesos de fuerzas motrices y determinar las respuestas, y cómo esos procesos cambiarán con el aumento del nivel del mar y el cambio climático. Además, es necesario situar las tasas cuantificadas de erosión o sedimentación en el contexto de los umbrales de los ecosistemas o sistemas morfológicos costeros. La interpretación de los impactos tanto de los cambios del aporte de sedimentos fluviales como de la aplicación de estrategias de defensa costera requiere una mejor comprensión de las dimensiones espaciales asociadas a la redistribución a lo largo de la costa del aporte de sedimentos disponible, en particular en las situaciones en que esa redistribución se produce a través de fronteras internacionales.

Bibliografía

- Abam, T.K.S., and Tamunotonye Oba (2018). Recent case studies of sand mining, utilization and environmental impacts in the Niger delta. *Journal of Environmental Geology*, vol. 2, No. 2.
- Allan, J.C., and P.D. Komar (2006). Clima Controls on US West Coast Erosion Processes. *Journal of Coastal Research*, vol. 22, No. 3, pp. 511–529. <http://doi.org/10.2112/03-0108.1>.
- Anderson, Tiffany R., et al. (2015). Doubling of coastal erosion under rising sea level by mid-century in Hawaii. *Natural Hazards*, vol. 78, No. 1, pp. 75–103.

- Angamuthu, Balaji, et al. (2018). Impacts of natural and human drivers on the multi-decadal morphological evolution of tidally-influenced deltas. *Proceedings of the Royal Society A*, vol. 474, No. 2219, 20180396.
- Antolínez, José A.A., et al. (2019). Predicting climate driven coastlines with a simple and efficient multiscale model. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. <https://doi.org/10.1029/2018JF004790>.
- Athanasiou, Panagiotis, et al. (2020). Uncertainties in projections of sandy beach erosion due to sea level rise: an analysis at the European scale. *Scientific Reports*, vol. 10, art. 11895.
- Bamunawala, Janaka, et al. (2020). A Holistic Modeling Approach to Project the Evolution of Inlet-Interrupted Coastlines Over the 21st Century. *Frontiers in Marine Science*, <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00542>.
- Barnard, Patrick L., et al. (2017). Extreme oceanographic forcing and coastal response due to the 2015–2016 El Niño. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14365.
- Barragán, Juan Manuel, and María de Andrés (2015). Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. *Ocean & Coastal Management*, vol. 114, pp. 11–20.
- Bendixen, Mette, et al. (2019). *Time Is Running out for Sand*. Nature Publishing Group.
- Bergillos, R., et al. (2019). Management of Coastal Erosion Under Climate Change Through Wave Farms. In *Ocean Energy and Coastal Protection*, ed. 1, pp. 59–73. New York: Springer International Publishing.
- Besset, Manon, et al. (2019). Multi-decadal variations in delta shorelines and their relationship to river sediment supply: an assessment and review. *Earth-Science Reviews*.
- Best, Jim (2019). Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 1, pp. 7–21.
- Blum M.D., and H. Roberts (2009). Drowning of the Mississippi Delta due to Insufficient Sediment Supply and Global Sea-Level Rise. *Nature Geoscience*, vol. 2, No. 7, pp. 488–491. <http://doi.org/10.1038/ngeo553>.
- Bonetti, J., et al. (2018). Geindicator-based assessment of Santa Catarina (Brasil) sandy beaches susceptibility to erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 198–208.
- Brown, Sally, et al. (2016). Spatial variations of sea-level rise and impacts: An application of DIVA. *Climatic Change*, vol. 134, No. 3, pp. 403–416.
- Bull, D.L., et al. (2019). Development of a Tightly Coupled Multi-Physics Numerical Model for an Event-Based Understanding of Arctic Coastal Erosion. AGUFM, 2019, pp. C12B-04.
- Castedo, R., et al. (2017). The Modelling of Coastal Cliffs and Future Tendencias, Hydro-Geomorphology Models and Tendencias, Dericks P. Shukla, IntechOpen, <http://doi.org/10.5772/intechopen.68445>. Disponible en: www.intechopen.com/books/hydro-geomorphology-models-and-trends/the-modelling-of-coastal-cliffs-and-future-trends.
- Castelle, Bruno, et al. (2014). Equilibrium shoreline modelling of a high-energy meso-macrotidal multiple-barred beach. *Marine Geology*, vol. 347, pp. 85–94.
- Collet, C., and A. Engelbert (2013). Coastal regions: people living along the coastline, integration of NUTS 2010 and latest population grid. Statistics in focus 30, ISSN:2314-9647, Catalogue number: KS-SF-13-030-EN-N.
- Comisión Internacional de grandes represas (2018). Consultado el 10 de junio de 2019. www.icold-cigb.org/.
- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2016). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. Informe (informe científico). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00326/43700/>.

- Dastgheib, Ali, et al. (2018). Regional Scale Risk-Informed Land-Use Planning Using Probabilistic Coastline Recession Modelling and Economical Optimisation: East Coast of Sri Lanka. *Journal of Marine Science Engineering*, vol. 6, No. 4, 120; <https://doi.org/10.3390/jmse6040120>.
- De Schipper, Matthieu A., et al. (2016). Initial spreading of a mega feeder nourishment: Observations of the Sand Engine pilot project. *Coastal Engineering*, vol. 111, pp. 23–38.
- De Winter, Renske C., et al. (2012). The effect of climate change on extreme waves in front of the Dutch coast. *Ocean Dynamics*, vol. 62, No. 8, pp. 1139–1152.
- Dunn, Frances E., et al. (2018). Projections of historical and 21st century fluvial sediment delivery to the Ganges-Brahmaputra-Meghna, Mahanadi, and Volta deltas. *Science of the Total Environment*, vol. 642, pp. 105–116.
- _____ (2019). Projections of declining fluvial sediment delivery to major deltas worldwide in response to climate change and anthropogenic stress. *Environmental Research Letters*, vol. 14, No. 8, 084034.
- Frederick, Jennifer M., et al. (2016). The Arctic Coastal Erosion Problem. Sandia Report SAND2016-9762. Sandia National Laboratories, Albuquerque, New México 87185 and Livermore, California 94550.
- French, Jon, et al. (2016). Appropriate complexity for the prediction of coastal and estuarine geomorphic behaviour at decadal to centennial scales. *Geomorphology*, vol. 256, pp. 3–16.
- Fritz, M., et al. (2015). Arctic coastal erosion and the transport of terrigenous material into the Océano Ártico during the Holocene, XIX. INQUA-Congress, Nagoya, Japón, 26 July –2 August 2015.
- Gardner, Alex S., et al. (2018). Increased West Antarctic and unchanged East Antarctic ice discharge over the last 7 years. *The Cryosphere*, vol. 12, pp. 521–547, <https://doi.org/10.5194/tc-12-521-2018>.
- Gibbs, A.E., and B.M. Richmond (2017). National assessment of shoreline change – Summary statistics for updated vector shorelines and associated shoreline change data for the north coast of Alaska, U.S.-Canadian border to Icy Cape: U.S. Geological Survey Open-File Report 2017–1107, 21 pp., <https://doi.org/10.3133/ofr20171107>.
- Gopalakrishnan, Sathya, et al. (2016). Economics of coastal erosion and adaptation to sea level rise. *Annual Review of Resource Economics*, vol. 8, pp. 119–139.
- Hapke, Cheryl J., et al. (2009). Rates and trends of coastal change in California and the regional behavior of the beach and cliff system. *Journal of Coastal Research*.
- _____ (2013). Geomorphic and human influences on regional shoreline change rates. In Nordstrom and Wright (eds.), *Geomorphology of Barrier Island Systems: Geomorphology Special Issue Coastal Geomorphology and Restoration*, vol. 199, pp. 160–170.
- Hou, Xi Yong, et al. (2016). Characteristics of coastline changes in mainland China since the early 1940s. *Science China Earth Sciences*, vol. 59, No. 9, pp. 1791–1802.
- Hurst, M.D., et al. (2016). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 47, pp. 13336–13341. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1613044113.
- Jayappa, K.S., and B. Deepika (2018). Impacts of Coastal Erosion, Anthropogenic Activities and their Management on Turismo and Coastal Ecosystems: A Study with Reference to Karnataka Coast, India. In *Beach Management Tools – Concepts, Methodologies and Case Studies*, pp. 421–440. Springer.
- Jones, Miriam C., et al. (2019). Rapid inundation of southern Florida coastline despite low relative sea-level rise rates during the late-Holocene. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–13.
- Jongejan, Ruben, et al. (2016). Drawing the line on coastline recession risk. *Ocean & Coastal Management*, vol. 122, pp. 87–94.
- Kondolf, G.M., et al. (2014). Dams on the Mekong: cumulative sediment starvation. *Water Resources Research*, vol. 50, No. 6, pp. 5158–5169.

- Li, Xin, et al. (2016). Ice flow dynamics and mass loss of Totten Glacier, East Antarctica, from 1989 to 2015. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, pp. 6366–6373. <https://doi.org/10.1002/2016GL069173>.
- Long, Joseph W., and Nathaniel G. Plant (2012). Extended Kalman Filter framework for forecasting shoreline evolution. *Geophysical Research Letters*, vol. vol. 39, No. 13.
- Luijendijk, Arjen, et al. (2018a). The state of the world's beaches. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 6641.
- _____ (2018b). The initial morphological response of the Sand Engine: A process-based modelling study. *Coastal Engineering*, vol. 119, pp. 1–14.
- Mentaschi, Lorenzo, et al. (2018). Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 12876.
- Montoi, Jayawati, et al. (2017). A Study on Tuaran River Channel Planform and the Effect of Sand Extraction on River Bed Sediments. *Transactions on Science and Technology*, vol. 4, No. 4, pp. 442–48.
- Moore, Laura J., et al. (2018). The role of ecomorphodynamic feedbacks and landscape couplings in influencing the response of barriers to changing climate. In *Barrier Dynamics and Response to Changing Climate*, pp. 305–336. Springer.
- Myers, Monique R., et al. (2019). A multidisciplinary coastal vulnerability assessment for local government focused on ecosystems, Santa Barbara area, California. *Ocean and Coastal Management*, vol. 182, 19 pp. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104921>.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 26: Land-sea physical interaction. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 36D: South Pacific Ocean. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Narayan, Siddharth, et al. (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS One*, vol. 11, No. 5, e0154735.
- Neumann, B., et al. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding: a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 6, e0131375. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131375>.
- Nguyen, A.T., et al. (2018). Turismo and beach erosion: valuing the damage of beach erosion for tourism in the Hoi An World Heritage site, Vietnam. *Environment, Development and Sustainability* <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0126-y>.
- Nicholls, Robert J., et al. (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, vol. 9, pp. S69–S87.
- Nunn, Patrick, et al. (2015). Regional coastal susceptibility assessment for the Pacific Islands: Technical Report. Australian Government and Australian Aid, Canberra, 123 pp.
- Nyberg, Björn, et al. (2018). The distribution of rivers to terrestrial sinks: implications for sediment routing systems. *Geomorphology*, vol. 316, pp. 1–23.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (2009). African Oceans and Coasts. M. Odido M. y S. Mazzilli S., eds. IOC Information Document, núm 1255. Oficina de la UNESCO en Nairobi y Oficina Regional de Ciencia para África, 162 págs.
- Patsch, K., and G. Griggs (2007). Development of Sand Budgets for California's Major Littoral Cells. Institute of Marine Sciences, University of California, Santa Cruz.
- Peduzzi, Pascal (2014). Sand, rarer than one thinks. *Environmental Development*, vol. 11, pp. 208–218.
- Prosser, Diann J., et al. (2018). Impacts of coastal land use and shoreline armoring on estuarine ecosystems: an Introducción to a special issue. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 1, pp. 2–18.

- Psuty, Norbert P., et al. (2018). Responding to coastal change: creation of a regional approach to monitoring and management, northeastern region, USA. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 170–182.
- Ranasinghe, Roshanka, et al. (2019). Disentangling the relative impacts of climate change and human activities on fluvial sediment supply to the coast by the world's large rivers: Pearl River Basin, China. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 9236.
- _____ (2012). Estimating coastal recession due to sea level rise: beyond the Bruun rule. *Climatic Change*, vol. 110, pp. 561–574.
- Rangel-Buitrago, Nelson, et al. (2018a). Preface to the special issue: Management strategies for coastal erosion processes. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.11.020>.
- _____ (2018b). Risk Assessment to Extreme Wave Events: The Barranquilla–Ciénaga, Caribbean of Colombia Case Study. In *Beach Management Tools – Concepts, Methodologies and Case Studies*, pp. 469–496. Springer.
- _____ (2018c). How to make integrated coastal erosion management a reality. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 290–299.
- Reguero, Borja G., et al. (2018). Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: a case study from the Gulf Coast of the Estados Unidos de América. *PloS One*, vol. 13, No. 4, e0192132.
- Rignot, Eric, et al. (2019). Four decades of Antarctic Ice Sheet mass balance from 1979–2017. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 4, pp. 1095–1103. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1812883116.
- Shirzaei, M., and R. Bürgmann (2018). Global climate change and local land subsidence exacerbate inundation risk to the San Francisco Bay Area. *Science Advances*, vol. 4, No. 3, eaap9234. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap9234>.
- Slagel Matthew J., and Gary B. Griggs (2008) Cumulative Losses of Sand to the California Coast by Dam Impoundment. *Journal of Coastal Research*, No. 243, pp. 571–584. <https://doi.org/10.2112/06-0640.1>.
- Splinter, Kristen D., et al. (2014) A generalized equilibrium model for predicting daily to interannual shoreline response. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, vol. 119, No. 9, pp. 1936–1958.
- Stive, Marcel J.F., et al. (2013). A new alternative to saving our beaches from sea-level rise: The Sand Engine. *Journal of Coastal Research*, vol. 29, No. 5, pp. 1001–1008.
- Stronkhorst, J., et al. (2018). Regional coastal erosion assessment based on global open access data: a case study for Colombia. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 22, pp. 787–798. <https://doi.org/10.1007/s11852-018-0609-x>.
- Sunamura, T. (2015). Rocky coast processes: with special reference to the recession of soft rock cliffs. *Proceedings of the Japón Academy, Series B: Physical and Biological Sciences*, vol. 91, No. 9, pp. 481–500. <http://doi.org/10.2183/pjab.91.481>.
- Tanski, G., et al. (2016). Erosion of ice-rich permafrost coasts and the release of dissolved organic carbon into the Océano Ártico.
- Thom, Bruce G., et al. (2018). National sediment compartment framework for Australian coastal management. *Ocean & Coastal Management*, vol. 154, pp. 103–120.
- Thorne, Colin R., et al. (2008). Current and Historical Sediment Loads in the Lower Mississippi River. European Research Office of the U.S. Army, London, England under contract number 1106-EN-01, from School of Geography, University of Nottingham.
- Unión Europea (2013). ESaTDOR European Seas and Territorial Development, Opportunities and Risks. Anexo 4 del informe científico: Baltic Sea Regional Profile.

- Vitousek, Sean, et al. (2017). A model integrating longshore and cross-shore processes for predicting long-term shoreline response to climate change. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, vol. 122, No. 4, pp. 782–806.
- Vousdoukas, Michalis I., et al. (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, vol. 10, pp. 260–263.
- Wainwright, David J., et al. (2014). An argument for probabilistic coastal hazard assessment: Retrospective examination of practice in New South Wales, Australia. *Ocean & Coastal Management*, vol. 95, pp. 147–155.
- Warner, Jeroen, et al. (2019). The Fantasy of the Grand Inga Hydroelectric Project on the River Congo. *Water*, vol. 11, No. 3, p. 407.
- Warrick, Jonathan A., et al. (2015). Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Fuente-to-sink sediment budget and synthesis. *Geomorphology*, vol. 246. <http://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.010>.
- Williams, A.T., et al. (2018). The management of coastal erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.
- Wobus, Cameron, et al. (2011). Thermal Erosion of a Permafrost Coastline: Improving Process-Based Models Using Time-Lapse Photography. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, vol. 43, No. 3, pp. 474–484.
- Wright, Lynn Donelson, and Bruce G. Thom (2019). Promoting Resilience of Tomorrow's Impermanent Coasts. In *Tomorrow's Coasts: Complex and Impermanent*, eds. Lynn Donelson Wright and C. Reid Nichols, pp. 341–353. Springer.
- Xu, Weihua, et al. (2019). Hidden loss of wetlands in China. *Current Biology*, vol. 29, No. 18, pp. 3065–3071.
- Young, Ian R., and Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, pp. 548–552.
- Zhang, K., and S. Leatherman (2011). Barrier Island Population along the U.S. Atlantic and Gulf Coasts. *Journal of Coastal Research*, vol. 27, No. 2, pp. 356–363. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00126.1>.

Capítulo 14

Cambios de la infraestructura litoral y marina

Contribuidores: Ca Thanh Vu (coordinador y responsable), Sam Bentley, Lionel Carter, Catherine Creese, Robert Dapa, Regina Folorunsho, Alan Simcock (corresponsable) y Alix Willemez.

Ideas clave

- Las infraestructuras costeras y marinas son necesarias para el uso, la explotación y la protección del medio ambiente y los recursos naturales costeros y marinos con miras al desarrollo socioeconómico.
- En general, si está bien planificado y realizado, el desarrollo de la infraestructura costera puede ser sostenible desde el punto de vista ecológico, económico y social, aumentar la resiliencia de las costas y conducir a un crecimiento económico sostenible.
- La infraestructura puede influir en los sistemas naturales y en su utilización y crear presiones y conflictos o condiciones favorables.
- Entre 2010 y 2020, se registró una tendencia al alza de la construcción, renovación o mejora de la infraestructura marina y costera.
- Los cambios más significativos son la regeneración de tierras en las costas y el mar, especialmente en los países de Asia oriental, con fines de desarrollo urbano costero, construcción de carreteras, estructuras de defensa costera e instalaciones portuarias y turismo.
- Según el caso, la infraestructura costera y marina puede causar daños sustanciales o reducir los daños a los ecosistemas costeros y marinos.
- El nuevo enfoque de desarrollo de la infraestructura costera, conocido como “desarrollo de la infraestructura azul”, puede armonizar la protección y el desarrollo de las costas, así como la protección ecológica y de los hábitats, reduciendo así los daños ecológicos.
- El desarrollo de la infraestructura costera y marina en general ha creado nuevas oportunidades para los habitantes de las costas y ha constituido un apoyo para el desarrollo socioeconómico sostenible del litoral.

1. Introducción

1.1. Alcance

El presente capítulo abarca los cambios de la infraestructura costera y marina durante el período comprendido entre 2010 y 2020 con respecto a la línea de base descrita en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017).

1.2. Primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En los capítulos 17 a 19, 26 a 28 y 30 de la primera Evaluación se tratan las infraestructuras costeras y marinas, incluidas las instalaciones de recepción de desechos en los puertos, su funcionamiento e impactos en el medio marino local en todo el mundo y su contribución a la actividad económica; las carencias en

materia de conocimientos y la creación de capacidad en los puertos, incluida la mejora de las aptitudes operacionales; las instalaciones de recepción de desechos; la capacidad de examinar el material de dragado para su reubicación segura en el mar; la historia, el desarrollo y el estado actual de los cables submarinos eléctricos y de comunicaciones; los impactos de los cables submarinos eléctricos y de comunicaciones en el medio marino; las amenazas para los cables en el medio marino; la creación de capacidad para el tendido seguro de los cables submarinos y la resolución con otras partes interesadas de cualquier demanda contradictoria; la regeneración de tierras, en particular el estado actual, las tendencias y los impactos socioeconómicos y ambientales; el turismo, la recreación y las infraestructuras conexas, como carreteras, puertos y aeropuertos, y otras infraestructuras costeras; el

turismo sostenible y la creación de capacidad para la gestión del turismo; la desalinización y las infraestructuras costeras conexas; las instalaciones de investigación científica oceánica y costera; y los impactos en la vida silvestre del entorno costero construido. Está creciendo la inversión financiera en estrategias de adaptación y mitigación en todos los sectores, desde los seguros hasta la protección de las costas.

Desde que se publicó la primera Evaluación, se ha puesto de manifiesto que es necesario abordar de forma más sistemática las cuestiones relativas a las infraestructuras marinas y costeras. En el presente capítulo se resolverán las carencias y se proporcionarán datos adicionales para evaluar las tendencias de las infraestructuras marinas y costeras, en particular en el período comprendido entre 2010 y 2020.

2. Cambio documentado del estado de las infraestructuras marinas y costeras

2.1. Cambios en la tierra ganada al mar

La regeneración de tierras costeras y marinas transforma zonas oceánicas en tierra de muchas maneras, como el relleno con material de dragado o desechos procedentes de tierra firme y la construcción de diques. Así sucede a menudo en las ciudades costeras e insulares que tienen una alta densidad de urbanización y necesitan más espacio. Sengupta et al. (2018) examinaron la regeneración de tierras desde mediados de la década de 1980 hasta la actualidad en 16 megalópolis costeras utilizando las imágenes de los instrumentos de cartografía temática del satélite Landsat. La superficie total de tierras regeneradas de las 16 megalópolis es de 1.249,8 km², principalmente en China, donde la política cambió en 2018. Sin embargo, sobre la base de las tendencias actuales, cabe esperar que en el futuro próximo se produzca una mayor regeneración de tierras a nivel mundial.

2.2. Magnitud de nuevas defensas terrestres contra el mar y extensión de las defensas abandonadas

Entre las estrategias comunes de adaptación a la erosión costera figuran las protecciones duras o blandas (para mantener o hacer avanzar la línea costera), el acomodo, la retirada

controlada y el sacrificio (es decir, la ausencia de intervención activa) (Williams et al., 2018).

El método más rudimentario de protección costera, que utiliza estructuras duras, ha progresado desde la protección de líneas hasta la protección de superficies y, además de prevenir las marejadas ciclónicas y las mareas altas, tiene por objeto proteger las playas arenosas en los casos en que el aporte de sedimentos a las costas es escaso. Entre las típicas defensas costeras de estructura dura se encuentran los diques, parapetos, espigones de diversos tipos, rompeolas en tierra y separados, y promontorios, que protegen las playas del ataque de las olas o modifican el campo de olas cercano a la costa y los procesos de transporte de sedimentos relacionados para crear un nuevo balance de sedimentos en las costas que favorezca la sedimentación en lugar de la erosión.

Las estructuras de defensa costera mal diseñadas o envejecidas no funcionan correctamente y pueden abandonarse o repararse. Entre las causas de la degradación de las estructuras de defensa costera se encuentran los daños causados por la corrosión; el hundimiento de estructuras debido a la destrucción de los cimientos por la acción de las olas; la erosión de la parte inferior; el rebosamiento de las olas; los golpes de las olas contra las estructuras; y el aumento del nivel del mar debido al cambio climático. Es muy difícil tomar decisiones sobre la eliminación de las estructuras de protección costera degradadas porque es posible que alberguen hábitats endémicos valiosos y

los efectos de la eliminación son difíciles de predecir. Así pues, en muchos casos, las estructuras costeras degradadas simplemente se abandonan.

Las soluciones basadas en la naturaleza para la protección de las costas, incluidos los humedales artificiales y las marismas, la regeneración de playas, la creación de arrecifes de ostras y el restablecimiento y la protección de los manglares, tienen la ventaja de poder crecer con el nivel del mar y de aumentar la capacidad de almacenamiento de CO₂ (Davis et al., 2015). Sin embargo, en las costas erosionadas, debido a la reducción del aporte de sedimentos, las estructuras duras de defensa costera pueden prevenir eficazmente los peligros naturales y proteger el medio ambiente y los hábitats naturales cuando se utilizan en combinación con barreras o sistemas naturales, como los manglares o los arrecifes de coral. Esas estructuras pueden llamarse “infraestructuras azules”.

2.3. Alcance del desarrollo costero, incluido el desarrollo para el turismo: carreteras, emplazamientos urbanos, instalaciones turísticas y recreativas, playas artificiales y otras estructuras de desarrollo costero

Los desarrollos costeros a lo largo de los estuarios y las líneas de costa se han convertido en focos de explosión demográfica e imanes para diversas industrias y para actividades no industriales, como el desarrollo residencial, turístico y recreativo. Muchas ciudades costeras se transforman en megalópolis en pocos años como resultado de las actividades socioeconómicas (Blackburn et al., 2013).

La demanda de alojamientos frente al mar a nivel mundial hace que esas zonas se conviertan en ciudades densamente pobladas con redes de carreteras y empresas. Una población más rica, con demanda turística y de recreación costera y marina, también contribuye al rápido

desarrollo de las ciudades costeras de turismo y recreación, como las de las costas e islas de Asia y el Pacífico. El turismo costero también exige la creación de muchas playas artificiales en todo el mundo, como la playa de Waikiki en Hawái (Estados Unidos de América) y las playas de Singapur.

2.4. Estrategias de adaptación para las comunidades costeras que se enfrentan al aumento del nivel del mar

El cambio climático y el aumento del nivel del mar aumentarán los riesgos de los peligros naturales para las costas (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2019). Las estrategias de adaptación deberán determinar los riesgos y elaborar y aplicar enfoques de gestión con el fin de reducir a un nivel aceptable los riesgos para las personas, las comunidades, las sociedades y los sistemas ecológicos en la costa y en el mar. Entre las estrategias de adaptación comunes mencionadas en la sección 2.2, el acomodo y la protección requieren la construcción o la mejora de las infraestructuras actuales, en muchos casos en combinación con la restauración de los hábitats o sistemas ecológicos costeros.

La mejora de la infraestructura costera también se ve influida por factores económicos. Por ejemplo, 5 de los 10 puertos del mundo que son más vulnerables a la subida del nivel del mar están situados en el este y el sudeste de los Estados Unidos. Si bien los puertos están trabajando para reconstruir la infraestructura con arreglo a normas más estrictas, deben equilibrar los requisitos de los aumentos previstos del comercio internacional con la necesidad de hacer frente tanto al aumento del nivel del mar como a fenómenos meteorológicos extremos más fuertes y frecuentes.

2.5. Cambios de las instalaciones de puertos, muelles y puertos deportivos y su gestión, incluido el dragado

Según la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, el transporte en contenedores se está expandiendo rápidamente: en 2017 creció a una tasa del 6 %, es decir, 42,3 millones de unidades equivalentes a 20 pies (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, 2018). También se intensificó la competencia entre puertos, lo que ofreció a las compañías navieras la oportunidad de mejorar su capacidad de gestión y aumentar su capacidad de negociación e influencia.

Las regiones con mayor volumen de puertos de contenedores son Asia (63 %) y América (16 %). De los 10 puertos más importantes del mundo en cuanto al total de toneladas de carga manipulada, 8 están en Asia, la mayoría en China. Los niveles de beneficios varían considerablemente de un puerto a otro, pero los promedios de los volúmenes sugieren que solo se obtienen 4 dólares por cada tonelada de carga (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, 2018). Los empleados se clasifican a través de líneas tradicionales que aún no reflejan el cambio tecnológico de los métodos de trabajo y las habilidades. Si bien no se están planificando o construyendo muchos grandes puertos marítimos nuevos, se ha sugerido que, después de 2020, el 80 % del comercio mundial tendría lugar a través de puertos marítimos que requerirían instalaciones adicionales. También hay un creciente interés en los puertos de aguas profundas, como el Puerto Petrolero en Alta Mar de Luisiana.

Debido al incremento de las flotas pesqueras mundiales (Rousseau et al., 2019), en el pasado se produjo un aumento del número de puertos pesqueros, pero, a medida que disminuyen los recursos pesqueros oceánicos mundiales, es probable que la tendencia no se mantenga.

El mercado mundial de la navegación de recreo también está en alza. En 2009, los ingresos totales del sector fueron de 18.120 millones de

dólares, y aumentaron a 40.000 millones de dólares en 2017, con una tasa de crecimiento del 2 % de 2015 a 2017. Los mayores aumentos correspondieron a América del Norte y la región de Asia y el Pacífico (Value Market Research, 2017).

El dragado para mantener, crear o aumentar la profundidad de navegación en los puertos existentes (operaciones regulares, renovación y expansión) o en los puertos, muelles y puertos recreativos de nueva construcción está aumentando en consonancia con la tasa de crecimiento económico mundial (Asociación Internacional de las Empresas de Dragado, 2018).

2.6. Cambios de los cables y tuberías submarinos

Tras una marcada disminución de la producción entre 2006 y 2010, de 2010 a 2018 la longitud de los cables de comunicaciones instalados en todos los océanos, medida en kilómetros, aumentó a un ritmo medio de más de 70.000 kilómetros por año. A principios de 2018, había aproximadamente 448 cables submarinos, que correspondían a una longitud de más de 1.000.000 de kilómetros en servicio en todo el mundo. Se ha producido un notable aumento en Oceanía y Asia sudoriental. También continuó el crecimiento de los cables entre países de África, así como entre África y Asia, Europa y América del Sur. Antes de 2009, solo 16 países africanos estaban conectados a un sistema de cables submarinos. Actualmente, solo hay un país costero, Eritrea, que aún no está conectado. Hasta la fecha se han propuesto más de 50 proyectos submarinos para el período comprendido entre 2019 y 2021, que conllevan una inversión total de unos 7.200 millones de dólares. Alrededor del 30 % del despliegue previsto se realizará en la región del Pacífico. Según las proyecciones, el océano Atlántico y el océano Índico recibirán alrededor del 21 % y el 17 %, respectivamente, de las inversiones previstas para los próximos años.

Ha surgido una nueva industria dedicada a la recuperación de los cables viejos por su valor

como chatarra. En los últimos diez años se han recuperado unos 62.000 km de cables y se prevé que, para finales de 2020, se habrá contratado la recuperación de más de 100.000 km.

Las instalaciones de cables de transmisión eléctrica han registrado un crecimiento más modesto. Sin embargo, se han instalado numerosos cables eléctricos vinculados a los parques eólicos marinos.

Siguen produciéndose pocos fallos de los cables en las profundidades oceánicas por debajo de una profundidad de aproximadamente 2.000 m, ya que en esa zona tienen lugar pocas perturbaciones humanas. Por ejemplo, en las vastas zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, se registra anualmente un promedio de cuatro roturas de cables, en comparación con aproximadamente 150 a 200 roturas en todo el mundo. Sin embargo, la explotación minera en los fondos marinos es una posible amenaza futura y está sujeta a conversaciones en curso entre la industria de los cables y la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos

(Autoridad Internacional de los Fondos Marinos, 2018).

Como se indicó en la primera Evaluación, la alteración del fondo marino por la instalación de cables es temporal y la restauración natural se produce en un plazo de semanas o años, dependiendo del vigor de la acción de las olas o las corrientes y del aporte de sedimentos (Kraus y Carter, 2018). Dado que los corrientes submarinos de tierras y los flujos de sedimentos pueden ser desencadenados por tormentas, así como por terremotos y, potencialmente, por tsunamis, el cambio climático puede influir en el riesgo para los cables de telecomunicaciones, ya que afecta a la frecuencia e intensidad de las tormentas (Gavey et al., 2017). Nuevas investigaciones (Gutscher et al., 2019) sugieren que algunos peligros naturales demasiado débiles para romper un cable podrían deformar las fibras de vidrio y producir una señal detectable, lo que incrementa la posibilidad de utilizar los cables como monitores ambientales y sistemas de alerta temprana de peligros.

3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano

El desarrollo o la mejora de las infraestructuras costeras, especialmente las infraestructuras azules, puede aportar enormes beneficios a las comunidades costeras. Las infraestructuras costeras y marinas son muy importantes para la reducción del riesgo de desastres, el desarrollo económico y el desarrollo de las ciencias costeras y marinas. Las infraestructuras costeras hacen posibles las conexiones intermodales con las conexiones marítimas y las cadenas de suministro mundiales críticas; proporcionan acceso público a la recreación costera, el turismo y otros usos; y permiten el acceso al desarrollo. Las estructuras de defensa costera pueden ayudar a reducir al mínimo los daños causados, por ejemplo, por la

erosión costera, las inundaciones, el alto oleaje y las marejadas gigantes. Las infraestructuras hoteleras y de recreación son un apoyo para el turismo y la recreación y generan empleo. La nueva conectividad por cable lleva los beneficios de las comunicaciones mundiales, la telemedicina y el aprendizaje a comunidades que de otro modo estarían aisladas y hace posible el desarrollo económico, el desarrollo de las ciencias oceánicas y la aplicación de la gestión.

Las infraestructuras costeras desempeñan un papel fundamental en el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹ (Economist, 2019). La mejora de las infraestructuras costeras y marinas contribuye, en particular, a la con-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1. Véase also <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>.

secución de los Objetivos 1, 2, 6, 8, 9, 10, 13 y 14. En lo que respecta al Objetivo 14 en particular, las infraestructuras costeras y marinas pueden permitir la mejora de la observación, la vigilancia y los estudios de los entornos costeros y oceánicos, los sistemas ecológicos y la biodiversidad, a fin de obtener mejores datos para optimizar la gestión. Sin embargo, el desarrollo de la infraestructura costera y marina puede dañar los hábitats y los sistemas ecológicos, incluidas su extensión, estructuras y

funciones. Una planificación cuidadosa, con la ayuda del análisis funcional y la planificación espacial marina sobre la base de datos empíricos y el uso de infraestructuras azules, puede ayudar a reducir los efectos negativos. En los Estados Unidos, por ejemplo, los programas estatales de ordenación costera aprobados por el Gobierno federal deben tener en cuenta los intereses de todas las partes interesadas en relación con la interfaz entre el océano y la costa.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Atlántico Norte, mar Báltico, mar Negro, mar Mediterráneo y mar del Norte

4.1.1. Océano Atlántico Norte

Las costas del Atlántico Norte se extienden hasta el este del Canadá, el este de los Estados Unidos y los países de Europa Occidental y África Occidental. Los niveles de desarrollo económico de las naciones de esas regiones varían notablemente, al igual que el desarrollo de la defensa costera y otras infraestructuras. En el Canadá y los Estados Unidos, los hábitats costeros se utilizan como infraestructuras de defensa natural (Elkin, 2017). En Europa Occidental, debido a la limitada superficie terrestre, se desarrollan infraestructuras de defensa costera y otras infraestructuras marinas para la protección de las costas. En el caso de África noroccidental, existen numerosos problemas interrelacionados, entre ellos la grave erosión de las costas, las inundaciones, la pobreza y el desarrollo inadecuado de las infraestructuras costeras. En 2018, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial y el Grupo Banco Mundial financiaron el Proyecto de inversión en la resiliencia de las zonas costeras de África Occidental con un presupuesto de 210 millones de dólares para contribuir a fomentar la resiliencia de las comunidades costeras de Benin, Côte d'Ivoire, Mauritania, Santo Tomé y Príncipe, el Senegal y el Togo (Banco Mundial, 2018).

4.1.2. Mar Báltico

La longitud total del litoral del Mar Báltico es de unos 40.000 km y existen grandes zonas inundables en Alemania, Dinamarca y Polonia. En consecuencia, la infraestructura costera, como los diques, debe mejorarse para incrementar su adaptación a las inundaciones. También se han desarrollado considerablemente la infraestructura turística, los muelles, los puertos, los puertos deportivos, los astilleros, los parques eólicos, las centrales de energía solar y los cables eléctricos y de comunicaciones submarinos. .

4.1.3. Mar Negro

El litoral del Mar Negro abarca 2.042 km de costa, 1.228 playas y una superficie de 224 km². Algunas partes de la costa están densamente pobladas y también son populares para el turismo, ya que albergan gran número de instalaciones, como hoteles, centros turísticos y puertos deportivos. También hay muelles y puertos. Se han construido estructuras de defensa costera para paliar la grave erosión de la costa y las inundaciones.

4.1.4. Mar Mediterráneo

El Mar Mediterráneo tiene 46.000 km de costa que corresponden a 22 países. Al ser una de las regiones marítimas más concurridas del mundo, dispone de muchos puertos importantes. La costa mediterránea, densamente poblada, también se enfrenta a riesgos de erosión e inundaciones, situación que se agravará

en el futuro como consecuencia del cambio climático y la elevación del nivel del mar, por lo que será necesario mejorar la infraestructura costera.

4.1.5. Mar del Norte

Las zonas costeras y las zonas interiores de baja altitud que bordean el mar del Norte corren el riesgo de sufrir inundaciones. Al igual que en otras zonas, los riesgos de inundaciones costeras aumentarán en adelante debido a la elevación del nivel del mar y a la mayor intensidad o frecuencia de las tormentas. Por lo tanto, se necesitan estructuras de defensa costera nuevas y mejoradas para hacer frente a este desafío.

4.2. Océano Atlántico Sur y Gran Caribe

Las costas del Atlántico Sur y el Gran Caribe abarcan países de América del Sur y de África sudoccidental. Las costas de África sudoccidental están generalmente en su estado natural. Por ejemplo, algunas partes están protegidas por sistemas ecológicos costeros, como los bosques de manglares. Entre las infraestructuras costeras del Atlántico Sur y el Gran Caribe se encuentran estructuras de defensa costera, instalaciones turísticas, puertos y muelles, pero se necesitan estructuras nuevas o mejoradas con miras a la adaptación al cambio climático. Las naciones caribeñas también están expuestas a una pronunciada actividad sísmica y volcánica. Se utilizan infraestructuras naturales para la prevención y la protección de las costas, y las investigaciones (p. ej., Powell et al., 2018) han revelado que las inversiones en infraestructuras naturales en las zonas costeras pueden resultar valiosas para las comunidades costeras y, al mismo tiempo, aumentar la persistencia y la resiliencia ecológicas, pero es necesario seguir investigando para elaborar mejores prácticas.

4.3. Océano Índico, Golfo de Bengala, Mar Arábigo, Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico

El océano Índico y el golfo de Bengala bordean muchos países en desarrollo de Asia y África. Entre los peligros naturales costeros para los países que se encuentran junto al océano Índico septentrional se encuentran las marejadas gigantes, el aumento del nivel del mar, los terremotos y los tsunamis. Sin embargo, la explotación y la degradación ambientales como consecuencia de actividades económicas insostenibles han dado lugar a una reducción de la capacidad de adaptación de las comunidades costeras, lo que ha requerido enormes inversiones en infraestructuras de adaptación y economías sostenibles. Tal vez la forma más factible de avanzar para los Estados costeros del océano Índico sea restaurar los hábitats costeros degradados y dañados a fin de crear infraestructuras costeras azules.

Las infraestructuras costeras y marinas del mar Arábigo, el mar Rojo, el golfo de Adén y el golfo Pérsico están, en general, más desarrolladas que las del océano Índico y el golfo de Bengala.

4.4. Océano Pacífico Norte

Al igual que sucede en las costas del Atlántico Norte, los países desarrollados como el Canadá, los Estados Unidos, el Japón y la República de Corea cuentan con infraestructuras costeras y marinas de alta calidad que no solo protegen las costas y reducen los riesgos, sino que en algunos casos también promueven la protección y la conservación de los entornos, los hábitats y la diversidad biológica de las costas y los océanos (Gillies et al., 2019). Muchos Estados costeros del Pacífico se enfrentan a los riesgos siempre presentes de grandes terremotos y erupciones volcánicas. Sin embargo, las infraestructuras costeras y marinas de los países en desarrollo de la región no están tan avanzadas (Alianzas para la Ordenación Ambiental de los Mares de Asia Oriental, 2018;

Connell, 2018). Para remediar la situación de las infraestructuras costeras insuficientemente desarrolladas de los países en desarrollo de Asia, el Banco Asiático de Desarrollo ha puesto en marcha un ambicioso plan de acción con una propuesta de inversión de 5.000 millones de dólares destinada a promover la salud de los océanos, que abarca el desarrollo o la mejora de la infraestructura costera (Banco Asiático de Desarrollo, 2019).

4.5. Océano Pacífico Sur

Las costas del Pacífico Sur abarcan la costa oriental de Australia, la costa occidental de América del Sur y las costas de las islas del Pacífico, incluidas Papua Nueva Guinea, Nueva Zelanda y Nueva Caledonia. La infraestructura costera de esas naciones está destinada principalmente a apoyar el desarrollo económico, prevenir los daños debidos a los peligros naturales, especialmente las tormentas extremas y el aumento del nivel del mar, y llevar a cabo la adaptación al cambio climático. Los grandes terremotos, tsunamis y erupciones volcánicas también deben tenerse en cuenta.

4.6. Océano Ártico y Océano Antártico

Las bajas densidades de población de estas regiones hacen que sus infraestructuras costeras y oceánicas estén menos desarrolladas que las de las regiones altamente pobladas, como la región que bordea el Pacífico y la del Mediterráneo.

5. Perspectivas

5.1. Perspectivas del estado de la infraestructura marina y costera a corto y mediano plazo (unos 10 a 20 años)

En los próximos 10 a 20 años se construirán más presas hidroeléctricas aguas arriba y la extracción de arena de los ríos continuará y

4.6.1. Océano Ártico

El desarrollo de la infraestructura costera en el océano Ártico se enfrenta a condiciones meteorológicas y de hielo rápidamente cambiantes como consecuencia del cambio climático. La disminución de la capa de hielo marino está dando lugar a un aumento del transporte marítimo y la infraestructura conexa (Comité de los Estados Unidos sobre el Sistema de Transporte Marítimo, 2018). Se ha avanzado en la instalación de un cable de comunicaciones de fibra óptica de 1.900 km frente a la costa septentrional de Alaska, con ramales hacia seis comunidades costeras (Submarine Cable Networks, 2017) y extensiones de redes nacionales en Groenlandia y Noruega, entre otros lugares (Quintillion, 2020).

4.6.2. Océano Antártico

Gran parte del océano Antártico se encuentra bajo la égida del Sistema del Tratado Antártico, incluida la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (Sistema del Tratado Antártico, 2019; Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos, 2017; 2019). No obstante, se presta mucha atención a la investigación científica de las funciones que desempeñan la Antártida y el océano Antártico en la influencia del clima mundial y los océanos. Esas investigaciones reciben el apoyo de estaciones permanentemente ocupadas a lo largo de la costa antártica y en algunas islas subantárticas.

causará un creciente déficit de sedimentos en las costas, lo que provocará una aceleración de la erosión costera (véase también el cap. 13) y la construcción de más estructuras de protección de las costas. La regeneración de tierras en la costa y en el mar, junto con la erosión costera, seguirá dañando o degradando importantes hábitats marinos costeros y de aguas poco profundas. También se ha

producido un aumento del turismo marítimo y la infraestructura conexas. Al mismo tiempo, en muchos lugares costeros el desarrollo socioeconómico dará lugar al crecimiento de las poblaciones costeras y de las necesidades de infraestructura costera y marina. Todos estos factores, junto con el cambio climático, que se manifiesta en la subida de la temperatura de los océanos, la elevación del nivel del mar y el aumento de la frecuencia e intensidad de los fenómenos meteorológicos extremos, incrementarán los riesgos para las costas que plantean los peligros naturales marítimos. Por lo tanto, es necesario desarrollar nuevas infraestructuras o mejorar las existentes con miras a mitigar los riesgos y asegurar el desarrollo sostenible de las costas y la economía marítima.

Los progresos previstos en materia de conocimientos y capacidad contribuirán a la evaluación de los cambios del estado de las infraestructuras marinas y costeras y promoverán el desarrollo de infraestructuras marinas y costeras más eficaces y respetuosas con el medio ambiente. Asimismo, se incrementará el uso de la infraestructura azul o de las barreras naturales para armonizar las protecciones costeras y ambientales.

5.2. Consecuencias ecosistémicas y socioeconómicas de los continuos cambios de los sistemas

En general, el desarrollo de infraestructuras marinas y costeras, especialmente la regeneración de tierras en las costas y en el mar, dañará los hábitats y sistemas ecológicos costeros y marinos (Duan et al., 2016; McManus, 2017; Lin y Yu, 2018). Entre los impactos de las estructuras costeras en la ecología de los sistemas costeros figuran la obstrucción de las rutas de acceso de los animales, la destrucción de los hábitats y sistemas ecológicos costeros y el cambio del entorno costero (Hill, 2015). Las estructuras de defensa costera pueden modificar el balance sedimentario de la costa y, por lo tanto, cambiar la morfología costera, lo que da lugar a los correspondientes cambios de las

comunidades bióticas costeras, pero, en ciertos casos, las estructuras de defensa costera pueden proteger los hábitats costeros que, de otro modo, serían destruidos por la erosión costera (Schmitt y Albers, 2014). La recuperación de tierras costeras también puede ayudar a crear y restaurar hábitats costeros para la prevención de peligros (Khalil y Raynie, 2015).

Los investigadores, como Taormina et al. (2018), no han demostrado de manera concluyente que los campos electromagnéticos basados en cables ejercieran influencia en la abundancia y la biodiversidad de los organismos, y han confirmado que, en general, la huella ambiental de los cables de telecomunicaciones era reducida, especialmente en las profundidades oceánicas (profundidades > 2.000 m) (Burnett et al., 2013). Los registros de roturas de cables submarinos causadas por corrimientos de tierras y corrientes cargadas de sedimentos son observaciones importantes de esos procesos que transfieren calor, carbono y nutrientes de la tierra a las profundidades oceánicas y, por lo tanto, pueden influir en los ecosistemas marinos (Pope et al., 2017).

Durante los últimos diez años, ha habido una clara tendencia a aliviar o mitigar los daños causados a los ecosistemas costeros y oceánicos por el desarrollo costero y de alta mar utilizando un nuevo enfoque de desarrollo: el desarrollo de la economía azul (Alianzas para la Ordenación Ambiental de los Mares de Asia Oriental, 2018). Las infraestructuras costeras azules pueden armonizar la protección de las costas y la protección ecológica o de los hábitats y promover el secuestro de carbono (Sutton-Grier et al., 2015; Wellman et al., 2017).

Las infraestructuras costeras y marinas, en general, tienen un impacto socioeconómico positivo en las comunidades costeras. Una buena infraestructura es la condición más importante para la mitigación del riesgo de peligros costeros, el desarrollo socioeconómico sostenible y la erradicación de la pobreza.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

En general, a nivel mundial no se conocen lo suficiente la extensión de las infraestructuras costeras, especialmente las infraestructuras de defensa costera construidas, y sus impactos ecológicos y socioeconómicos. Además, todavía no se dispone de un conocimiento científico adecuado de las interacciones entre la dinámica costera, el transporte de sedimentos y el medio ambiente, y entre los procesos ecológicos y las infraestructuras marinas y costeras. Los problemas son especialmente graves para los países en desarrollo, en los que se invierte poco dinero para realizar investigaciones científicas costeras y marinas. La falta

de conocimientos y datos adecuados también obstaculiza el diseño y la construcción correctos y aumenta el daño ambiental y ecológico de las infraestructuras costeras y marinas.

Es particularmente importante contar con una interfaz científico-normativa cuando se considera la adopción de decisiones relacionadas con el desarrollo sostenible de infraestructuras marinas y costeras azules y basadas en la naturaleza, a fin de optimizar el uso de las infraestructuras costeras y marinas y reducir al mínimo sus daños.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer a John Manock por su contribución a la sección 2.6.

Bibliografía

- Alianzas para la Ordenación Ambiental de los Mares de Asia Oriental (2018). State of Oceans and Coasts 2018: Blue Economy Growth in the East Asian Region. <http://pemsea.org/publications/reports/state-oceans-and-coasts-2018-blue-economy-growth-east-asian-region>.
- Asociación Internacional de las Empresas de Dragado (2018). Dredging in Figures 2017.
- Autoridad Internacional de los Fondos Marinos (2018). Deep Seabed Mining and Submarine Cables.
- Banco Asiático de Desarrollo (2019). Action Plan for Healthy Oceans: Investing in Sustainable Marine Economies for Poverty Alleviation in Asia and the Pacific.
- Banco Mundial (2018). "World Bank Board Approves West Africa Coastal Areas (WACA) Resilience Investment Project". Banco Mundial. www.worldbank.org/en/news/press-release/2018/04/09/world-bank-board-approves-west-africa-coastal-areas-waca-resilience-investment-project.
- Blackburn, Sophie, et al. (2013). Mega-urbanisation on the coast: global context and key trends in the twenty-first century. In *Megacities and the Coast: Risk, Resilience and Transformation*, M. Pelling and S. Blackburn, eds., pp. 1–21.
- Burnett, Douglas R., et al. (2013). *Submarine Cables: The Handbook of Law and Policy*. Martinus Nijhoff Publishers.
- Carter, L., et al. (2019). Chemical and physical stability of submarine fibre-optic cables in the Area Beyond National Jurisdiction (ABNJ). In *SubOptic 2019 Conference*.
- Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (2017). CCAMLR to create world's largest Marine Protected Area. www.ccamlr.org/en/news/2016/ccamlr-create-worlds-largest-marine-protected-area.

- _____ (2019). About Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. www.ccamlr.org/en/organisation.
- Comité de los Estados Unidos sobre el Sistema de Transporte Marítimo (2018). Revisiting Near-Term Recommendations to Prioritize Infrastructure Needs in the U.S. Arctic. Washington, D. C., pág. 43.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (2018). Review of Maritime Transport. Naciones Unidas.
- Connell, John (2018). Effects of Climate Change on Settlements and Infrastructure Relevant to the Pacific Islands.
- Davis, McKenna, et al. (2015). Coastal protection and SUDS: nature-based solutions. RECREATE Project Policy Brief, No. 4.
- Duan, Huabo, et al. (2016). Characterization and environmental impact analysis of sea land reclamation activities in China. *Ocean and Coastal Management*, vol. 130, pp. 128–137.
- Economist (2019). *The Critical Role of Infrastructure for the Sustainable Development Goals*. https://content.unops.org/publications/The-critical-role-of-infrastructure-for-the-SDGs_EN.pdf?mtime=20190314130614.
- Edwards, P.E.T., et al. (2013). Investing in nature: restoring coastal habitat blue infrastructure and green job creation. *Marine Policy*, vol. 38, pp. 65–71.
- Elkin, R.S. (2017). Beyond Restoration: Planting Coastal Infrastructure. In *Climate Change Adaptation in North America*, pp. 119–135. Springer.
- Gavey, R., et al. (2017). Frequent sediment density flows during 2006 to 2015, triggered by competing seismic and weather events: observations from subsea cable breaks off southern Taiwan. *Marine Geology*, vol. 384, pp. 147–158.
- Gillies, Chris, et al. (2019). Coastal habitat squeeze: a review of adaptation solutions for saltmarsh, mangrove and beach habitats. *Ocean and Coastal Management*, vol. 175, pp. 180–190.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2019). Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. H.O. Pörtner et al., eds. https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_FinalDraft_FullReport.pdf.
- Gutscher, Marc-André, et al. (2019). Fiber optic monitoring of active faults at the seafloor: I the FOCUS project. *Photoniques*, pp. 32–37.
- Hill, Kristina (2015). Coastal infrastructure: a typology for the next century of adaptation to sea-level rise. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 9, pp. 468–476.
- Kazmierczak, A., and J. Carter (2010). Adaptation to Climate Change Using Green and Blue Infrastructure. A Database of Case Studies. University of Manchester, School of Environment, Education and Development: Manchester, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte of Great Britain and Northern Ireland.
- Khalil, S.M., and R.C. Raynie (2015). Coastal restoration in Louisiana: an update. *Shore and Beach*, vol. 83, No. 4, p. 4.
- Kraus, Christoph, and Lionel Carter (2018). Seabed recovery following protective burial of subsea cables: observations from the continental margin. *Ocean Engineering*, vol. 157, pp. 251–261.
- Lin, Qiaoying, and Shen Yu (2018). Losses of natural coastal wetlands by land conversion and ecological degradation in the urbanizing Chinese coast. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 15046.
- McManus, John W. (2017). Offshore coral reef damage, overfishing, and paths to peace in the South China Sea. *The International Journal of Marine and Coastal Law*, vol. 32, No. 2, pp. 199–237.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Pope, Ed. L., et al. (2017). Damaging sediment density flows triggered by tropical cyclones. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 458, pp. 161–169.

- Powell, E.J., et al. (2018). A review of coastal management approaches to support the integration of ecological and human community planning for climate change. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 23, No. 1, pp.1–18.
- Quintillion (2020). System Specifications. <http://qexpressnet.com/system>.
- Rousseau, Yannick, et al. (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12238–12243. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820344116>.
- Schmitt, Klaus, and Thorsten Albers (2014). Area coastal protection and the use of bamboo breakwaters in the Mekong Delta. In *Coastal Disasters and Climate Change in Vietnam*, pp.107–132. Elsevier.
- Sengupta, Dhritiraj, et al. (2018). Building beyond land: an overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Sistema del Tratado Antártico (2019). El Tratado Antártico. www.ats.aq/index_s.html.
- Submarine Cable Network (2017). Quintillion activates arctic subsea cable. www.submarinenetworks.com/en/systems/asia-europe-africa/arctic-fiber/quintillion-activates-arctic-subsea-cable.
- Sutton-Grier, Ariana E., et al. (2015). Future of our coasts: the potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science and Policy*, vol. 51, pp. 137–148.
- Taormina, Bastien, et al. (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 96, pp. 380–391.
- Value Market Research (2017). Recreational Boating Industria Report: Tendencias, Forecast and Competitive Analysis. www.valuemarketresearch.com/report/recreational-boating-market.
- Wellman, Emory, et al. (2017). Catching a wave? A case study on incorporating storm protection benefits into habitat equivalency analysis. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 118–125.
- Williams, A.T., et al. (2018). The management of coastal erosion. *Ocean and Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.

Capítulo 15

Cambios en la pesca de captura y en la recolección de invertebrados marinos silvestres

Contribuidores: Porter Hoagland (coordinador), Megan Bailey, Lena Bergstrom, Alida Bundy, Karen Evans (corresponsable), Manuel Hidalgo, Andrew Johnson, Fernanda de Oliveira Lana, Enrique Marschoff (responsable), Essam Mohammed (corresponsable), Henn Ojaveer (corresponsable), Franklin Ormaza-Gonzalez, Imants George Priede, Ylenia Randrianisoa (corresponsable), Jörn Schmidt (corresponsable), Zacharie Souhou, Burcu Bilgin Topçu y Chang Ik Zhang.

Ideas clave

- Entre 2012 y 2017, el número estimado de desembarques de pesca de captura marina a nivel mundial aumentó un 3 %, hasta los 80,6 millones de toneladas, con un valor de desembarque bruto estimado que creció un 1 %, hasta los 127.000 millones de dólares.
- En algunas pesquerías de captura se siguieron dando casos de sobreexplotación, subvenciones a las embarcaciones, ordenación ineficaz, capturas incidentales y descartes, degradación de hábitats, aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados y pesca ilegal, no declarada o no reglamentada.
- En 2017 el Banco Mundial estimó que las pérdidas netas anuales de la pesca de captura mundial habían ascendido a 88.600 millones de dólares en 2012 (expresadas en dólares de 2017) debido a la sobrepesca. Si no se les pusiera freno en el futuro próximo, esas pérdidas constituirían una pérdida de capital natural valorada en billones de dólares.
- La gran mayoría de los desembarques de la pesca en pequeña escala, artesanal o de subsistencia se destinaron al consumo humano local y, de ese modo, supusieron una contribución vital a la seguridad alimentaria y la nutrición en los Estados en desarrollo, pero la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada siguió precarizando la situación de muchas personas cuya ingesta proteica dependía de la pesca, y ello exacerbó la pobreza, incrementó la inseguridad alimentaria y puso en riesgo los esfuerzos por alcanzar las metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.
- Resultó prometedor que se constatará que las evaluaciones y la ordenación científicas de las poblaciones producían resultados más sostenibles¹ y se pronosticaba que las reformas de la ordenación darían lugar a un rápido restablecimiento de las poblaciones (a escala decenal). Extraer esas enseñanzas fue importante en un momento en el que comenzaban a despertar atención las pesquerías sin explotar y aún por reglamentar de las regiones polares y las profundidades oceánicas (zona mesopelágica).
- Se preveía que los efectos adversos del cambio climático en los océanos menoscabarían la consecución de resultados sostenibles, y los Estados en desarrollo dependientes de la pesca, en particular la pesca en pequeña escala, fueron muy vulnerables a los cambios relacionados con el clima.

1. Introducción

El número de desembarques de pesca de captura marina a nivel mundial experimentó un crecimiento considerable a partir de la década de 1950 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2016d, 2018b, 2019a), pero se ha estabilizado desde finales de la década de 1980, con una tasa de crecimiento inferior al 1 % desde 2010 (FAO, 2019a). De 2012 a 2017, la producción

mundial de pesca de captura marina (principalmente las capturas que conforman los desembarques) se mantuvo estable en un rango de entre 78,4 millones de toneladas en 2012 y 80,6 millones de toneladas en 2017. De 2010 a 2017, el rendimiento de la pesca de captura (continental y marina) aumentó ligeramente tanto en el mundo desarrollado, de 24,1 a 24,8 millones de toneladas (2,9 %), como en el mundo en de-

¹ En el presente capítulo, los conceptos de explotación a niveles “sostenibles”, “biológicamente sostenibles” y “de sostenibilidad máximos” se aplican principalmente a las poblaciones individuales, de conformidad con las definiciones proporcionadas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

sarrollo, de 63,0 a 67,6 millones de toneladas (7,3 %) (FAO, 2019a).

En 2017 el precio medio mundial de todas las pesquerías era de 1,57 dólares por kg, lo que en la pesca de captura marina mundial se tradujo en un valor de desembarque bruto estimado de 126.800 millones de dólares (FAO 2019a). Se estima que los beneficios netos anuales de los desembarques fueron de solo 3.000 millones de dólares (datos de 2012 expresados en dólares de 2017) (Banco Mundial et al., 2012; Tai et al., 2017; Banco Mundial, 2017). El esfuerzo de pesca excesivo, que produce una reducción de la biomasa, dio lugar a una pérdida anual de beneficios netos estimada en 88.900 millones de dólares. Si no se le pusiera freno, ese hecho supondría pérdidas de capital natural (es decir, el valor descontado o “actual” de las pérdidas futuras que se producirían anualmente al mismo nivel que la estimación de 2012) de entre 1,3 y 4,4 billones de dólares aplicando tasas sociales de preferencia temporal del 7 % al 2 %.

En el último decenio, los mercados de pescado siguieron globalizándose con rapidez, lo cual acrecentó la vulnerabilidad de la pesca en pequeña escala al agotamiento de algunas poblaciones de importancia local (Crona et al., 2015; Kramer et al., 2017). En 2017, alrededor del 38 % de la producción mundial de pescado fue objeto de comercio internacional, bien para consumo humano, bien para harina y aceite de pescado (FAO, 2018b). También en 2017, el valor de las exportaciones de alimentos marinos fue de 156.500 millones de dólares, de los cuales 84.600 millones de dólares (54 %) se atribuyeron a las exportaciones de los Estados en desarrollo.

Los desembarques mundiales declarados y su valor sugerían pocos cambios desde que se publicó la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017), elaborada con datos de hasta 2012. No obstante, en algunas regiones se consiguieron mejoras de la gobernanza, como el restablecimiento de algunas pesquerías gracias a una ordenación prudente (FAO, 2018b; Hilborn et al., 2020). En la literatura científica se ha recomendado el

enfoque ecosistémico de la ordenación como herramienta útil a largo plazo, pues acerca la pesca comercial a los ideales expresados en el Código de Conducta para la Pesca Responsable, de 1995 (Long et al., 2015; Patrick y Link, 2015; FAO, 2018a; Marshall et al., 2018; véase también el cap. 27).

Existían pruebas sustanciosas de que algunas pesquerías no se ordenaban de forma sostenible (Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible, 2019), lo cual significaba que las metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible,² en particular las metas del Objetivo 14 relacionadas con la pesca, y otras relacionadas con la seguridad alimentaria, estaban aún por cumplir. Con todo, se observaron algunos progresos (Naciones Unidas, 2019b). Durante el período comprendido entre 2012 y 2017, las cuestiones más destacadas fueron las siguientes:

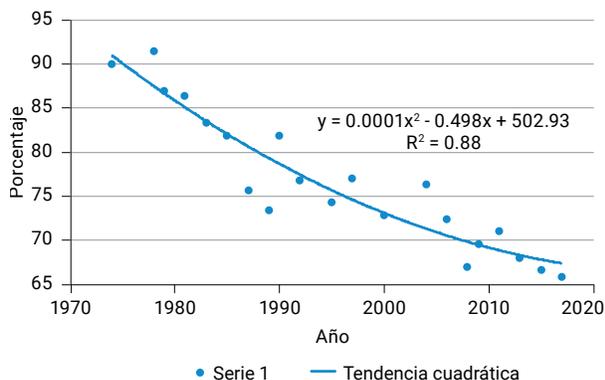
- De las pesquerías de captura marina sobre las que existían datos, alrededor del 60 % estaban “explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo” y esa proporción ha aumentado desde 1990 (FAO, 2020b). La suma combinada de las proporciones de las poblaciones de peces explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo e “infraexplotadas” se reflejaba en el indicador 14.4.1 (proporción de poblaciones de peces cuyos niveles son biológicamente sostenibles) (véase la figura I). Del mismo modo, ese indicador también ponía de manifiesto que la proporción de poblaciones “sobrexplotadas” había ido en aumento desde 1974 (Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible, 2019; FAO, 2020a, 2020b; Banco Mundial, 2017; véase también la figura I). Aunque en la actualidad el 66 % de las poblaciones de peces están explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo o infraexplotadas, en la figura I se destaca la necesidad de invertir la tendencia decreciente de la suma combinada de esas dos categorías mejorando los enfoques de ordenación del 34 % de las poblaciones de peces restantes, cuyos niveles no son biológicamente sostenibles.

² Véase la resolución 70/1 de la Asamblea General.

- Prosiguió la práctica de la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, y ello debilitó la gobernanza de las pesquerías y contribuyó al comercio ilícito de alimentos marinos (Macfadyen et al., 2019; Sumaila et al., 2020).
- También continuaron las subvenciones a los pesqueros (Sumaila et al., 2019a), incluidas las que contribuían a la sobrecapacidad, la pesca excesiva y el agotamiento de las poblaciones (Rousseau et al., 2019). Sala et al. (2018) estimaron que el 54 % de los caladeros de alta mar dejarían de ser rentables si se eliminaran las subvenciones. Prosiguieron a un ritmo acelerado las negociaciones, bajo los auspicios de la Organización Mundial del Comercio (OMC), dirigidas a eliminar las subvenciones a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada y a prohibir otras formas concretas de subvenciones, y se esperaba que se alcanzara un acuerdo durante 2020 (OMC, 2020).
- Continuaron los impactos de la pesca de arrastre de fondo en los hábitats marinos, pero los Estados, de forma individual, o las organizaciones y arreglos regionales de ordenación pesquera aplicaron medidas para mitigar esos impactos en los fondos marinos y los montes submarinos y se avanzó en la elaboración de índices de integridad de los fondos marinos para evaluar los niveles de impacto (Eigaard et al., 2017; Hiddink et al., 2017; Kroodsmá et al., 2018).
- La capacidad pesquera en las pesquerías demersales y pelágicas siguió incrementando su eficiencia de forma constante —si bien a menudo imperceptible— (lo cual se conoce como “arrastre tecnológico”), a una media del 0,2 % anual, y ello hizo necesario adaptar la ordenación (Palomares y Pauly, 2019a).
- Los aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados siguieron menguando la integridad de los ecosistemas, lo cual acarreó costos tanto para la industria como para las autoridades nacionales (FAO, 2018b).
- Algunas organizaciones y arreglos regionales de ordenación pesquera cuyo ámbito de competencia abarcaba la alta mar no desplegaron la eficacia necesaria para evaluar las poblaciones de peces, hacer cumplir los límites de captura o proporcionar cobertura de observación con el fin de contabilizar las capturas, las capturas incidentales o los descartes (Cullis-Suzuki y Pauly, 2010; Crespo y Dunn, 2017; Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), 2018a), pero los Estados estaban cada vez más motivados para obtener resultados sostenibles aumentando la eficacia de esas organizaciones y arreglos, como demuestran los acuerdos sobre iniciativas de cooperación regional, por ejemplo, la Concordia de Yakarta de 2017 para el Océano Índico.³
- Persistían diversas carencias importantes en cuanto al establecimiento y el logro de consensos sobre prácticas de ordenación que favorecieran el mantenimiento de la salud de las poblaciones de peces: existían jurisdicciones en disputa en el océano Pacífico central y el océano Atlántico sudoccidental (Harrison, 2019), la ordenación de la pesca de altura en las plataformas y los montes submarinos de las profundidades oceánicas era poco eficaz (CIEM, 2018b), los progresos en la conservación de las posibles poblaciones de peces del océano Ártico central eran limitados (se esperaba la entrada en vigor de una moratoria temporal de la pesca no reglamentada por un período de 16 años) y se carecía de medidas de ordenación de las pesquerías futuras en la zona mesopelágica, donde la regulación era incipiente o inexistente (Priede, 2017; Hidalgo y Browman, 2019; Remesan et al. 2019).

³ Asociación de los Países del Océano Índico, Concordia de Yakarta sobre la promoción de la cooperación regional para un océano Índico pacífico, estable y próspero (adoptada el 7 de marzo de 2017). Véase www.iora.int/media/23699/jakarta-concord-7-march-2017.pdf.

Figura I
Proporción de poblaciones de peces
cuyos niveles son biológicamente sostenibles
(indicador 14.4.1 de los Objetivos de
Desarrollo Sostenible)



Nota: Los datos reflejan la suma de los porcentajes de las pesquerías de captura marina que se consideraban “explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo” (59,6 % en 2017) o “infraexplotadas” (6,2 % en 2017). Obsérvese que el porcentaje de pesquerías explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo aumentó entre 1990 y 2017. Por otra parte, si se deducen del 100 %, los datos correspondientes a cualquier año indican el porcentaje creciente del número de pesquerías “sobrexplotadas” (FAO, 2020a, 2020b).

Abreviaciones: x, año; y, proporción de poblaciones de peces cuyos niveles son biológicamente sostenibles; R^2 , coeficiente de determinación de la relación entre el valor de y, y el de x y x^2 .

Pese a las dificultades y carencias mencionadas, los resultados de investigaciones científicas recientes han sugerido que, con la gobernanza adecuada, el tiempo mediano necesario para recuperar las poblaciones sobreexplotadas podría ser inferior a diez años, y, si se llevaran a cabo reformas, a mediados de siglo podría considerarse restablecida la salud del 98 % de las poblaciones sobreexplotadas (Sumaila et al., 2012; Neubauer et al., 2013; Costello et al., 2016; Hilborn y Costello, 2018; García et al., 2018). Sin embargo, había poco consenso científico sobre la posibilidad de que los ecosistemas y las poblaciones restablecidos pudieran recuperar sus funciones originales (Van Gemert y Andersen, 2018; Ingeman et al., 2019), y, en el caso de algunas poblaciones extremadamente agotadas, como la del bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*), los posibles

tiempos de recuperación se preveían mucho más largos (Neuenhoff et al., 2019).

Se demostró que la evaluación y la ordenación científicas de las poblaciones de peces mejoraban su sostenibilidad (Hilborn et al., 2020). Los científicos explicaron que reformando la ordenación, incluso con enfoques basados en derechos, se podrían lograr grandes aumentos anuales de las capturas (de 2 a 16 millones de toneladas) y de los beneficios (de 31.000 a 53.000 millones de dólares) (Costello et al., 2016). También sostuvieron que los incrementos de la biomasa y la biodiversidad concomitantes a las reformas de la ordenación pesquera facilitarían la adaptación de los ecosistemas oceánicos al cambio climático mundial (Berkes y Ross, 2013; Armitage et al., 2017). Por consiguiente, el restablecimiento de las poblaciones de peces siguió ocupando un puesto elevado entre las prioridades de los Estados y las organizaciones internacionales (Delpeuch y Hutniczak, 2019).

Incluso con una gobernanza adecuada que diera lugar al restablecimiento de las poblaciones, las previsiones apuntaban que los efectos adversos del cambio climático mundial obstaculizarían el progreso hacia la sostenibilidad (Lam et al., 2016; Pentz et al., 2018; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2019; Lotze et al., 2019; véase también el cap. 5). A pesar de que se disponía de conocimientos limitados acerca del grado en que la alteración de las condiciones coadyuvaba a cambios en los ecosistemas, los científicos concluyeron que las alteraciones de las estructuras y las funciones de los ecosistemas marinos eran más comunes de lo esperado y afirmaron que tales cambios podrían ser difíciles de revertir (Selkoe et al., 2015; Samhoury et al., 2017).

También se preveía que los efectos del cambio climático incluirían aumentos de la intensidad y la frecuencia de los peligros naturales, lo cual repercutiría en la distribución y la abundancia de las poblaciones de peces en el ámbito local (Barange et al., 2014; Bryndum-Buchholz et al., 2018). Los científicos pronosticaron que los Estados en desarrollo que dependían de la pesca serían los más afectados y, dado que se preveían cambios en la distribución de las

especies y, en consecuencia, aumentos en la migración transfronteriza de las poblaciones,

sería necesario tener en cuenta esas redistribuciones en la futura gobernanza internacional (Pinsky et al., 2018; Sumaila et al., 2019b).

2. Disparidades entre las capturas y los desembarques, Objetivos de Desarrollo Sostenible y pesca en pequeña escala

2.1. Jurisdicción nacional

Entre 2012 y 2017, los desembarques mundiales se mantuvieron estables y la densidad del esfuerzo de pesca continuó muy concentrada en las aguas costeras (Tickler et al., 2018). Las capturas de flotas procedentes de aguas distantes crecieron más rápido que las de los Estados de origen, y el 78 % de la pesca industrial rastreable que tuvo lugar en la zona económica exclusiva de los Estados de renta más baja fue realizada por embarcaciones con pabellón de Estados de renta alta (McCauley et al., 2018). En 2016 los desembarques siguieron creciendo con fuerza en las zonas tropicales, hasta alcanzar los 23,8 millones de toneladas, se mantuvieron estables en las zonas templadas, en 38,9 millones de toneladas, y mostraron gran variabilidad en las zonas de surgencia, en las que disminuyeron hasta los 14,5 millones de toneladas (FAO, 2018b). En los cuadros 1 y 2 se muestran las variaciones nacionales y regionales del promedio de desembarques entre 2005 y 2014, frente a las del período comprendido entre 2015 y 2016 (FAO, 2018b).

En 2018 se publicaron nuevas estimaciones de las capturas pesqueras mundiales tras revisar las existentes utilizando datos de 1950 a 2010 de forma que se incluyeran las capturas (y los descartes) que no figuraban en las estadísticas oficiales; las nuevas estimaciones sugerían que los desembarques anuales mundiales se habían subestimado en al menos un tercio y que las capturas decrecían más rápido de lo que se pensaba (Pauly y Zeller, 2016; Zeller et al., 2018). Conforme a ese método, la pesca no declarada contenía una proporción importante de descartes y de capturas de embarcaciones de pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, pescadores deportivos o pesca en pequeña escala. La revisión de las capturas de las re-

giones definidas por la FAO reveló diferencias especialmente amplias al compararlas con los desembarques registrados en el océano Atlántico occidental, el Mediterráneo y el océano Índico (Palomares y Pauly, 2019b).

Con variaciones regionales, la cifra mundial de empleos del sector pesquero en 2017 (40,4 millones de personas) mostró un ligero aumento (menos del 3 %) frente a la de 2012 (FAO, 2019a). Con respecto a la meta 2.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que promovía, entre otras cosas, el acceso de los pescadores en pequeña escala a los recursos de producción, los servicios y los mercados (indicador 2.3.1), se observaron progresos en la elaboración de marcos regulatorios e institucionales específicos. Sin embargo, en más del 20 % de los Estados pesqueros, en particular los de Oceanía y Asia Meridional, el nivel de aplicación de ese tipo de marcos fue solo bajo o medio (Naciones Unidas, 2019a).

Se estimó que la pesca en pequeña escala empleaba a más del 90 % de los 120 millones de personas que se dedicaban a la pesca de captura en todo el mundo (alrededor del 50 % de las cuales eran mujeres) (Banco Mundial et al., 2012; FAO, 2015, 2019a). Pese a su considerable contribución a las capturas mundiales, la pesca en pequeña escala estaba relegada a una posición marginal y soportaba la presión creciente tanto de las flotas industrializadas (y a menudo subvencionadas) como de otros usos del océano (Schuhbauer y Sumaila, 2016; Bundy et al., 2017; Ding et al., 2017; Willmann et al., 2017; Cohen et al., 2019). Se preveía que el cambio climático perjudicaría a quienes trabajaban en la pesca en pequeña escala, y se definieron estrategias de adaptación que incorporaban la necesidad de encontrar medios de subsistencia alternativos (Shaffril et al., 2017).

Cuadro 1
Producción de la pesca de captura marina por país

País	Producción (toneladas)			Porcentaje de variación		Variación, 2015 a 2016 (toneladas)
	promedio 2005 a 2014	2015	2016	2005 a 2014 (promedio) a 2016	2015 a 2016	
China	13 189 273	15 314 000	15 246 234	15.6	-0.4	-67 766
Indonesia	5 074 932	6 216 777	6 109 783	20.4	-1.7	-106 994
Estados Unidos de América	4 757 179	5 019 399	4 897 322	2.9	-2.4	-122 077
Federación de Rusia	3 601 031	4 172 073	4 466 503	24	7.1	294 430
Peru Total	6 438 839	4 786 551	3 774 887	-41.4	-21.1	-1 011 664
Peru Excluida anchoveta	989 918	1 016 631	919 847	-7.1	-9.5	-96 784
India	3 218 050	3 497 284	3 599 693	11.9	2.9	102 409
Japón ^a	3 992 458	3 423 099	3 167 610	-20.7	-7.5	-255 489
Viet Nam	2 081 551	2 607 214	2 678 406	28.7	2.7	71 192
Noruega	2 348 154	2 293 462	2 033 560	-13.4	-11.3	-259 902
Filipinas	2 155 951	1 948 101	1 865 213	-13.5	-4.3	-82 888
Malasia	1 387 577	1 486 050	1 574 443	13.5	5.9	88 393
Chile Total	3 157 946	1 786 249	1 499 531	-52.5	-16.1	-286 718
Chile excluida anchoveta	2 109 785	1 246 154	1 162 095	-44.9	-6.7	-84 059
Marruecos	1 074 063	1 349 937	1 431 518	33.3	6	81 581
República de Corea	1 746 579	1 640 669	1 377 343	-21.1	-16	-263 326
Tailandia	1 830 315	1 317 217	1 343 283	-26.6	2	26 066
México	1 401 294	1 315 851	1 311 089	-6.4	-0.4	-4 762
Myanmar ^a	1 159 708	1 107 020	1 185 610	2.2	7.1	78 590
Islandia	1 281 597	1 318 916	1 067 015	-16.7	-19.1	-251 901
España	939 384	967 240	905 638	-3.6	-6.4	-61 602
Canadá	914 371	823 155	831 614	-9.1	1	8 459
Provincia China de Taiwán	960 193	989 311	750 021	-21.9	-24.2	-239 290
Argentina	879 839	795 415	736 337	-16.3	-7.4	-59 078
Ecuador	493 858	643 176	715 357	44.9	11.2	72 181
Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte	631 398	704 502	701 749	11.1	-0.4	-2 753
Dinamarca	735 966	868 892	670 207	-8.9	-22.9	-198 685
Total: 25 países principales	65 451 506	66 391 560	63 939 966	-2.3	-3.7	-2 451 594
Total de los demás 170 países	14 326 675	14 856 282	15 336 882	7.1	3.2	480 600
World total	79 778 181	81 247 842	79 276 848	-0.6	-2.4	-1 970 994
Porcentaje de los 25 países principales	82.00%	81.70%	80.70%			

^a Las cifras correspondientes a la producción de 2015 y 2016 son estimaciones proporcionadas por la FAO.
Fuente: FAO (2018b).

Cuadro 2
Fishing areas and capture production

Código del área de pesca	Nombre del área de pesca	Producción (toneladas)			Porcentaje de variación		Variación, 2015 a 2016 (toneladas)
		promedio 2005 a 2014	2015	2016	2005 a 2014 (promedio) to 2016	2015 a 2016	
21	Atlántico, noroeste	2 041 599	1 842 787	1 811 436	-11.3	-1.70	-31 351
27	Atlántico, nordeste	8 654 911	9 139 199	8 313 901	-3.9	-9.00	-825 298
31	Atlántico, centro-occidental	1 344 651	1 414 318	1 563 262	16.3	10.50	148 944
34	Atlántico, centro-oriental	4 086 427	4 362 180	4 795 171	17.3	9.90	432 991
37	Mediterráneo y mar Negro	1 421 025	1 314 386	1 236 999	-13	-5.90	-77 387
41	Atlántico, sudoccidental	2 082 248	2 427 872	1 563 957	-24.9	-35.60	-863 915
47	Atlántico, sudoriental	1 425 775	1 677 969	1 688 050	18.4	0.60	10 081
51	Océano Índico, occidental	4 379 053	4 688 848	4 931 124	13.9	5.20	242 276
57	Océano Índico, oriental	5 958 972	6 359 691	6 387 659	7.2	0.40	27 968
61	Pacífico noroccidental	20 698 014	22 057 759	22 411 224	7.7	1.60	353 465
67	Pacífico, nordeste	2 871 126	3 164 604	3 092 529	7.7	-2.30	-72 075
71	Pacífico, centro-occidental	11 491 444	12 625 068	12 742 955	10.9	0.90	117 887
77	Pacífico, centro-oriental	1 881 996	1 675 065	1 656 434	-12	-1.10	-18 631
81	Pacífico, sudoccidental	613 701	551 534	474 066	-22.8	-14.00	-77 468
87	Pacífico, sudoriental	10 638 882	7 702 885	6 329 328	-40.5	-17.80	-1 373 557
18 48 58 88	Áreas del Ártico y del Antártico	188 360	243 677	278 753	48	14.40	35 076
	Total mundial	79 778 184	81 247 842	79 276 848	19	-43.90	-1 970 994

Fuente: FAO (2018b).

La pesca de captura continuó siendo una fuente fundamental de nutrición y empleo para millones de personas, pero se estimaba que más de 820 millones de personas seguían estando subalimentadas (FAO, 2019b). Entre el 90 % y el 95 % de los desembarques de la pesca en pequeña escala se destinaron al consumo humano local, lo cual supuso una contribución

notable a la seguridad alimentaria y la nutrición (Banco Mundial et al., 2012; Golden et al., 2016; Basurto et al., 2017; Johnson et al., 2018).

La aplicación de la tecnología de la información para ayudar a ampliar las oportunidades de la pesca en pequeña escala en esferas como la seguridad, la difusión de conocimientos loca-

les, la creación de capacidad y la gobernanza se señaló en las Directrices Voluntarias para Lograr la Sostenibilidad de la Pesca en Pequeña Escala en el Contexto de la Seguridad Alimentaria y la Erradicación de la Pobreza (FAO, 2015), que se consideraban fundamentales para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionados con la pesca (Said y Chuenpagdee, 2019). Aunque se esperaba que la aplicación llevaría tiempo, el empleo creciente de enfoques de derechos humanos generó oportunidades de empoderamiento para ese tipo de pesca (Song y Soliman, 2019). Se organizaron iniciativas de investigación, como la alianza mundial Too Big To Ignore, para ayudar a centrar la atención en la pesca en pequeña escala (Too Big To Ignore, 2020), y la Asamblea General proclamó 2022 Año Internacional de la Pesca y la Acuicultura Artesanales.⁴

Las subvenciones exacerbaron los problemas de sobrecapacidad y de pesca excesiva, en especial cuando se trataba de pesca ilegal, no declarada o no reglamentada. Algunas subvenciones a pesquerías bien ordenadas resultaron beneficiosas, como la inversión en la evaluación de las poblaciones. Se estima que en 2018 las subvenciones anuales a la pesca ascendieron a 35.400 millones de dólares en todo el mundo, frente a los 41.400 millones de dólares invertidos diez años antes (datos de 2009 expresados en dólares de 2018), pero esa disminución no se consideró significativa (Sumaila et al., 2019a). La mayoría de las subvenciones fueron concedidas por Estados desarrollados (Schuhbauer et al., 2017). Las subvenciones de fomento de la capacidad (perjudiciales) aumentaron en proporción al total y representaron el 63 % (unos 22.000 millones de dólares), frente al 57 % de diez años antes (Sumaila et al., 2019a).

Se avanzó en la propuesta de directrices para evaluar la pesca y tener en cuenta su contribución en entornos de los que se conocen pocos datos (Cai et al., 2019). La FAO introdujo una metodología relativa al indicador 14.7.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible para medir la pesca sostenible como porcentaje del pro-

ducto interno bruto (FAO, 2020c). También se estaba elaborando un indicador más amplio que abarcara la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, los ingresos provenientes de los recursos y el comercio de servicios pesqueros.

2.2. Pesca de altura

Gran parte de la pesca de captura más valiosa que se llevó a cabo en todo el mundo se centró en los depredadores apicales altamente migratorios que se desplazaban entre zonas económicas exclusivas adyacentes o migraban entre esas zonas y la alta mar (Sumaila et al., 2015). Los grupos de especies como los atunes, los espadones y los tiburones fueron buscados por las flotas nacionales dentro de su propia zona económica exclusiva o por las flotas internacionales con licencia para acceder a zonas de otros países, o en alta mar. El espacio oceánico utilizado en la pesca con palangre, por ejemplo, se solapó en más del 75 % con las distribuciones espaciales conocidas de los tiburones con valor comercial (Queiroz et al., 2019). Los desembarques de la pesca de captura en alta mar crecieron de unos 0,5 millones de toneladas en 1950 a 4,3 millones de toneladas en 2014 (Cheung et al., 2019).

Desde la década de 1950, la pesca industrial experimentó una expansión considerable, con un aumento de los desembarques procedentes de las aguas costeras, la alta mar (en especial las grandes zonas pelágicas) y las regiones polares (Naciones Unidas, 2017; Watson y Tidd, 2018). El rendimiento de la alta mar alcanzó su máximo en 1989, con 5,2 millones de toneladas, pero ha disminuido ligeramente en los últimos tres decenios. Aunque la alta mar comprende el 60 % de los océanos del mundo, su rendimiento en pesca de captura solo supuso en torno al 5 % del rendimiento marino mundial, tanto de peces como de invertebrados. Por consiguiente, la contribución de la pesca en alta mar al suministro mundial de alimentos de origen marino revistió menor importancia para la seguridad alimentaria durante ese período (Schiller et al., 2018).

⁴ Véase la resolución de la Asamblea General 72/72.

Las embarcaciones con pabellón de Estados de renta alta constituyeron el 97 % de los pesqueros industriales de alta mar (McCauley et al., 2018). Se informó de que la pesca con palangre representaba entre el 84 % y el 87 % de las horas de pesca en alta mar (Crespo et al., 2018). Más del 80 % de ese esfuerzo correspondió a embarcaciones procedentes de tan solo cinco Estados. De 1950 a 2014, la distancia de pesca recorrida desde el puerto por los pesqueros industriales se duplicó con creces, pero también se redujo la captura por

distancia recorrida, de 25 a 7 toneladas por millón de metros (Tickler et al., 2018).

Casi el 95 % del total de las zonas oceánicas sin hielo fueron explotadas para la pesca industrial, pero desde que alcanzaron su máximo, en 1996, la captura industrial total disminuyó un 18 % y la captura industrial por unidad de superficie se redujo un 22 % (Tickler et al., 2018). La intensidad de pesca (esfuerzo por mes) de las embarcaciones palangreras aumentó en las regiones boreales durante los meses de verano, vinculada a los indicadores ambientales (Crespo et al., 2018).

3. Desembarques de invertebrados

La recolección de invertebrados marinos aumentó de unos 12,4 millones de toneladas en 2012 a 12,5 millones de toneladas en 2017, lo cual supuso una tasa de crecimiento de solo el 0,1 % anual. Los desembarques de invertebrados marinos comprendían diversos tipos de organismos, entre ellos moluscos (calamares,

pulpos y mariscos), crustáceos (camarones, cangrejos, langostas y kril), equinodermos (erizos de mar y cohombres de mar) y tunicados, y el rendimiento de esos grupos representó alrededor del 15,5 % de los desembarques mundiales de la pesca de captura marina en 2017 (FAO, 2019a).

4. Niveles de capturas incidentales y efectos secundarios

Se disponía de pocas series cronológicas para documentar las tendencias de las capturas incidentales (CIEM, 2018a). Debido a las restricciones reglamentarias o a la mala calidad, a menudo se descartaban las capturas no buscadas o dañadas. En 2019 se estimó que los descartes ascendían al 10,8 % de las capturas mundiales (datos de 2010 a 2014), con un peso

de 9,1 millones de toneladas (en un rango de entre 6,7 y 16,1 millones de toneladas) (Pérez Roda et al., 2019). Se está avanzando en las políticas y las medidas de ordenación para que abarquen los impactos no solo en las especies buscadas, sino también en otras especies (CIEM, 2019).

5. Pérdidas posteriores a la captura

Las pérdidas posteriores a la captura consistieron en peces capturados que perdieron parte de su valor debido a un deterioro de su calidad que los hacía incomedibles o no comercializables (Diei-Ouadi y Mgawe, 2011). Dichas pérdidas afectaron principalmente a la pesca en pequeña escala, cuyas capacidad de almacenamiento y elaboración y modalidades de transporte eran limitadas. La estimación mundial más reciente de las pérdidas posterior-

es a la captura no descartadas fue de entre 10 y 12 millones de toneladas por año (Manning, 2010). Los estudios más recientes sobre las pérdidas posteriores a la captura se circunscribieron a las pesquerías locales, en particular en África y Asia, donde se constató que las pérdidas eran menores entre los pescadores de más edad, los que tenían niveles de educación más altos y los que provenían de hogares más grandes (p. ej., Adelaja et al., 2018).

6. Potencial de mejoramiento de las pesquerías

La propagación de las poblaciones de peces, más conocida como mejoramiento de las pesquerías, abarcó un conjunto de enfoques de ordenación que incluían el uso de tecnologías acuícolas, los programas de cría marina, la construcción de arrecifes artificiales y la liberación de huevos y larvas para restablecer las poblaciones de peces deprimidas. El método

científico de la propagación era aún incipiente, pero mostraba cierto potencial para incrementar el rendimiento pesquero por encima de lo que se podía conseguir explotando solamente poblaciones salvajes, aunque sus consecuencias ecológicas eran poco conocidas (Taylor et al., 2017).

7. Uso de proteínas y aceites marinos en la agricultura y la acuicultura

La harina de pescado se utilizó como pienso y el aceite de pescado se empleó como aditivo en piensos para la acuicultura y la ganadería. El pescado entero, como materia prima, se "reduce" mediante cocción, prensado y calentamiento hasta obtener harina de pescado en una proporción del 22 % al 23 % y aceite de pescado en una proporción del 4 % al 5 %. Los desembarques mundiales de pescado entero para esos fines ascendieron a 14,3 millones de toneladas en 2016 (FAO, 2018b). Ese año, la producción mundial de harina de pescado fue de 4,4 millones de toneladas y la de aceite de pescado, de 0,9 millones de toneladas; el 69 % de la producción de harina de pescado y el 75 % de la de aceite de pescado se utilizaron en la acuicultura. En la agricultura, el 23 % de la harina de pescado se utilizó en la producción porcina, el 5 %, en la avicultura y el 3 %, para otros fines.

Los piensos para camarones o peces de aleta (véase el cap. 16) comprendían harina y aceite de pescado, semillas oleaginosas (en especial la soja) y subproductos de la elaboración de

otros productos de pescado (Silva et al., 2018). La producción total de piensos para peces se estimó en 40,1 millones de toneladas en 2018 (Alltech, 2019), por lo que el componente correspondiente a la reducción de pescado entero fue de menos del 15 % del total. Se preveía que esa proporción habría caído por debajo del 10 % en 2020 (Fry et al., 2016). En 2016, el 19 % de la producción mundial de harina de pescado procedió de subproductos de la pesca (Institute of Aquaculture, 2016). Se pronosticó que esa proporción habría aumentado al 38 % en 2025 (FAO, 2018b).

En el océano Antártico y en otras regiones se realizaron capturas comerciales de kril destinado a harina y aceite de pescado (Observatorio Europeo del Mercado de los Productos de la Pesca y de la Acuicultura, 2018). Las pesquerías de peces mesopelágicos se exploraron con los mismos fines, pero los costos de captura se consideraban elevados y las consecuencias ecológicas de su explotación no se habían evaluado con exhaustividad (Hidalgo and Browman, 2019).

8. Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada

La pesca ilegal, no declarada y no reglamentada debilitó las iniciativas de ordenación sostenible de la pesca y, de ese modo, precarizó la situación de los 4.300 millones de personas cuya ingesta proteica dependía de la pesca

(FAO, 2016d), lo cual exacerbó la pobreza, incrementó la inseguridad alimentaria y puso en riesgo el logro de algunas metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (FAO, 2016b). En 2016 se consideró que la pesca ilegal, no

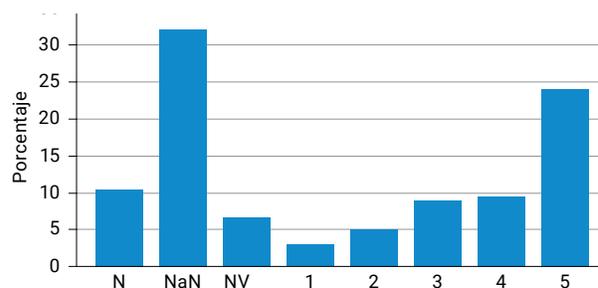
declarada o no reglamentada supuso hasta 26 millones de toneladas de capturas anuales, con un valor de desembarque bruto que ascendió a 23.000 millones de dólares (FAO, 2016c). Varios instrumentos jurídicos internacionales incluyeron medidas pertinentes para eliminar las subvenciones a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, y el indicador 14.6.1 sirvió para hacer el seguimiento de la aplicación de esos instrumentos en los planos nacional, regional y mundial (figura II). En todo el mundo, la puntuación general relativa al grado de aplicación de los instrumentos pertinentes fue moderada (barra 3). Las negociaciones sobre el empleo de medidas comerciales internacionales para eliminar las subvenciones a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada (y para prohibir otras formas concretas de subvenciones) prosiguieron en el seno de la OMC, con la expectativa de alcanzar un acuerdo durante 2020 (OMC, 2020).

Allí donde las capturas de las embarcaciones utilizadas en la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada contribuían al comercio ilícito de alimentos marinos se produjeron importantes consecuencias económicas y sociales. Por ejemplo, la desviación de pescado del comercio legítimo provocó pérdidas anuales de contribuciones económicas a los Estados que a nivel mundial se estimaron entre 26.000 y 50.000 millones de dólares, así como pérdidas de ingresos tributarios nacionales de entre 2.000 y 4.000 millones de dólares (Sumaila et al., 2020).

La pesca ilegal también se vinculó al fraude de alimentos marinos (Miller y Sumaila, 2016) y se concluyó que estaba asociada con el tráfico de drogas, la trata de personas y el trabajo forzoso (Naciones Unidas, 2017; Tickler et al., 2019). La Organización Internacional del Trabajo estimó que una proporción sustancial de los 21 millones de personas que en todo el planeta estaban atrapadas en situación de trabajo forzoso faenaban en la industria pesquera mundial, incluida la acuicultura, si bien resultó difícil determinar las cifras exactas (FAO y Organización Internacional del Trabajo, 2013; Organización Internacional del Trabajo,

2016; Cavalli et al., 2019). El trabajo forzoso en las pesquerías de los Estados desarrollados se consideraba infrecuente, pero se constató que los consumidores de esos Estados habían comprado alimentos de origen marino a productores que hacían uso del trabajo forzoso (Tickler et al., 2019).

Figura II
Indicador de la meta 14.6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible



Nota: El indicador de la meta 14.6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible consiste en prohibir, para 2020, ciertas formas de subvenciones a la pesca que contribuyen a la sobrecapacidad y la pesca excesiva, eliminar las subvenciones que contribuyen a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y abstenerse de introducir nuevas subvenciones de esa índole, reconociendo que la negociación sobre las subvenciones a la pesca en el marco de la OMC debe incluir un trato especial y diferenciado, apropiado y efectivo para los países en desarrollo y los países menos adelantados. En concreto, en la figura se muestra el porcentaje de las 199 jurisdicciones definidas por la FAO (principalmente Estados) que, al 30 de junio de 2020, presentaban diversos grados de aplicación de los instrumentos jurídicos internacionales orientados a eliminar las subvenciones que contribuían a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada. En función de las respuestas recabadas mediante un cuestionario, el eje de abscisas representa las puntuaciones relativas al grado de aplicación de los instrumentos jurídicos pertinentes, a saber, “no se aplica” (p. ej., en los países sin litoral), “sin respuesta” (o cuando se desconocía el método de cálculo), “sin validar” (cuando no se contaba con la validación de un sistema estadístico nacional de presentación de informes mundiales), muy bajo (1), bajo (2), moderado (3), alto (4) y muy alto (5). Se estudiaron seis instrumentos jurídicos aplicables; a fin de determinar las puntuaciones correspondientes a cada Estado, la FAO ponderó esos instrumentos atendiendo a su pertinencia para la meta 14.6.

Fuente: FAO (2020d).

En junio de 2016 entró en vigor el Acuerdo sobre Medidas del Estado Rector del Puerto Destinadas a Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada,⁵ primer acuerdo internacional vinculante orientado específicamente a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada. Se esperaba que la aplicación eficaz del Acuerdo contribuyera a la conservación y la utilización sostenible a largo plazo de los recursos marinos vivos y los ecosistemas marinos (FAO, 2016b). En todo el mundo, al 30 de junio de 2020, 61 Estados eran

partes en el Acuerdo, cuyo objetivo principal era prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada impidiendo que las embarcaciones que se dedicaban a ella desembarcaran las capturas en los puertos de los Estados partes. En consecuencia, se espera que el Acuerdo reduzca los incentivos de esas embarcaciones para seguir operando e impida que los productos pesqueros obtenidos mediante ese tipo de pesca accedan a los mercados nacionales e internacionales.

9. Perspectivas

Las pruebas empíricas, junto con los avances de las ciencias pesqueras en materia de modelización, demostraron que la ordenación eficaz podía mejorar las poblaciones de peces y, de ese modo, aumentar el rendimiento y los ingresos provenientes de los recursos y aportar mayor seguridad alimentaria a los Estados en desarrollo. Sin embargo, la falta de gobernanza eficaz y duradera de algunas pesquerías puso de manifiesto que seguían viéndose perjudicadas por la sobreexplotación, las constantes subvenciones, la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, el comercio ilícito, las capturas incidentales y los descartes, los daños a los hábitats causados por la pesca de arrastre de fondo, las pérdidas posteriores a la captura y el abandono de aparejos. Aunque la proporción de las pesquerías de captura marina del mundo clasificadas como “explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo” continuó creciendo, también lo hizo la de las consideradas “sobreexplotadas”.

Se siguieron desplegando esfuerzos considerables, incluidas las negociaciones internacionales bajo los auspicios de la OMC, para prohibir determinadas subvenciones a los pesqueros y eliminar las subvenciones a la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada. Además, entró en vigor el Acuerdo sobre Medidas del Estado Rector del Puerto, dirigido a reducir los desembarques de las capturas de la pesca ilegal, no declarada o no reglamentada, pero el número de Estados partes siguió siendo insuficiente.

El cambio climático mundial ya había provocado alteraciones de la distribución y la abundancia de las poblaciones de peces que se preveía que continuarían o se acelerarían. Incluso con una gobernanza adecuada con la que se lograra restablecer las poblaciones, los científicos pronosticaron que los efectos adversos del cambio climático impedirían el progreso hacia la sostenibilidad de la pesca de captura marina.

10. Principales carencias de conocimientos

Las alteraciones de las estructuras y las funciones de los ecosistemas marinos a consecuencia de forzamientos antropógenos, como la pesca excesiva, la polución por nutrientes y el cambio climático, fueron cada vez más co-

munes. En cuanto al cambio climático en concreto, se disponía de conocimientos limitados sobre el grado en que un clima cambiante contribuía a redistribuir las poblaciones de peces de importancia comercial o generaba cambios

⁵ Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, document C 2009/REP and Corr.1-3, appendix E. Disponible en www.fao.org/port-state-measures/resources/detail/en/c/1111616.

potencialmente irreversibles en las estructuras y los procesos de los ecosistemas marinos. Se preveía que los Estados en desarrollo que dependían de la pesca para la seguridad alimentaria, la nutrición y las exportaciones sufrirían efectos más graves que los Estados con economías más diversificadas, aunque esa hipótesis debía estudiarse con más detalle.

Era preciso comprender mejor la posibilidad de que las poblaciones de interés comercial migraran al océano Ártico central (véase el cap. 7) y el valor comercial y la importancia ecológica de otras poblaciones aún sin explotar de los

entornos de aguas profundas, como la zona mesopelágica.

Los científicos pronosticaron que las mejoras en la gobernanza de las pesquerías, incluidas las aplicaciones de mecanismos de ordenación eficaces, desembocarían en el crecimiento de la biomasa y la biodiversidad, lo cual podría facilitar que los ecosistemas oceánicos se adaptaran al cambio climático mundial, pero aún existía poco consenso científico sobre la posibilidad de que los ecosistemas restablecidos pudieran volver a desempeñar sus antiguas funciones.

11. Principales carencias en materia de creación de capacidad

El restablecimiento de las poblaciones de peces siguió ocupando un puesto elevado entre las prioridades de los Estados y las organizaciones internacionales, pero en muchas pesquerías, especialmente las de los Estados en desarrollo, era preciso respaldar y reforzar los recursos financieros para realizar evaluaciones científicas de las poblaciones y poner en práctica medidas eficaces de conservación y

ordenación. Sin embargo, en los estudios más optimistas se concluyó que, con la gobernanza adecuada, el tiempo mediano necesario para recuperar las poblaciones sobreexplotadas podría ser inferior a diez años, y, si se llevaran a cabo reformas que propiciaran la ordenación sostenible, a mediados del siglo XXI podría considerarse restablecida la salud de gran parte de las poblaciones sobreexplotadas.

Bibliografía

- Adelaja, Olusumbo Adeolu, et al. (2018). Assessment of post-harvest fish losses Croaker *Pseudotolithus elongatus* (Bowdich, 1825), Catfish *Arius heudeloti* (Valenciennes, 1840) and Shrimp *Nematopalaemon hastatus* (Aurivillius, 1898) in Ondo State, Nigeria. *Acuicultura and Pesca*, vol. 3, No. 5, pp. 209–216. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2018.05.002>.
- Alltech (2019). 2019 Alltech Global Feed Survey estimates world feed production increased by 3 per cent to 1.103 billion metric tons. www.alltech.com/press-release/2019-alltech-global-feed-survey-estimates-world-feed-production-increased-3-percent.
- Armitage, Derek, et al. (2017). *Governing the Coastal Commons*. Taylor and Francis.
- Banco Mundial (2017). *The Sunken Billions Revisited: Progress and Challenges in Global Marine Fisheries*. Washington D. C.: Banco Mundial. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- Banco Mundial et al. (2012). *Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries* (English). Washington D. C.: Banco Mundial. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- Barange, M., et al. (2014). Impacts of climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 3, pp. 211–216.
- Basurto, Xavier, et al. (2017). *Improving Our Knowledge on Small-Scale Pesca: Data Needs and Methodologies*. FAO Pesca and Acuicultura Proceedings, No. 56. Roma. www.fao.org/3/a-i8134e.pdf.
- Berkes, Fikret, and Helen Ross (2013). Community resilience: toward an integrated approach. *Society and Natural Resources*, vol. 26, No. 1, pp. 5–20.

- Bryndum-Buchholz, Andrea, et al. (2018). Twenty-first-century climate change impacts on marine animal biomass and ecosystem structure across ocean basins. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 2, pp. 459–472.
- Bundy, Alida, et al. (2017). Strong fisheries management and governance positively impact ecosystem status. *Fish and Pesca*, vol. 18, No. 3, pp. 412–439.
- Cai, Junning, et al. (2019). *Understanding and Measuring the Contribution of Acuicultura and Pesca to Gross Domestic Product (GDP)*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 606. Roma. www.fao.org/3/CA3200EN/ca3200en.pdf.
- Cavalli, Lissandra, et al. (2019). Scoping global aquaculture occupational safety and health. *Journal of Agromedicine*. <https://doi.org/10.1080/1059924X.2019.1655203>.
- Cheung, William W.L., et al. (2019). *Future Scenarios and Projections for Pesca on the High Seas under a Changing Clima*. Working Paper. London: International Institute for Environment and Development. <http://pubs.iied.org/16653IIED>.
- Cohen, Philippa, et al. (2019). Securing a just space for small-scale fisheries in the blue economy. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 171.
- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2018a). Report from the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). Reykjavik, Iceland, 1–4 May 2018. ICES CM 2018/ACOM:25.
- _____ (2018b). Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). San Pedro Del Pinatar, Spain, 12–19 April 2018. ICES CM 2018/ACOM:27.
- _____ (2019). Ecosystem Overviews. www.ices.dk/community/advisory-process/Pages/Ecosystem-overviews.aspx.
- Costello, Christopher, et al. (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 113, No. 18, pp. 5125–5129. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520420113>.
- Crespo, Guillermo Ortuño, and Daniel C. Dunn (2017). A review of the impacts of fisheries on open-ocean ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 9, pp. 2283–2297. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx084>.
- Crespo, Guillermo Ortuño, et al. (2018). The environmental niche of the global high seas pelagic longline fleet. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat3681>.
- Crona, B.I., et al. (2015). Using social-ecological syndromes to understand impacts of international seafood trade on small-scale fisheries. *Global Environmental Change*, vol. 35, pp. 162–175. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.006>.
- Cullis-Suzuki, Sarika, and Daniel Pauly (2010). Failing the high seas: a global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 1036–1042. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.03.002>.
- Delpuech, Claire, and Barbara Hutniczak (2019). Encouraging policy change for sustainable and resilient fisheries, No. 127. <https://doi.org/10.1787/31f15060-en>.
- Diei-Ouadi, Yvette, and Yahya I. Mgawe (2011). *Post-Harvest Fish Loss Assessment in Small-Scale Pesca: A Guide for the Extension Officer*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 559. Roma. www.fao.org/3/i2241e/i2241e.pdf.
- Ding, Qi, et al. (2017). Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.011>.
- Eigaard, Ole R., et al. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 3, pp. 847–865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>.

- Fry, Jillian P., et al. (2016). Environmental health impacts of feeding crops to farmed fish. *Environment International*, vol. 91, pp. 201–214. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.022>.
- García, Serge M., et al., eds. (2018). Rebuilding of marine fisheries. *Part 1: Global review*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 630/1. Roma, FAO. 294 pp. www.fao.org/3/ca0161en/CA0161EN.pdf.
- Golden, Christopher D., et al. (2016). Nutrition: fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2019). Resumen para responsables de políticas. En Informe especial del IPCC sobre el océano y la criosfera en un clima cambiante, Hans-Otto Pörtner et al., eds. Mónaco: IPCC, 51ª reunión, Grupos de Trabajo I y II (24 de septiembre de 2019).
- Harrison, J. (2019). Key challenges relating to the governance of regional fisheries. In *Strengthening International Pesca Law in an Era of Changing Oceans*, Richard Caddell and Erik J. Molenaar, eds. New York: Hart Publishing.
- Hidalgo, Manuel, and Howard I. Browman (2019). Developing the knowledge base needed to sustainably manage mesopelagic resources. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 3, pp. 609–615. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz067>.
- Hiddink, Jan Geert, et al. (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 114, No. 31, pp. 8301–8306. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618858114>.
- Hilborn, Ray, and Chris Costello (2018). The potential for blue growth in marine fish yield, profit and abundance of fish in the ocean. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 350–355. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.02.003>.
- Hilborn, Ray, et al. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 117, No. 4, pp. 2218–2224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>.
- Ingeman, Kurt E., et al. (2019). Ocean recoveries for tomorrow's Earth: hitting a moving target. *Science*, vol. 363, No. 6425. <https://doi.org/10.1126/science.aav1004>.
- Institute of Aquaculture (2016). Project to Model the Use of Fisheries By-Products in the Production of Marine Ingredients, with Special Reference to the Omega 3 Fatty Acids EPA and DHA. Stirling (Escocia): University of Stirling e IFFO The Marine Ingredients Organisation.
- Johnson, Derek S., et al. (2018). *Social Wellbeing and the Values of Small-Scale Pesca*. Springer.
- Kramer, Daniel B., et al. (2017). Coastal livelihood transitions under globalization with implications for trans-ecosystem interactions. *PLOS One*, vol. 12, No. 10, pp. 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186683>.
- Kroodsma, David A., et al. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, vol. 359, No. 6378, p. 904. <https://doi.org/10.1126/science.aao5646>.
- Lam, Vicky W.Y., et al. (2016). Projected change in global fisheries revenues under climate change. *Scientific Reports*, vol. 6, No. 1, art. 32607. <https://doi.org/10.1038/srep32607>.
- Long, Rachel D., et al. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, vol. 57, pp. 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.01.013>.
- Lotze, Heike K., et al. (2019). Global ensemble projections reveal trophic amplification of ocean biomass declines with climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 116, No. 26, pp. 12907–12912. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900194116>.

- Macfadyen, G., et al. (2019). *IUU Fishing Index*. Hampshire, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte of Great Britain and Northern Irlanda: Poseidon Aquatic Resource Management Limited and The Global Initiative Against Transnational Organized Crime. www.iuufishingindex.net.
- Manning, P. (2010). *Pesca and Acuicultura Topics: Food Security and Pesca. Topics Fact Sheets*. Roma.
- Marshall, Kristin N., et al. (2018). Ecosystem-Based Pesca Management for Social–Ecological Systems: Renewing the Focus in the Estados Unidos de América with Next Generation Fishery Ecosystem Plans. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 1, p. e12367. <https://doi.org/10.1111/conl.12367>.
- McCauley, Douglas J., et al. (2018). Wealthy countries dominate industrial fishing. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2161>.
- Miller, Dana D., and U. Rashid Sumaila (2016). Capítulo 4 – IUU Fishing and Impact on the Seafood Industria. In *Seafood Authenticity and Traceability*, Amanda M. Naam and Robert H. Hanner, eds., pp. 83–95. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801592-6.00004-8>.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Naciones Unidas (2019a). Edición especial: progresos realizados para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Informe del Secretario General. 8 de mayo de 2019, (E/2019/68). Nueva York. <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2019/secretary-general-sdg-report-2019--Es.pdf>.
- Naciones Unidas (2019b). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. Nueva York. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-14>.
- Neubauer, Philipp, et al. (2013). Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science*, vol. 340, No. 6130, pp. 347–349.
- Neuenhoff, Rachel D., et al. (2019). Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. *Canadian Journal of Pesca and Aquatic Sciences* vol. 76, pp. 168–184. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0190>.
- Observatorio Europeo del Mercado de los Productos de la Pesca y de la Acuicultura (2018). *Blue Bioeconomy: Situation Report and Perspectives*. Bruselas: Dirección General de Asuntos Marítimos y Pesca de la Comisión Europea. www.eumofa.eu/documents/20178/84590/Blue+bioeconomy_Final.pdf.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2015). *Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza*. Roma. www.fao.org/documents/card/en/c/I4356S.
- _____ (2016a). *Global Implications of Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) Fishing*. Rep. No. NIC WP 2016-02. Roma.
- _____ (2016b). *La pesca ilegal, no declarada y no reglamentada*. Roma. www.fao.org/3/a-i6069s.pdf.
- _____ (2016c). *Acuerdo de la FAO sobre Medidas del Estado Rector del Puerto Destinadas a Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada*. Roma. www.fao.org/port-state-measures/es/.
- _____ (2016d). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016*. Roma. www.fao.org/3/a-i5555s.pdf.
- _____ (2018a). *Aplicación del Código de Conducta de la FAO para la Pesca Responsable, de 1995*. Rome. www.fao.org/fishery/es.
- _____ (2018b). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018: cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Roma. www.fao.org/publications/card/es/c/I9540ES.
- _____ (2019a). *Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Roma. www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/index.htm.
- _____ (2019b). *The State of Food Security and Nutrition in the World: Safeguarding against Economic Slow-Downs and Downturns*. Roma. www.fao.org/state-of-food-security-nutrition/en.

- _____ (2020a). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. Roma. www.fao.org/publications/sofia/2020/es/.
- _____ (2020b). Objetivos de Desarrollo Sostenible: Indicador 14.4.1: Proporción de poblaciones de peces cuyos niveles son biológicamente sostenibles. Roma. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1441/es/.
- _____ (2020c). Objetivos de Desarrollo Sostenible: Indicador 14.7.1: Proporción del PIB correspondiente a la pesca sostenible en los pequeños Estados insulares en desarrollo, en los países menos adelantados y en todos los países. Roma. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1471/es/.
- _____ (2020d). Objetivos de Desarrollo Sostenible: Indicador 14.6.1: Grado de aplicación de instrumentos internacionales cuyo objetivo es combatir la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada. Roma. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/14.6.1/es/.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Organización Internacional del Trabajo (2013). Guía para hacer frente al trabajo infantil en la pesca y la acuicultura. Roma, 85 págs. ISBN 978-92-5-307709-0.
- Organización Internacional del Trabajo (2016). Fishers first-good practices to end labour exploitation at sea. Ginebra (Suiza): Departamento de Políticas Sectoriales (SECTOR), Servicio de Principios y Derechos Fundamentales en el Trabajo (FUNDAMENTALS), Oficina Internacional del Trabajo. ISBN: 978-92-2-131290-1.
- Organización Mundial del Comercio (OMC) (2020). Negociaciones sobre las subvenciones a la pesca 2020. Ginebra: OMC. www.wto.org/spanish/tratop_s/rulesneg_s/fish_s/fish_s.htm.
- Palomares, Maria L.D., and Daniel Pauly (2019a). On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecology and Society* vol. 24, No. 3, art. 31. <https://doi.org/10.5751/ES-11136-240331>.
- _____ (2019b). Coastal fisheries: the past, present, and future. In *Coasts and Estuaries: The Future*, Eric Wolanski et al., eds., pp. 569–576. Amsterdam: Elsevier.
- Patrick, Wesley S., and Jason S. Link (2015). Myths that Continue to Impede Progress in Ecosystem-Based Pesca Management. *Pesca*, vol. 40, No. 4, pp. 155–160. <https://doi.org/10.1080/03632415.2015.1024308>.
- Pauly, Daniel, and Dirk Zeller (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications*, vol. 7, No. 1, art. 10244. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>.
- Pentz, Brian, et al. (2018). Can regional fisheries management organizations (RFMOs) manage resources effectively during climate change? *Marine Policy*, vol. 92, pp. 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.011>.
- Pérez, Roda, et al. (2019). *A Third Assessment of Global Marine Pesca Discards*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 633. Roma.
- Pinsky, Malin L., et al. (2018). Preparing ocean governance for species on the move. *Science*, vol. 360, No. 6394, pp. 1189–1191. <https://doi.org/10.1126/science.aat2360>.
- Priede, Imants G. (2017). *Deep-Sea Fishes: Biology, Diversity, Ecology and Pesca*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316018330>.
- Queiroz, Nuno, et al. (2019). Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature*, vol. 572, pp. 461–466. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1444-4>.
- Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (2019). "Target 14.4". Indicators and a Monitoring Framework: Launching a Data Revolution for the Sustainable Development Goals. Nueva York. <https://indicators.report>.
- Remesan, M.P., et al. (2019). A Review on Techniques and Challenges in the Harvest of Mesopelagics. *Fishery Technology*, vol. 56, pp. 243–253.

- Rousseau, Yannick, et al. (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12238–12243. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820344116>.
- Said, Alicia, and Ratana Chuenpagdee (2019). Aligning the sustainable development goals to the small-scale fisheries guidelines: a case for EU fisheries governance. *Marine Policy*, vol. 107, art. 103599. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103599>.
- Sala, Enric, et al. (2018). The economics of fishing the high seas. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2504>.
- Samhuri, Jameal F., et al. (2017). Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere*, vol. 8, No. 6, p. e01860. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1860>.
- Schiller, Laurene, et al. (2018). High seas fisheries play a negligible role in addressing global food security. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat8351>.
- Schuhbauer, Anna, and U. Rashid Sumaila (2016). Economic viability and small-scale fisheries: a review. *Ecological Economics*, vol. 124, pp. 69–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.018>.
- Schuhbauer, Anna, et al. (2017). How subsidies affect the economic viability of small-scale fisheries. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.013>.
- Selkoe, Kimberly A., et al. (2015). Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 1, No. 5, pp. 1–18. <https://doi.org/10.1890/EHS14-0024.1>.
- Shaffril, Hayrol Azril Mohamed, et al. (2017). Adapting towards climate change impacts: strategies for small-scale fishermen in Malasia. *Marine Policy*, vol. 81, pp. 196–201. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.032>.
- Silva, Catarina Basto, et al. (2018). Life cycle assessment of aquafeed ingredients. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 23, No. 5, pp. 995–1017. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1414-8>.
- Song, Andrew M., and Adam Soliman (2019). Situating human rights in the context of fishing rights: contributions and contradictions. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.017>.
- Statistics Division (2019). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. New York. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-14>.
- Sumaila, U. Rashid, et al. (2012). Benefits of rebuilding global marine fisheries outweigh costs. *PLOS One*, vol. 7, No. 7.
- _____ (2015). Winners and losers in a world where the high seas is closed to fishing. *Scientific Reports*, vol. 5, No. 1, art. 8481. <https://doi.org/10.1038/srep08481>.
- _____ (2019a). Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies. *Marine Policy*, vol. 109, art. 103695. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103695>.
- _____ (2019b). Benefits of the Paris Agreement to ocean life, economies, and people. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, p. eaau3855. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3855>.
- _____ (2020). Illicit trade in marine fish catch and its effects on ecosystems and people worldwide. *Science Advances*, vol. 6, p. eaaz3801. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz3801>.
- Tai, Travis C., et al. (2017). Ex-vessel Fish Price Database: Disaggregating Prices for Low-Priced Species from Reduction Pesca. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 363. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00363>.
- Taylor, Matthew D., et al. (2017). Pesca enhancement and restoration in a changing world. *Pesca Research*, vol. 186, pp. 407–412. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.10.004>.

- Tickler, David, et al. (2018). Far from home: distance patterns of global fishing fleets. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3279>.
- _____ (2019). Modern slavery and the race to fish. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 4643. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07118-9>.
- Too Big to Ignore (2020). *Global Partnership for Small-Scale Pesca Research*. <http://toobigtoignore.net>.
- Van Gemert, Rob, and Ken H. Andersen (2018). Challenges to fisheries advice and management due to stock recovery. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 6, pp. 1864–1870. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy084>.
- Watson, Reg A., and A. Tidd (2018). Mapping nearly a century and a half of global marine fishing, 1869–2015. *Marine Policy*, vol. 93, pp. 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.023>.
- Willmann, Rolf, et al. (2017). A human rights-based approach in small-scale fisheries: evolution and challenges in implementation. In *The Small-Scale Pesca Guidelines*, S. Jentoft et al., eds., pp.763–787. Springer.
- Zeller, Dirk, et al. (2018). Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. *Fish and Pesca*, vol. 19, No. 1, pp. 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>.

Capítulo 16

Cambios en la acuicultura

Contribuidores: Rohana Subasinghe, Pedro Barón, Malcolm Beveridge, Enrique Marschoff (responsable) y Doris Oliva.

Ideas clave

- La producción acuícola mundial en 2017 (animales y plantas) fue de 111,9 millones de toneladas, con un valor de primera venta estimado de 249.600 millones de dólares. Desde 2000, la acuicultura mundial ya no presenta las elevadas tasas de crecimiento anual de las décadas de 1980 y 1990 (11,3 % y 10,0 %, respectivamente). Con todo, la acuicultura sigue creciendo más rápidamente que otros grandes sectores de producción de alimentos. El crecimiento anual disminuyó a un moderado 5,8 % en el período comprendido entre 2000 y 2016, si bien entre 2006 y 2010 alcanzó los dos dígitos en un pequeño número de países, en particular en África. El pescado que produce este sector en rápido crecimiento es rico en proteínas y contiene micronutrientes esenciales, en algunos casos, ácidos grasos esenciales, que no se pueden obtener fácilmente de otros productos alimenticios.
- Las Naciones Unidas prevén que la población mundial llegará a los 8.500 millones de personas en 2030. Ello incrementará de for-

ma inevitable la presión sobre los sectores alimentarios para que aumenten la producción y reduzcan la pérdida y el desperdicio de alimentos. El aumento de la producción debe asegurar la sostenibilidad, dado que es probable que los recursos fundamentales, como la tierra y el agua, se hagan más escasos y los efectos del cambio climático se intensifiquen. En ese contexto, el sector de la acuicultura no es una excepción. Conseguir el objetivo a largo plazo de la sostenibilidad económica, social y ambiental del sector de la acuicultura, a fin de que siga produciendo alimentos nutritivos para mantener la salud de toda la población mundial, dependerá principalmente de que los Gobiernos sigan comprometiéndose a proporcionar y apoyar un marco de buena gobernanza para el sector. A medida que se expande, se intensifica y se diversifica, el sector debería reconocer las inquietudes ambientales y sociales pertinentes y hacer esfuerzos conscientes para darles respuesta con transparencia y asesoramiento científico.

1. Situación actual y mejoras principales

En la presente sección se evalúan los principales cambios y mejoras de ámbito mundial que han tenido lugar en el sector de la acuicultura en el último decenio y se describe su situación actual.

1.1. Producción y especies

La acuicultura crece más rápido que otros tipos de producción alimentaria, aunque ha dejado de hacerlo a las tasas de las décadas de 1980 y 1990 (11,3 % y 10,0 %, respectivamente, excluidas las plantas acuáticas). El crecimiento anual medio disminuyó al 5,8 % en el período comprendido entre 2000 y 2016, si bien entre 2006 y 2010 las tasas de crecimiento fueron mayores en varios países, en particular en

África (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2018a). La producción mundial en 2016 abarcó 80 millones de toneladas de peces para consumo, 30,1 millones de toneladas de plantas acuáticas y 37.900 toneladas de productos no alimentarios. La producción de alimentos se compuso de 54,1 millones de toneladas de peces de aleta, 17,1 millones de toneladas de moluscos, 7,9 millones de toneladas de crustáceos y 938.500 toneladas de otros animales. China, el mayor productor en 2016, ha producido más que todo el resto del mundo desde 1991. Los otros grandes productores en 2016 fueron la India, Indonesia, Viet Nam, Bangladesh, Egipto y Noruega. Las plantas acuáticas (28 millones de toneladas) incluyeron algas marinas y un

volumen mucho menor de microalgas. China e Indonesia fueron los mayores productores de plantas acuáticas en 2016 (FAO, 2018). Las especies de peces y plantas ornamentales no forman parte del presente examen.

1.2. Poblaciones humanas y nutrición

Las estadísticas oficiales mundiales indican que 59,6 millones de personas se dedicaron al sector primario de la pesca de captura y la acuicultura en 2016, repartidas en 19,3 millones de personas en la acuicultura y 40,3 millones en la pesca (FAO, 2018b). Además de los productores primarios, en la cadena de valor de la acuicultura trabajan muchas otras personas. El sector sustenta los medios de vida, y a las familias, de 540 millones de personas, es decir, el 8 % de la población mundial (FAO, 2017a). Las mujeres representaron el 19 % de todas las personas con participación directa en el sector primario en 2014 (FAO, 2016).

La contribución de la acuicultura a la nutrición humana está plenamente reconocida (Chan et al., 2017; Grupo de Alto Nivel de Expertos en Seguridad Alimentaria y Nutrición, 2014). La acuicultura mejora la nutrición de las personas pobres de las zonas rurales, en especial las madres y los niños pequeños (Thilsted et al., 2016), aunque preocupa que el crecimiento del sector y la intensificación de los métodos de producción puedan reducir la disponibilidad de determinados ácidos grasos y micronutrientes (Bogard et al., 2017). Teniendo en cuenta el aumento de la población mundial y la importancia de una dieta saludable, Béné et al. (2016) subrayaron que el acceso al pescado era una cuestión fundamental para la salud de las poblaciones humanas, en particular las personas pobres de las zonas rurales, de todo el mundo.

1.3. Insumos y recursos

La tierra y el agua son los recursos más importantes para el desarrollo de la acuicultura. Gentry et al. (2017) estimaron que 11.400.000 km² de litoral eran aptos para peces y que más de 1.500.000 km² podrían adaptarse para bivalvos. El reto consiste en disponer de los

recursos terrestres e hídricos adecuados para desarrollar la acuicultura a nivel nacional.

También es fundamental contar con huevos de buena calidad y con piensos óptimos. La mayoría de las especies animales se crían con piensos externos, y la alimentación de las especies del sector de la acuicultura, en constante expansión, ha suscitado algunas inquietudes. En 2016 se utilizaban piensos externos (elaborados con ingredientes frescos, preparados en la propia explotación o de fabricación comercial) para alimentar a alrededor de 55,6 millones de toneladas de peces (incluidas las carpas de la India) y de crustáceos de piscifactoría (FAO, 2018b).

En 2005 la acuicultura consumió unos 4,2 millones de toneladas de harina de pescado (18,5 % del peso total de los piensos para peces). En 2015 esa cantidad se había reducido a 3,35 millones de toneladas (7 % del peso total de los piensos para peces). Incluso pese al crecimiento de la producción a nivel mundial, el uso de harina de pescado en los piensos para peces seguirá disminuyendo, hasta los 3,33 millones de toneladas en 2020 (5 % del peso total de los piensos para peces ese año). Las iniciativas adoptadas para elaborar piensos sostenibles sustituyendo la harina y los aceites de pescado por piensos vegetales pueden repercutir en los niveles de ácidos grasos omega-3 y en el valor nutritivo de los peces de piscifactoría. La industria puede hacer un uso estratégico de los aceites de pescado en los piensos para peces alimentando a los peces de piscifactoría con esos compuestos esenciales en etapas clave de su ciclo vital. No obstante, se prevé que, para que la acuicultura crezca, la producción de piensos para peces continuará creciendo a un ritmo similar, hasta alcanzar los 69 millones de toneladas en 2020 (Hasan, 2017). Teniendo en cuenta las tendencias y previsiones anteriores, es más probable que la sostenibilidad de la acuicultura dependa directamente de que se sigan suministrando fuentes terrestres de proteínas, grasas y carbohidratos de origen animal y vegetal para utilizarlos en piensos para peces (Troell et al., 2014). Por consiguiente, el sector de la acuicultura debería esforzarse por garantizar un suministro sostenible de ingredientes

terrestres y vegetales para piensos, como las algas y los desechos de elaboración, que no entren en competencia directa con los destinados al consumo humano.

1.4. Bioseguridad

Las enfermedades siguen siendo un problema para la acuicultura mundial y figuran entre los principales elementos disuasorios para el desarrollo de la acuicultura de muchas especies. Por ello, en todo el mundo se han venido aumentando las inversiones y el hincapié en la bioseguridad y la salud (Subasinghe et al., 2019). En la acuicultura, la bioseguridad consiste en prácticas que minimizan el riesgo de introducir enfermedades infecciosas y propagarlas a los animales de una instalación y el riesgo de que los animales enfermos o los agentes infecciosos salgan de una instalación y propaguen enfermedades en otros emplazamientos y a otras especies susceptibles. Esas prácticas también reducen el estrés al que están sometidos los animales y, de ese modo, los hacen menos susceptibles a las enfermedades.

En la larga lista de enfermedades y patógenos acuáticos se incluye la necrosis hepatopancreática aguda, que recientemente devastó la acuicultura del camarón en los países asiáticos (p. ej., China, Filipinas, Malasia y Tailandia). El microbio patógeno es una cepa virulenta de *Vibrio parahaemolyticus*, una bacteria común en las aguas costeras. La pérdida de ingresos ocasionada por esa enfermedad en Asia Sudoriental se ha estimado en más de 4.000 millones de dólares. Los países deben vigilar otras enfermedades emergentes, como las causadas por *Enterocytozoon hepatopenaei* en los camarones y por el virus de la tilapia lacustre (*Tilapia tilapinevirus*), que pueden tener graves consecuencias para el sector si no se atajan a tiempo (FAO, 2017a). Se están aplicando nuevas herramientas de diagnóstico molecular para determinar los microbios patógenos y sus pautas de distribución en peces de vivero, de piscifactoría y silvestres de todo

el mundo. También se ha utilizado una micromatriz de reciente desarrollo para estudiar los efectos de la condición de portador de patógenos (los piojos de mar y el virus de la necrosis hematopoyética infecciosa) en los salmones silvestres.

Si bien la investigación encaminada a encontrar vacunas está avanzando, el nuevo problema que enfrentan los países es el uso indebido y el abuso de antimicrobianos y otros medicamentos, que da lugar a residuos y a patógenos resistentes. Utilizar los antimicrobianos con prudencia y comprender mejor la función que la gestión zootécnica adecuada y la microbiota desempeñan en los sistemas acuícolas es importante para reducir el uso de antimicrobianos y sus consecuencias para el bienestar de la producción acuícola. En consonancia con la aprobación del plan de acción mundial sobre la resistencia a los antimicrobianos de la Organización Mundial de la Salud,¹ se alienta a los países a que elaboren planes de acción nacionales sobre la resistencia a los antimicrobianos en el medio acuático y los incorporen en el plan de acción mundial (FAO, 2017a).

1.5. Tecnología

Se han logrado mejoras notables en los ámbitos de la genética y la reproducción, tanto de peces de aleta como de camarones. Entre los casos de éxito cabría mencionar los camarones exentos de patógenos específicos y resistentes a patógenos específicos (*Penaeus monodon* y *P. vannamei*), la tilapia de piscifactoría mejorada genéticamente, algunas especies de carpas con mayor tasa de crecimiento y la producción a escala comercial de diversas especies de mero, palometa y cobia (FAO, 2017a). Las mejoras tecnológicas en materia de piensos, nutrición, gestión de la salud y control de las enfermedades están contribuyendo a la intensificación, la ampliación y la sostenibilidad (FAO, 2017a). La adopción de programas de mejora genética es lenta, incluso en el caso de algunas de las principales especies acuícolas. Poner en marcha esos programas

¹ Organización Mundial de la Salud, documento WHA68/2015/REC/1, anexo 3

resulta costoso, pero hay evidencias de que las alianzas público-privadas pueden ser eficaces para crear y mantener programas a largo plazo (FAO, 2019). Al decidir introducir una especie en la acuicultura, siempre deben tenerse en cuenta tanto los posibles impactos adversos ambientales y socioeconómicos como el potencial de desarrollo de la cría de especies autóctonas (Wurmann, 2019).

En los últimos años ha aumentado la disponibilidad de las especies exentas de patógenos específicos *P. monodon* y *P. vannamei* en Asia y en América Latina. Sin embargo, la utilización y el uso indebido del término “exento de patógenos específicos” ha sido y seguirá siendo motivo de preocupación entre los interesados del sector de la acuicultura (Alday-Sanz et al., 2018). Se han completado en condiciones experimentales los ciclos vitales de importantes especies de cangrejos y langostas, pero la producción comercial de sus huevos continúa siendo rudimentaria.

Se ha intentado utilizar sistemas de recirculación acuícola en la cría de salmones, con algunos resultados positivos. Dichos sistemas

se están convirtiendo en el estándar de producción de esguines y posesguines en Chile y Noruega. El costo aproximado de la inversión para un sistema completo es de 60 millones de dólares (FAO, 2017b). Otras tecnologías emergentes que ayudan a minimizar las enfermedades y reducir los desechos son los sistemas de jaulas cerradas y semicerradas, que actualmente se están desarrollando e implantando en la cría de salmones en Noruega (Nilssen et al., 2017).

La Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos de América lleva más de un decenio estudiando el salmón del Atlántico transgénico AquAdvantage. Tras un proceso exhaustivo y riguroso, la Administración de Alimentos y Medicamentos concluyó que el salmón AquAdvantage era un alimento tan inocuo y nutritivo como cualquier salmón del Atlántico no transgénico. En noviembre de 2015 se aprobó su producción y consumo en los Estados Unidos, y en 2016 la autoridad sanitaria canadiense aprobó su venta en el Canadá.

2. Acuicultura y medio ambiente

Muchos países hacen hincapié en la sostenibilidad ambiental y la responsabilidad social. Además de las leyes, los reglamentos y los códigos voluntarios orientados a velar por la integridad del medio ambiente, los medios para lograr esos objetivos abarcan diversas técnicas innovadoras y menos contaminantes propuestas en el enfoque ecosistémico de la acuicultura, en el que se subraya la gestión para la sostenibilidad (FAO, 2010) y se brinda un marco de planificación y gestión para integrar la acuicultura en la planificación local con eficacia (Brugère et al., 2018). Aunque con las iniciativas de intensificación ha disminuido el uso de tierra y agua dulce por unidad de pescado producido (FAO, 2017a), también han aumentado el uso de energía y piensos y la contaminación por unidad de pescado de piscifactoría (Hall et al., 2011).

Pese a la acusación de que genera impactos ambientales y sociales adversos (Bushmann y Fortt, 2005; Isla Molleda y otros, 2016) y a que la percepción pública sobre ella es sesgada, desde el punto de vista de la eficiencia ecológica y del impacto ambiental la acuicultura ofrece claros beneficios respecto de otras formas de producción de alimentos de origen animal para consumo humano. El análisis del ciclo vital es útil para determinar los impactos ambientales y velar por que el desarrollo sea ambientalmente sostenible (Bohnes y Laurent, 2019). Los peces de aleta de piscifactoría presentan una eficiencia de conversión de alimento similar a la de las aves de corral y mucho mayor que la del ganado bovino. Según las estimaciones recientes, en 2050 la demanda de cultivos forrajeros y tierra para usos acuícolas sería menor que la de los sistemas alternativos de producción alimentaria, incluso

si más de un tercio de la producción de proteínas procediera de la acuicultura (Froehlich et al., 2018). Las carpas y moluscos filtradores son aún más eficientes como productores de proteínas de origen animal, puesto que no necesitan piensos aportados por los humanos y son capaces de mejorar la calidad del agua. Dado que es una práctica relativamente nueva, la acuicultura ofrece grandes posibilidades de innovación para aumentar la eficiencia de los recursos (Waite et al., 2014). Cuando se agotan los recursos, se deben tomar en consideración los beneficios relativos de las políticas que promueven la acuicultura frente a otras formas de producción pecuaria.

3. Acuicultura y sociedad

Los peces y las actividades pesqueras son particularmente importantes para la seguridad alimentaria de los países menos adelantados. En 2016, Asia representaba el 85,7 % de la población mundial dedicada a la pesca y la acuicultura (FAO, 2018a), lo cual supuso un aumento de más del 1 % desde 2014. Más de 19 millones de personas (el 32 % de todas las empleadas en el sector) trabajaban en la piscicultura, y el 95,9 % de toda la actividad acuícola se realizaba en Asia. Las estadísticas señalan con claridad la importante y creciente contribución de la acuicultura a la alimentación, la seguridad nutricional y el desarrollo socioeconómico regionales de ese continente.

Se han llevado a cabo varios exámenes importantes sobre la cuestión (Allison, 2011; Bené et al., 2016). Los peces constituyen al menos el 15 % de la ingesta de proteínas de origen animal de más de 4.500 millones de personas. Las propiedades nutritivas de los peces hacen que sean un alimento importante para la salud de los consumidores de los países desarrollados y en desarrollo. Los peces presentan una elevada eficiencia de conversión de alimento en productos alimenticios de alta calidad y su huella de carbono es menor que la de otros sistemas de producción animal. Las cadenas de valor de la pesca y la acuicultura representan una contribución sustancial a los ingresos y el

En general, el desempeño ambiental de la acuicultura ha mejorado de forma considerable en el último decenio. Si la producción acuícola se duplica de aquí a 2030, para que el crecimiento sea sostenible el sector deberá mejorar su productividad y su desempeño ambiental (Waite et al., 2014). A fin de alcanzar la “intensificación sostenible”, la acuicultura debe: a) impulsar el desarrollo socioeconómico, b) proporcionar alimentos seguros, asequibles y nutritivos, c) incrementar la producción de pescado en relación con la cantidad de tierra, agua, piensos y energía utilizada, y d) minimizar los impactos ambientales, las enfermedades de los peces y los escapes (FAO, 2017a).

empleo y, por consiguiente, un aporte indirecto a la seguridad alimentaria de más del 10 % de la población mundial, fundamentalmente en los países en desarrollo y las economías emergentes (FAO, 2017a).

Los 80 millones de toneladas de animales acuáticos producidos en 2016 constituyeron el 46 % de la producción total de animales acuáticos y algo más del 54 % del consumo total de pescado de ese mismo año. Se estima que el consumo de pescado para alimentación per cápita fue de 20,3 kg en 2016, frente a los 19,5 kg de 2013 (FAO, 2018b), y que 18,7 millones de personas trabajaban en la acuicultura en 2015 (FAO, 2017a).

La cría y utilización de especies autóctonas de peces pequeños con alto valor nutritivo en la alimentación humana está reconocida y es una práctica vigente (Castine et al., 2017). Sin embargo, a la luz de la intensificación de los métodos de producción acuícola y del uso creciente de piensos vegetales, se debe procurar que el contenido de nutrientes de los productos animales obtenidos de la acuicultura sea lo más elevado posible (Beveridge et al., 2013; Bogard et al., 2017).

4. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

El rápido crecimiento de la acuicultura intensiva, en algunos casos mal planificado, ha causado preocupación en cuanto al impacto ambiental, la salud humana y las cuestiones sociales. Aunque la mayor parte de la producción procede de Asia, la oposición al desarrollo de la acuicultura es más fuerte en algunos países desarrollados (Froehlich et al., 2017), donde la acuicultura es todavía una industria relativamente nueva que compite con actividades bien establecidas. Es preciso mejorar los conocimientos sobre el impacto del cambio climático en la acuicultura. Se necesitan más investigaciones y estudios para mejorar la gestión de los huevos, los piensos y la salud. La creciente dependencia de los países desarrollados de alimentos marinos acuícolas importados de países en desarrollo y la incertidumbre respecto de las certificaciones ambientales, sociales y de seguridad de los productos han originado un debate público considerable. La falta de certezas científicas y la información contradictoria sobre las cuestiones relativas al consumo de alimentos marinos han creado aún más confusión entre el público. Esa situación ha comenzado a solucionarse con el establecimiento y la aplicación de sistemas de certificación por terceros que dan respuesta a las inquietudes ambientales, sociales y de seguridad alimentaria de los alimentos de origen marino. Se necesitan más estudios para comunicar los beneficios alimenticios y de salud del aumento del consumo de esos alimentos. Se debe prestar más atención a la definición del perfil nutricional de los peces de piscifactoría y de los productos capturados en el medio

silvestre y a la cuantificación de los beneficios para la salud que se derivan de las mejoras socioeconómicas obtenidas de la acuicultura.

Con una población mundial en crecimiento, la oferta anual del sector de la acuicultura debe superar la de la pesca de captura y llegar al 62 % en 2030 para mantener los niveles de consumo actuales. Ello plantea enormes desafíos al sector, a los encargados de formular políticas y a la comunidad acuícola en sentido amplio. Mejorar la percepción será decisivo para alcanzar ese objetivo (Vannuccini et al., 2018). Mediante un mayor intercambio de información más precisa se ayudaría a aliviar preocupaciones, desmontar mitos y resolver ambigüedades. Para incrementar los conocimientos del público acerca de la acuicultura, la industria ha de entablar un diálogo más abierto y amplio que aumente la transparencia. A fin de comunicar los beneficios de la acuicultura con más eficacia, se debe colaborar más con los grupos de interesados que gozan de credibilidad pública. Aunque quedan por tratar importantes cuestiones sociales y ambientales, conviene analizar la acuicultura desde una perspectiva más amplia comparando sus costos y beneficios con los de otros sistemas de producción animal y con su posible contribución a la seguridad alimentaria sostenible, habida cuenta de las presiones demográficas previstas. Sin embargo, ha faltado una visión holística, con una evaluación equilibrada de los riesgos y beneficios de la acuicultura, y ello ha impedido la formulación de políticas que reflejen la realidad de la producción (Bacher, 2015).

5. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

El desarrollo de la capacidad es una parte indisoluble del desarrollo de la acuicultura. El Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO lleva años impartiendo en los países miembros

formación sobre muchos aspectos del desarrollo de la capacidad. El desarrollo sostenible requiere, entre otras cosas, infraestructura útil, tecnología, políticas y capacitación. Si bien es

esencial contar con tecnología para que los sistemas de producción sean más eficientes, el desarrollo de los recursos humanos, en términos tanto de calidad como de cantidad, es fundamental para sostener la industria, sobre todo teniendo en cuenta los cambios de paradigma que están afectando al sector. Algunas de las tendencias y desafíos principales ponen de manifiesto la cada vez mayor aspiración mundial de lograr que el desarrollo sostenible sea social y ambientalmente aceptable, sin importar la situación económica de cada nación.

A fin de impulsar el desarrollo sostenible de la acuicultura los países deben mejorar los servicios de extensión. La formación de quienes los suministran debe modificarse de manera que integre y refuerce métodos y mecanismos de divulgación de información, así como técnicas prácticas de cultivo, para que puedan ayudar mejor a los acuicultores a perfeccionar sus sistemas y prácticas de producción con el fin de incrementar la producción y los ingresos. Se necesitan nuevos modelos y actores en el ámbito de la extensión, dado que es probable que

las empresas de tecnología de la información y los medios de comunicación, las asociaciones de acuicultores, los organismos de desarrollo, los proveedores del sector privado y otros interesados adquieran mayor prominencia, lo cual ampliará las experiencias de formación. El objetivo debería ser mejorar los servicios de extensión y procurar un uso más eficaz de los recursos.

Gran cantidad de organismos donantes y de desarrollo han ayudado a aumentar la capacidad acuícola de los países en desarrollo en el último quinquenio. Muchos países en desarrollo y desarrollados han asignado recursos para mejorar la capacidad acuícola nacional. Numerosos Gobiernos han prestado al sector de la acuicultura apoyo básico de extensión y algunos servicios limitados de investigación y desarrollo. No obstante, el nivel de apoyo público es insuficiente en muchos países. En cambio, la participación del sector privado en el desarrollo de la capacidad acuícola ha ido mejorando, con un éxito notable en muchos países.

6. Perspectivas

Se prevé que el crecimiento más importante de la producción acuática procederá de la acuicultura y alcanzará los 109 millones de toneladas en 2030, lo que supone un aumento del 37 % con respecto a los niveles de 2016. Sin embargo, se estima que la tasa de crecimiento anual de la acuicultura se reducirá del 5,7 % registrado entre 2003 y 2016 al 2,1 % entre 2017 y 2030, principalmente debido a la menor tasa de crecimiento de la producción china, compensada en parte por un aumento de la producción de otros países (FAO, 2018a). Se prevé que la proporción que representan las especies de animales acuáticos de cría en la producción pesquera mundial (para usos alimentarios y no alimentarios), que era del 47 % en 2016, superará la de las especies silvestres en 2020 y se incrementará hasta el 54 % en 2030.

En 2030 más del 87 % del aumento de la producción acuícola procederá de los países asiá-

ticos. Asia seguirá dominando la producción acuícola mundial, con una proporción del 89 % de la producción total en 2030. China seguirá siendo el principal productor mundial, pero su porcentaje de la producción total disminuirá del 62 % en 2016 al 59 % en 2030. Se pronostica que la producción continuará aumentando en todos los continentes, aunque con variaciones en el abanico de especies y productos en los distintos países y regiones (Banco Mundial, 2013).

Para millones de personas que se dedican a la pesca y la acuicultura es difícil mantener medios de subsistencia adecuados. Esas personas son las más vulnerables a determinados efectos del cambio climático, como las condiciones meteorológicas extremas, las tormentas, las inundaciones y la subida del nivel del mar, y se les debe prestar particular atención al diseñar las medidas de adaptación de modo que el sector siga contribuyendo al

cumplimiento de los objetivos mundiales de reducción de la pobreza y seguridad alimentaria (FAO, 2018a).

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible² se centra en las personas, el planeta, la prosperidad, la paz y las alianzas. La Agenda 2030 y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible son fundamentales para formular, planificar y gestionar las políticas de desarrollo sostenible de la acuicultura. Con el desarrollo adecuado, la acuicultura contribuirá al logro de muchos Objetivos, en especial el Objetivo 14 y, en concreto, la meta 14.7, cuyo fin es, de aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo.

En un análisis reciente se demostró que la mayor parte de las orientaciones internacionales disponibles centradas en el desarrollo de la acuicultura satisfacían ampliamente las expectativas establecidas en los Objetivos. Los compromisos y llamamientos internacionales existentes en favor del desarrollo sostenible de la acuicultura, como el Código de Conducta

para la Pesca Responsable de la FAO y sus Orientaciones Técnicas conexas, la Declaración y Estrategia de Bangkok de 2000 y el Consenso de Phuket de 2010, y la Iniciativa de Crecimiento Azul de la FAO para los pequeños Estados insulares en desarrollo,³ que incorpora el enfoque ecosistémico de la pesca y la acuicultura, están en general en buena armonía con la Agenda 2030 y ayudarán a cumplir los Objetivos (FAO, 2017a).

Si no se actúa con determinación para aumentar la tasa de crecimiento de la acuicultura, la FAO pronostica una brecha evidente entre la oferta y la demanda de pescado desde principios hasta mediados de la década de 2020. En el estudio realizado por Golden et al. (2017) se sugiere que es poco probable que la acuicultura contribuya de forma sustancial a la nutrición humana en las naciones vulnerables desde el punto de vista nutricional. Ya se ha mencionado la necesidad de integrar más las iniciativas para elaborar políticas dirigidas tanto a la pesca como a la acuicultura en pro del bienestar humano. Es preciso repensar y rediseñar las estrategias para lograr el futuro desarrollo de la acuicultura en todo el mundo.

Bibliografía

- Alday-Sanz, Victoria, et al. (2018). Facts, truths and myths about SPF shrimp in Aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, vol. 12, No. 1.
- Allison, E.H. (2011). *Aquacultura, Pesca, Pobreza and Food Security*. Working Paper, No. 2011-65. Penang, Malasia: WorldFish Center.
- Bacher, Kathrin (2015). Perceptions and misconceptions of aquaculture: a global overview. *GLOBEFISH Research Programme*, vol. 120. Roma.
- Banco Mundial (2013). *Fish to 2030: Prospects for Fisheries and Aquaculture*. Informe del Banco Mundial, No. 83117-GLB.
- Béné, Christophe, et al. (2016). Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: assessing the current evidence. *World Development*, vol. 79, pp. 177-196.
- Beveridge, Malcolm C.M., et al. (2013). Meeting the food and nutrition needs of the poor: the role of fish and the opportunities and challenges emerging from the rise of aquaculture. *Journal of Fish Biology*, vol. 83, No. 4, pp. 1067-1084.

² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

³ Véase www.fao.org/3/a-i3958e.pdf.

- Bogard, Jessica R., et al. (2017). Higher fish but lower micronutrient intakes: temporal changes in fish consumption from capture fisheries and aquaculture in Bangladesh. *PloS One*, vol. 12, No. 4.
- Bohnes, Florence Alexia, and Alexis Laurent (2019). LCA of aquaculture systems: methodological issues and potential improvements. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, No. 2, pp. 324–337.
- Brugère, Cecile, et al. (2018). The ecosystem approach to aquaculture 10 years on—a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, vol. 11, No. 3, pp. 493–514.
- Castine, Sarah et al. (2017). Homestead pond polyculture can improve access to nutritious small fish. *Food Security: The Science, Sociology and Economics of Food Production and Access to Food*, vol. 9, No. 4, pp. 785–801.
- Chan, Chin Yee, et al. (2017). Fish to 2050 in the ASEAN region. Working Paper, No. 2017–01. Penang, Malasia: WorldFish Center and Washington DC: International Food Policy Research Institute.
- FAO (2010). *Desarrollo de la Acuicultura. 4. Enfoque ecosistémico a la acuicultura*. Orientaciones técnicas para la pesca responsable de la FAO, No. 5, Suppl. 4. Roma.
- _____ (2016). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016: contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos*. Roma.
- _____ (2017a). La acuicultura, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y la Agenda 2030, y la visión común de la FAO para una alimentación y una agricultura sostenibles. Documento de trabajo, CO-Fl: AQ/IX/2017/5. Novena reunión del Subcomité de Acuicultura del Comité de Pesca. Roma.
- _____ (2017b). *World Aquaculture 2015: A Brief Overview*. Circular de Pesca y Acuicultura de la FAO, No. 1140. Roma.
- _____ (2018a). *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. Manuel Barange et al., eds. Documento técnico de pesca y acuicultura de la FAO No. 627. Roma.
- _____ (2018b). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018: cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Roma.
- _____ (2019). *The State of the World's Aquatic Genetic Resources for Food and Agriculture*. Roma: evaluaciones de la Comisión de Recursos Genéticos para la Alimentación y la Agricultura de la FAO.
- Froehlich, Halley E., et al. (2017). Public perceptions of aquaculture: evaluating spatiotemporal patterns of sentiment around the world. *PloS One*, vol. 12, No. 1.
- _____ (2018). Comparative terrestrial feed and land use of an aquaculture-dominant world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 20, pp. 5295–5300.
- Gentry, Rebecca R., et al. (2017). Mapping the global potential for marine aquaculture. *Nature Ecology and Evolution*, vol. 1, No. 9, pp. 1317–1324.
- Golden, Christopher D., et al. (2017). Does aquaculture support the needs of nutritionally vulnerable nations? *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 159.
- Grupo de Alto Nivel de Expertos en Seguridad Alimentaria y Nutrición (2014). *La pesca y la acuicultura sostenibles para la seguridad alimentaria y la nutrición. Un informe del Grupo de Alto Nivel de Expertos en Seguridad Alimentaria y Nutrición del Comité de Seguridad Alimentaria Mundial*. Roma.
- Hall, Stephen J., et al. (2011). *Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture*. Penang, Malasia: WorldFish Center.
- Hasan, Mohammad R. (2017). Feeding global aquaculture growth. *FAO Aquaculture Newsletter*, No. 56.
- Isla Molleda, Mercedes, Gustavo Arencibia Carballo and Abel Betanzos Vega (2016). Development of mariculture in Cuba: impacts and challenges to achieve sustainable management preserving coastal ecosystems. *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, vol. 2, No. 1, pp. 7–26.

- Nilssen, Arve, et al. (2017). Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. *Acuicultura*, vol. 466, pp. 41–50.
- Subasinghe, Rohana, et al. (2019). Vulnerabilities in aquatic animal production. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties*, vol. 38, No. 2 (in press).
- Thilsted, Shakuntala Haraksingh, et al. (2016). Sustaining healthy diets: the role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy*, vol. 61, pp. 126–131.
- Troell, Max, et al. (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 37, pp. 13257–13263.
- Vannuccini, Stefania, et al. (2018). Understanding the impacts of climate change for fisheries and aquaculture: global and regional supply and demand trends and prospects. In *Impacts of Climate Change on Pesca and Acuicultura: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. M. Barange et al., eds. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 627. Roma.
- Waite, Richard, et al. (2014). Improving Productivity and Environmental Performance of Acuicultura. Working Paper, installment 5 of *Creating a Sustainable Food Future*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- Wurmann, Carlos (2019). Acuicultura in Latin America and the Caribbean: progresses, opportunities and challenges. *AquaTechnica*. vol. 1, No. 1.

Capítulo 17

Cambios en la recolección y utilización de algas marinas

Contribuidores: Hilconida Calumpong (responsable y coordinador), Franciane Pellizzari, Renison Ruwa (corresponsable) y Noemí Solar-Bacho.

Ideas clave

- Desde 2012, alrededor del 80 % de las algas marinas se han consumido directamente, como las laminarias, o se han procesado para obtener ficocoloides, como la carragenina, que se han utilizado en la industria alimentaria. El resto se ha usado principalmente en alimentos para mascotas y en aplicaciones industriales, cosméticas y médicas. La producción mundial de algas marinas experimentó un incremento constante entre 2012 y 2017 a una tasa de alrededor del 2,6 % anual, lo cual representa unos 1,8 millones de toneladas (peso en fresco) por año, debido principalmente a la demanda de la agricultura y la acuicultura, con un valor estimado de unos 12.000 millones de dólares.
- China sigue siendo el principal productor de algas marinas, seguido de Indonesia. Filipinas continúa siendo el tercer productor mundial pese a sufrir los efectos de los tifones todos los años, y los acuicultores de algas marinas filipinos se han hecho resilientes y logran reactivar sus operaciones acuícolas de inmediato. La República de Corea ocupa el cuarto lugar y ha actuado con determinación para aumentar sus exportaciones a América del Norte mediante campañas de comercialización.
- Las principales especies cultivadas siguen siendo las carragenófitas *Kappaphycus* *varezi* y *Eucheuma* spp. (85 % de la producción mundial de carragenina) que se crían en la región del Índico y el Pacífico, mientras que las principales especies recolectadas son las laminarias productoras de alginato (*Saccharina* y *Undaria*), de aguas frías.
- Entre las nuevas aplicaciones agrícolas de las algas marinas cabe mencionar la reducción del metano producido por el ganado, aunque esta aplicación es todavía incipiente debido a cuestiones relacionadas con los bromoformos, que pueden acarrear consecuencias ambientales.
- La producción ha experimentado efectos adversos en las zonas vulnerables a los tifones.

1. Introducción

El presente capítulo está dedicado únicamente a la recolección de algas marinas, su utilización por las sociedades humanas y los servicios ecosistémicos conexos. La taxonomía y la función ecológica de las algas marinas y los efectos que reciben de otros componentes del medio marino se tratan en el capítulo 6G de la presente Evaluación, sobre las plantas y las macroalgas marinas.

Las algas marinas son macroalgas que pertenecen a tres grupos principales: las rojas (*Rhodophyta*), las pardas (*Phaeophyta*) y las verdes (*Chlorophyta*). Revisten importancia económica para muchos países como alimento de consumo humano directo o como ingrediente de piensos en la acuicultura de especies comerciales, en la producción de ficocoloides (p. ej., el agar, la carragenina y los alginatos) y en la fabricación de diferentes productos de

interés comercial, principalmente en las industrias farmacéutica y de alimentos elaborados (véanse Buschmann et al., 2017; Kim et al., 2017; se puede consultar un examen cronológico en Park et al., 2018).

Según el examen de referencia del estado de las algas marinas, realizado de conformidad con lo dispuesto en el capítulo 14 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017), en unos 37 países se recolectaron algas rojas, pardas y verdes en estado silvestre en cantidades comerciales, y en más de 27 países se las cultivó. Alrededor del 96 % de la producción total mundial, que en 2012 ascendió a unos 26 millones de toneladas (peso en fresco) y se valoró en unos 6.000 millones de dólares, procedió de la maricultura. China fue el principal productor en volumen y representó al menos el 50 % de la producción mun-

dial total entre 2003 y 2012. En 2007 Indonesia superó a Filipinas como segundo productor, posición que ha mantenido gracias a las vastas zonas de cultivo y a la mejora de la tecnología agrícola. Chile fue el principal proveedor de algas silvestres recolectadas, seguido por China, Noruega y el Japón. Desde 2012, alrededor del 80 % de las algas marinas se han destinado a consumo directo, entre ellas, las laminarias, o se han procesado para obtener ficocoloides, como la carragenina, que se han utilizado en la industria alimentaria. El resto se ha usado principalmente en alimentos para mascotas y en aplicaciones industriales, cosméticas y médicas. Las algas marinas también se han utilizado como aditivos de piensos, abono, purificadores de agua y prebióticos para la acuicultura. Las principales especies cultivadas han sido las algas rojas *Kappaphycusalvarezii* y *Euclima spp.*, como fuentes de carragenina, que supusieron el 33 % de la producción, mientras que determinadas algas pardas productoras de alginato, denominadas laminarias (como la *Laminaria* de recolección silvestre), representaron el 20 %. Se informó de que la recolección de algas marinas de poblaciones silvestres se había visto considerablemente afectada por la sobreexplotación y los cambios climáticos. Se notificó que el calentamiento del agua de la superficie del mar y los cambios térmicos abruptos habían afectado más a las laminarias, que no se reproducen por encima de los 20 °C. Se comunicó la muerte de laminarias en Noruega y Francia y a lo largo del litoral

de otros países europeos. El cultivo de algas se ha visto gravemente afectado por la enfermedad bacteriana “del hielo”, denominada así porque vuelve translúcido el tallo de las algas, que afecta específicamente a *Kappaphycusalvarezii*. El aumento de las enfermedades se ha atribuido a la baja diversidad genética y a los monocultivos de las poblaciones cultivadas. Entre los efectos ambientales y ecológicos de la recolección de algas marinas a escala comercial se han notificado destrucción de hábitats, daños a los sustratos y cambios en la distribución del tamaño de las partículas sedimentarias, perturbaciones a aves y especies silvestres, disrupción de redes alimentarias y cambios localizados en la biodiversidad animal y vegetal, a menudo con repercusiones en las capturas pesqueras. Los efectos directos en las poblaciones de algas marinas son el aumento de las tasas de crecimiento y la ocupación de los sustratos disponibles por algas distintas de las laminarias.

En cuanto a los efectos socioeconómicos del cultivo de algas, los más beneficiados parecen ser los pequeños acuicultores, puesto que dicho cultivo ofrece importantes oportunidades de empleo en comparación con otras formas de acuicultura. Sin embargo, se constató que los pequeños acuicultores estaban en desventaja frente a los que cultivaban a gran escala debido a que carecían de conocimientos sobre gestión agrícola y financiera y dependían de los elaboradores para obtener materiales.

2. Cambios documentados en el estado de la producción y utilización de las algas marinas (2012–2017)

La producción mundial de algas marinas ha experimentado un incremento constante desde los datos de referencia recogidos en la primera Evaluación, principalmente como resultado de la agricultura y la acuicultura (véase la figura I). A partir de los más de 24,6 millones de toneladas (peso en fresco) de 2012, la producción de algas marinas cultivadas aumentó a cerca de 32 millones de toneladas (peso en fresco) en 2017 (Organización de las Naciones Unidas

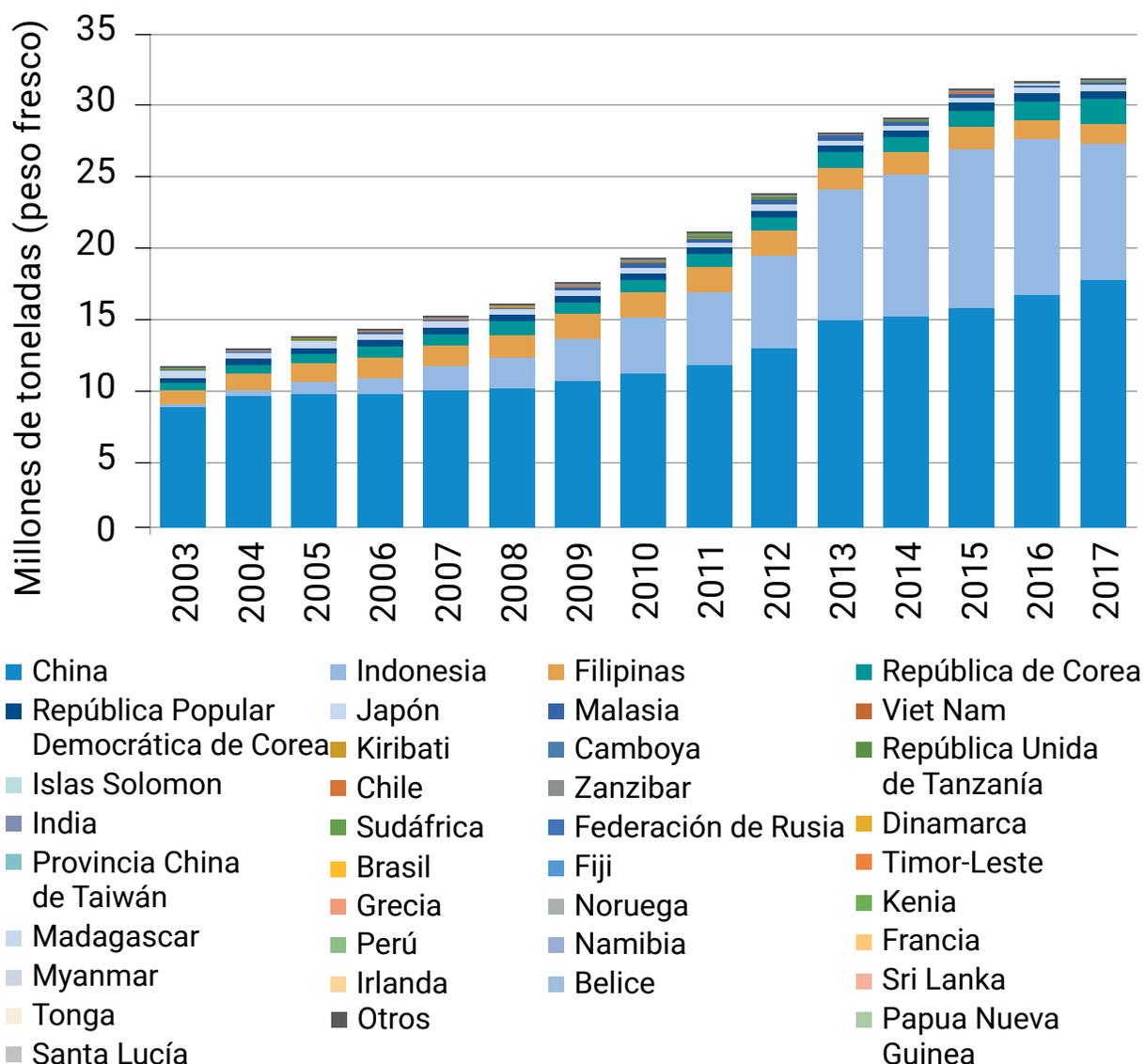
para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2019), cifra que representaba el 96,6 % del total de la producción mundial y supuso un aumento anual de unos 1,8 millones de toneladas (peso en fresco). El valor actual de dicha producción es de 11.850 millones de dólares (FAO, 2019).

China continúa siendo el principal proveedor, con una producción creciente de alrededor de 1 millón de toneladas anuales que supone

más del 54 % de la producción mundial. Ese crecimiento representa un aumento constante del 1 % anual desde 2012. Indonesia ocupó el segundo lugar y, aunque creció un 66 % en 2013, su producción se mantuvo más o menos estable hasta 2017. Filipinas es el tercer pro-

ductor mundial de algas marinas. Pese a que el país sufre los efectos de los tifones todos los años, los acuicultores de algas marinas filipinos se han hecho resilientes y logran reactivar sus operaciones acuícolas de inmediato.

Figura I
Producción mundial acuícola de algas marinas entre 2003 y 2017, por país o región



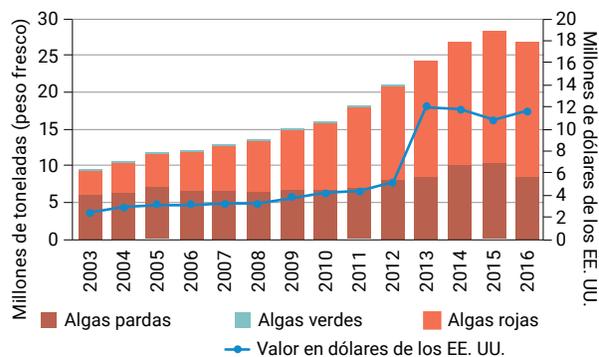
Fuente: Los datos correspondientes al período comprendido entre 2003 y 2012 proceden de FAO (2014) y los correspondientes al período comprendido entre 2013 y 2017, de FAO (2019), cuadros 5 y 6.

Según Trono y Largo (2019), aparte de los tifones, otras causas de la disminución constante de la producción de algas marinas en ese país eran el epifitismo, la pérdida de diversidad genética debido a los métodos de cultivo utilizados y la inestabilidad política de las principales zonas agrícolas del sur de Filipinas. Piconi y Veidenheimer (2020) publicaron datos recientes sobre las algas comestibles producidas por los Estados Unidos de América. El Gobierno de la República de Corea ha actuado de manera muy resuelta con el fin de abrir nuevos mercados en América del Norte.

Las productoras de carragenina *Kappaphycus alvarezii* y *Eucheuma* spp. siguieron siendo las principales especies cultivadas, y su producción aumentó de 8,3 millones de toneladas (peso en fresco) en 2012 a 12,3 millones de toneladas (peso en fresco) en 2016. La producción de laminarias también se incrementó, de 5,7 millones de toneladas (peso en fresco) en 2012 a 8,4 millones de toneladas (peso en fresco) en 2016 (véase la figura II).

En los últimos siete años Papua Nueva Guinea ha incrementado su producción, que ha pasado de 100 toneladas (peso en fresco) en 2010 a 4.300 toneladas (peso en fresco) en 2017. Entre los nuevos productores figuran Camboya, que entre 2015 y 2017 aumentó su producción de 2.000 a 2.200 toneladas (peso en fresco), y Noruega, cuya producción creció de 51 a 149 toneladas (peso en fresco) en el mismo período.

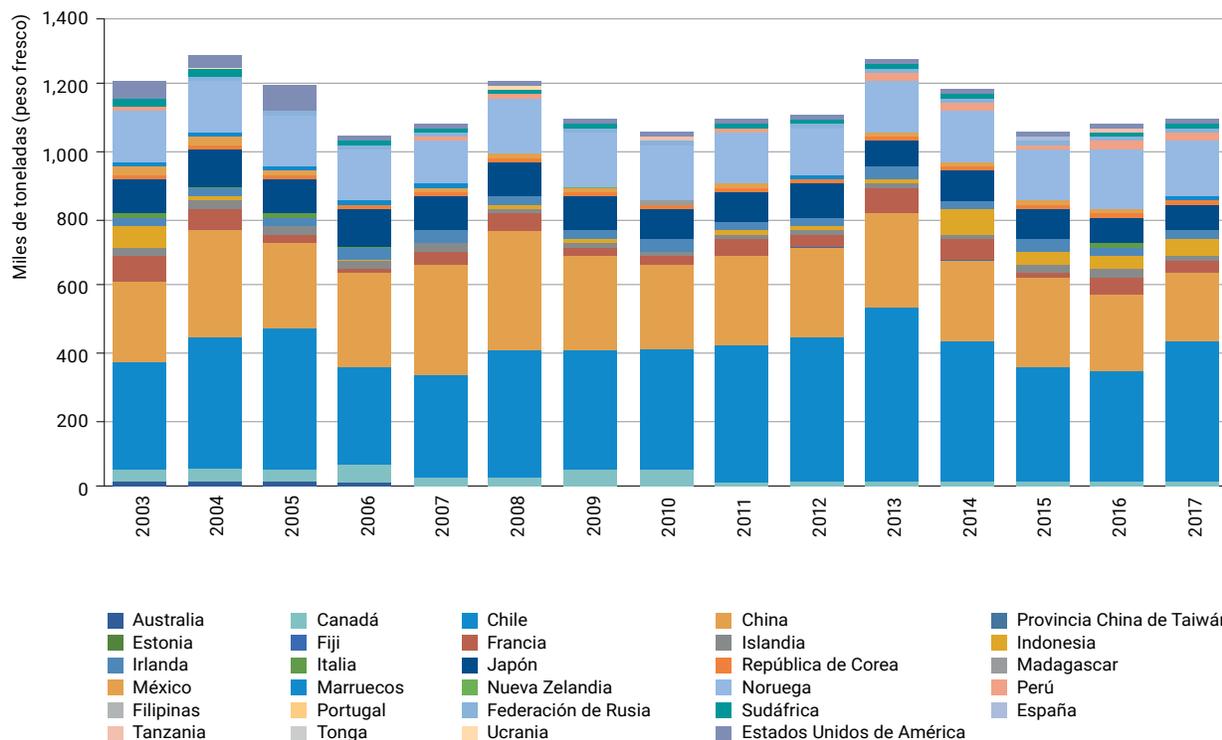
Figura II
Producción mundial de algas marinas entre 2003 y 2016, por grupo



Fuente: Los datos correspondientes al período comprendido entre 2003 y 2012 proceden de FAO (2014) y los correspondientes al período comprendido entre 2013 y 2016, de FAO (2018). Los valores monetarios del período comprendido entre 2013 y 2016 proceden de FAO (2019), cuadros 5 y 6.

La tendencia de la producción obtenida de recolectar poblaciones silvestres se mantuvo más o menos estable durante el quinquenio transcurrido desde la fecha de referencia de 2012 (véase la figura III), y Chile, China, Noruega y el Japón siguieron siendo los cuatro productores principales, en ese orden. Indonesia sustituyó a Francia en el quinto lugar, con una recolección que en 2017 superó en seis veces la de 2012 (de 7.600 toneladas a alrededor de 50.000 toneladas).

Figura III
Producción mundial silvestre de algas marinas entre 2003 y 2017, por país o región



Fuente: Los datos correspondientes al período comprendido entre 2003 y 2012 proceden de FAO (2014) y los correspondientes al período comprendido entre 2013 y 2017, de FAO (2019), cuadro A-6.

3. Consecuencias de los cambios en la recolección y utilización de algas marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano

BBuschmann et al. (2017) han pronosticado que en 2054 la producción de algas marinas (así como de microalgas) podría representar el 18 % del mercado mundial de proteínas alternativas, porcentaje que supondría 56 millones de toneladas de proteínas.

El consumo nacional de algas marinas y productos elaborados a base de algas está creciendo en todo el mundo, lo cual incrementa los ingresos locales. Esto se debe a diversas innovaciones gastronómicas, como los restaurantes y panaderías gourmet que ofrecen platos realzados con algas, y a nuevas tendencias relacionadas con la salud de las personas con necesidades alimentarias diversas, como los

veganos, los diabéticos y los atletas que buscan alimentos con alto contenido de proteínas vegetales, fibra soluble, minerales, aminoácidos esenciales y vitaminas (Bradford, 2014; Ibáñez y Herrero, 2017; Kim et al., 2017).

En las zonas donde la capitalización es un factor importante de la producción en gran escala, como el Brasil, el aumento de la producción de algas marinas depende en parte de las asociaciones y cooperativas. Sin embargo, las explotaciones de algas marinas cercanas a la costa pueden encontrar a menudo problemas como la contaminación por coliformes, el aterramiento y los derivados de otras actividades antropógenas que afectan a las regiones costeras.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Aunque la producción de algas marinas se concentra en tres regiones principales, a saber, el océano Índico, el Pacífico Norte y el Pacífico Sur, está aumentando en otras regiones. En el Atlántico Sur, por ejemplo, concretamente en el Brasil, hay cultivos familiares de *Kappaphycus alvarezii* y *Gracilaria* spp. promovidos por organismos públicos y organizaciones internacionales y dedicados a obtener agar con fines comerciales (Simioni et al., 2019). En algunas regiones se recolecta *Sargassum silvestre* con fines agrícolas.

A diferencia de la Argentina, el Brasil y México, cuya producción de algas se basa únicamente en pequeñas plantas de elaboración, Chile es el único país de su región (Pacífico Sur) donde la recolección, el cultivo y la elaboración de algas marinas se lleva a cabo a escala comercial. La mayor parte de las algas *Gracilaria* que produce

(50 % de la producción mundial) es adquirida por elaboradores chinos (Ramírez et al., 2018). De resultados de la apertura de nuevos mercados y de la facilitación del comercio internacional, las algas han dejado de ser productos marinos de valor económico relativamente bajo (es decir, productos básicos) y se han convertido en bienes de exportación con alto valor comercial. Las nuevas leyes de conservación de los recursos marinos y restricción de la recolección silvestre, y las políticas de gestión por las que se permite la creación de sindicatos y se otorgan a las cooperativas derechos de explotación de parcelas marinas a fin de promover el cultivo, han propiciado la transición nacional hacia una gobernanza que promueve la sostenibilidad. Este hecho ha revestido particular importancia social y económica para el sector artesanal (Geljich et al., 2015; Gallardo et al., 2018).

5. Perspectivas

Con respecto a los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹ en general y al Objetivo 14 en particular, el cultivo y la recolección de algas marinas son pertinentes para las metas siguientes: 14.1, relativa a reducir la contaminación marina, puesto que las algas no necesitan abonos y reciclan los nutrientes; 14.2, relativa a gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros; 14.3, relativa a reducir la acidificación de los océanos mediante la absorción de dióxido de carbono atmosférico; 14.4, relativa a reducir la sobreexplotación pesquera disminuyendo la pesca de captura; 14.5, relativa a conservar las zonas marinas y costeras; y 14.b, mediante apoyo a la pesca artesanal en pequeña escala. El cultivo y la recolección de algas marinas también contribuyen a alcanzar los demás Objetivos, entre otros, el Objetivo 2, relativo al logro de la seguridad alimentaria, y el Objetivo 8, relativo al crecimiento económico sostenido e inclusivo, en particular habida

cuenta de que las mujeres y los niños son parte del proceso.

Bjerregaard et al. (2016) examinaron la acuicultura de algas marinas desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, la generación de ingresos y la salud ambiental en los países tropicales en desarrollo. Buschmann et al. (2017) afirmaron que las algas marinas podían ser el “cultivo sostenible definitivo” que conduciría al crecimiento de la industria acuícola necesario para sostener el suministro mundial de alimentos. Al no aplicársele las limitaciones que imponen la tierra cultivable (puesto que el mar cubre el 71 % de la superficie del planeta), los abonos y el aporte de agua dulce, la maricultura de algas o “ficonomía” (véase Hurtado et al., 2019), combinada con las tecnologías de la “nueva acuicultura”, podría propiciar la tasa de crecimiento del 14 % anual que la industria deberá haber alcanzado en 2050 para garan-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

tizar la seguridad alimentaria mundial. Las algas marinas no solo suministran alimentos para consumo humano, sino también materias primas para piensos, productos nutracéuticos y farmacéuticos, y son además un sumidero de carbono que contribuye a la lucha contra el cambio climático.

Aparte del aumento continuo que se prevé que experimentará la producción de algas marinas para fines tradicionales y actuales, las nuevas aplicaciones agrícolas podrían ayudar a los países productores de ganado a disminuir el ca-

lentamiento mundial. Por ejemplo, se ha observado que el alga roja *Asparagopsis*, añadida al pienso del ganado, reduce considerablemente los eructos de metano de los animales, en torno al 26 % (Roque et al., 2019).

El sector del cultivo de algas busca obtener la certificación ecológica de producción sostenible. La norma para las algas marinas contribuirá a la salud de los ecosistemas acuáticos de todo el mundo al promover la utilización ambientalmente sostenible y socialmente responsable de los recursos de las algas marinas.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Cottier-Cook et al. (2016) estudiaron cómo proteger el futuro de la industria mundial de la acuicultura de algas marinas. Duarte et al. (2017) examinaron cómo podía el cultivo de algas contribuir a la mitigación del cambio climático y la adaptación a él. Se necesitarán más enfoques científicos para dar respuesta a esas preguntas.

Buschmann et al. (2017) detectaron muchas lagunas de conocimientos en relación con la producción a gran escala, la economía y el cambio climático. Aún se desconoce la biología de muchas especies de algas marinas e incluso siguen sin comprenderse bien algunos aspectos de la biología de las especies que ya son objeto de recolección o cultivo. Los modelos de producción avanzados precisan de la información ficonómica mencionada, y, en el caso de las explotaciones mar adentro, la información sobre los efectos del cambio climático reviste

especial importancia. Para establecer explotaciones mar adentro se necesitarán datos a largo plazo sobre los tifones y la temperatura de la superficie del mar, así como datos oceanográficos. Para producir algas a gran escala también se necesitará información con la que generar modelos económicos y financieros apropiados, como nuevas aplicaciones, mercados y externalidades. Los acuicultores y recolectores artesanales siguen haciendo frente a los consabidos problemas de la capitalización, la falta de material de siembra sano y vigoroso y la variabilidad de los precios.

En la actualidad, una serie de instituciones de cinco países colaboran para subsanar algunas de esas carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad, poniendo el énfasis en la protección de la industria de las algas marinas, en especial en los países en desarrollo.²

Bibliografía

- Bjerregaard, R., et al. (2016). *Seaweed aquaculture for food security, income generation and environmental health in tropical developing countries*. Washington, D.C.: World Bank Group.
- Bradford, M. (2014). *Algas: las verduras del mar – los nutritivos tesoros marinos para la salud y el paladar*, 8th ed. Barcelona: Océano Ambar.

² www.globalseaweed.org.

- Buschmann, A.H., et al. (2017). Seaweed production: overview of the global state of exploitation, farming and emerging research activity. *European Journal of Phycology*, vol. 52, No. 4, pp. 391–406.
- Cottier-Cook, E.J., et al. (2016). *Safeguarding the Future of the Global Seaweed Acuícultura Industria*. Policy Brief. Naciones Unidas University, Institute for Water, Environment and Health and Scottish Association for Marine Science.
- Duarte, C. M., et al. (2017). Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Frontiers of Marine Science*. vol. 4, art. 100.
- FAO (2014). *Anuario de la FAO. Estadísticas de pesca y acuicultura 2012*. Roma.
- _____ (2018). *The State of World Pesca and Acuicultura 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Roma.
- _____ (2019). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018: cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Roma.
- Gallardo Fernández, G.L., et al. (2018). *Granjeras del mar: luchas y sueños en Coliumo*. Historia del área de manejo del sindicato, No. 2. Santiago: Andros Impresores.
- Gelcich, Stefan, et al. (2015). Exploring opportunities to include local and traditional knowledge in the recently created “Marine Management Plans” policy of Chile. In *Fishers’ Knowledge and the Ecosystem Approach to Pesca: Applications, Experiences and Lessons in Latin America*. Johanne Fischer et al., eds. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 591. Roma.
- GlobalSeaweedSTAR. www.globalseaweed.org.
- Hurtado, A.Q., et al. (2019). Phyconomy: the extensive cultivation of seaweeds, their sustainability and economic value, with particular reference to important lessons to be learned and transferred from the practice of eucheumatoid farming, *Phycologia*, vol. 58, No. 5, pp. 472–483.
- Ibáñez, E., and M. Herrero (2017). *Las algas que comemos. ¿Qué sabemos de?* Series. Madrid: CSIC.
- Kim J.K., et al. (2017). Seaweed aquaculture: cultivation technologies, challenges and its ecosystem services. *Algae*, vol. 32, No. 1, pp. 1–13. Pueden consultarse en <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.3.3>.
- Naciones Unidas (2017). Capítulo 14: Seaweeds. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Park, M., et al.. (2018). Application of open water integrated multi-trophic aquaculture to intensive monoculture: a review of the current status and challenges in Korea. *Acuícultura*, vol. 497, pp. 174–183. Pueden consultarse en <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.051>
- Piconi, P., and R. Veidenheimer (2020). *Edible Seaweed Analysis Report*. Rockland, Maine, Estados Unidos de América: Island Institute.
- Ramírez, M., et al. (2018). *Flora marina bentónica de Quintay*. Santiago: RIL Editores and Universidad Andres Bello.
- Roque, B.M., et al. (2019). Inclusion of *Asparagopsis armata* in lactating dairy cows’ diet reduces enteric methane emission by over 50 per cent. *Journal of Cleaner Production*, vol. 234, pp. 132–138.
- Simioni, C., et al. (2019). Seaweed resources of Brasil: what has changed in 20 years? *Botanica Marina*, vol. 62, No. 5, pp. 433–441.
- Trono, G.C., and D.B. Largo (2019). The seaweed resources of the Filipinas. *Botanica Marina*, vol. 62, No. 5, pp. 483–498.

Capítulo 18

Cambios en la explotación minera de los fondos marinos

Contribuidores: James R. Hein y Pedro Madureira (coordinadores), Maria João Bebianno (corresponsable), Ana Colaço, Luis M. Pinheiro, Richard Roth, Pradeep Singh, Anastasia Strati (corresponsable) y Joshua T. Tuhumwire (responsable).

Ideas clave

- En el presente capítulo se actualiza la información contenida en el capítulo 23 de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017a) acerca de los áridos de aguas poco profundas, los placeres y los yacimientos de arena de magnetita y de fosforita. El capítulo se centra en las licencias de exploración de los recursos minerales de los fondos marinos profundos, cuyo número ha aumentado considerablemente desde que se publicó la primera Evaluación.
- Hoy se conciben nuevas tecnologías para reducir los impactos en el medio marino derivados de la explotación de los placeres, que tradicionalmente se llevaba a cabo por dragado. La posibilidad de explotar los yacimientos de fosforita ha encontrado oposición entre algunos interesados y aún está por materializarse.
- Se está considerando la posibilidad de explotar los yacimientos minerales de los fondos marinos de que trata el presente capítulo (nódulos polimetálicos, sulfuros polimetálicos y costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto), para los cuales la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos (ISA) ha otorgado 30 contratos de exploración.
- Uno de los motores de esas actividades es el hecho de que los recursos minerales de los fondos marinos profundos contienen diversos metales raros y críticos que ayudarían a implementar los Objetivos de Desarrollo Sostenible aprobados por las Naciones Unidas en 2015.¹
- Los impactos ambientales de la explotación de esos recursos minerales de los fondos marinos son uno de los temas centrales de la labor científica, y la ISA está formulando reglamentos al respecto.
- Falta información sobre la biodiversidad, la conectividad y los servicios ecosistémicos y se necesita recopilar gran cantidad de datos ecológicos de referencia para hacer pronósticos relacionados con las futuras actividades de explotación minera en aguas profundas, habida cuenta del riesgo de que se causen daños irreversibles a esos ecosistemas.
- La ISA ha examinado distintos modelos financieros para la explotación comercial de los nódulos polimetálicos. Los precios de los metales son difíciles de prever, lo cual puede generar riesgos importantes que pueden retrasar las actividades de extracción comercial.
- Los recursos minerales de los fondos marinos profundos suelen encontrarse lejos de las comunidades humanas y explotarlos puede conllevar menos repercusiones sociales que la minería terrestre. Sin embargo, preocupa sobremanera la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, como la función reguladora del clima que desempeñan las profundidades oceánicas. Esas legítimas preocupaciones son la base de la “licencia social para operar”.

1. Introducción

1.1. Links to the first *Evaluación Mundial de los Océanos*

El capítulo 23 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos se centró en la minería marina

y, en particular, en las industrias extractivas establecidas, que fundamentalmente se circunscriben a las zonas cercanas a la costa, donde se hallan yacimientos de áridos y placeres de aguas poco profundas y yacimientos de fosfatos de aguas algo más profundas (Naciones

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

Unidas, 2017b). Cuando se publicó la primera Evaluación no existían yacimientos para explotación minera en aguas profundas desarrollados desde el punto de vista comercial, pero en ella se incluyó un panorama de los permisos para la explotación y de las actividades de exploración. Desde entonces, el número de licencias de exploración de los fondos marinos profundos (los situados a más de 200 m de profundidad) se ha incrementado tanto dentro de la jurisdicción nacional de los Estados ribereños, insulares y archipelágicos como fuera de ella, en la Zona (los fondos marinos y oceánicos y su subsuelo fuera de los límites de la jurisdicción nacional), bajo la administración de la ISA. La primera prueba de extracción en fondos marinos profundos tuvo lugar en 2017: la llevó a cabo el Japón en su zona económica exclusiva (ZEE) a 1.600 m de profundidad (Ministerio de Economía, Comercio e Industria (METI), 2017). El presente capítulo se centra en la incipiente industria de la explotación minera y los yacimientos minerales de los fondos marinos profundos; en adelante, para hacer referencia a los fondos marinos profundos se utilizará la expresión “fondos marinos”.

La primera Evaluación se centró en los impactos ambientales de las actividades de dragado e incluyó una lista de referencias de una serie de operaciones mineras. Sin embargo, en ella no se pudo establecer una base de referencia ambiental para la explotación minera en aguas profundas, y se consideró que los datos disponibles no aportaban conocimientos suficientes acerca de los aspectos ambientales, sociales y económicos. Los datos sobre los posibles impactos ambientales siguen siendo escasos y pueden diferir en gran medida dependiendo de si se refieren a la extracción de minerales de yacimientos cercanos a la costa o situados en los fondos marinos de las profundidades oceánicas. Acceder a información sobre los beneficios económicos y, hasta cierto punto, las repercusiones sociales de la minería es cada vez más sencillo gracias a varias iniciativas que promueven el aumento de la transparencia de las industrias extractivas.

En 2015 la Asamblea General aprobó la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, que

comprende 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible cuya puesta en práctica se basa en una alianza mundial. Las actividades de explotación minera en aguas profundas pueden tener consecuencias para el logro de los Objetivos 1, 5, 7 a 10, 12 a 14 y 17.

1.2. Impulsores, dificultades y oportunidades de la explotación minera de los fondos marinos

En la esfera de la explotación minera de los fondos marinos existen muchos impulsores, dificultades y oportunidades, que se han tratado en numerosos artículos científicos y medios de comunicación generalistas (Hein et al., 2013; Banerji, 2019; Koschinsky et al., 2018). En relación con los impulsores, una cuestión clave es cómo asegurar el suministro de los materiales críticos para apoyar el desarrollo de la infraestructura y la provisión de bienes para una clase media en expansión en las sociedades en desarrollo, así como para coadyuvar a la transición de esas sociedades hacia la urbanización. Otra cuestión es cómo obtener los materiales raros y críticos —abundantes en los yacimientos minerales de los fondos marinos— con el fin de respaldar las tecnologías verdes (p. ej., las turbinas eólicas, los vehículos eléctricos y las células solares), que algunos interesados consideran parte de la solución para alcanzar un futuro con bajas emisiones de carbono y combatir el cambio climático mundial (Graedel et al., 2015; Kim et al., 2015; McLellan et al., 2016; Zweibel, 2010; Banco Mundial, 2017a). Se ha sugerido que la explotación minera en aguas profundas podría ofrecer una solución parcial a esas importantes cuestiones (Banco Mundial, 2017a).

Además, se ha señalado que muchas características singulares de las futuras minas de los fondos marinos también actúan como impulsores de esa nueva industria (Hein et al., 2013; Petersen et al., 2016). Entre esas características cabe mencionar las altas leyes (concentración) y el elevado tonelaje de los metales raros y críticos que se encuentran en los yacimientos minerales de los fondos marinos, el hecho de

que los yacimientos marinos no implicarán la construcción de carreteras, sistemas de transporte de minerales, sistemas de transporte de agua y electricidad, edificios, vertederos ni otras infraestructuras en el fondo marino, y, sobre todo, el hecho de que no será necesario retirar sobrecarga antes de poder llevar a cabo la extracción porque los yacimientos de interés están expuestos en el fondo marino. Todas esas características podrían mitigar los impactos ambientales.

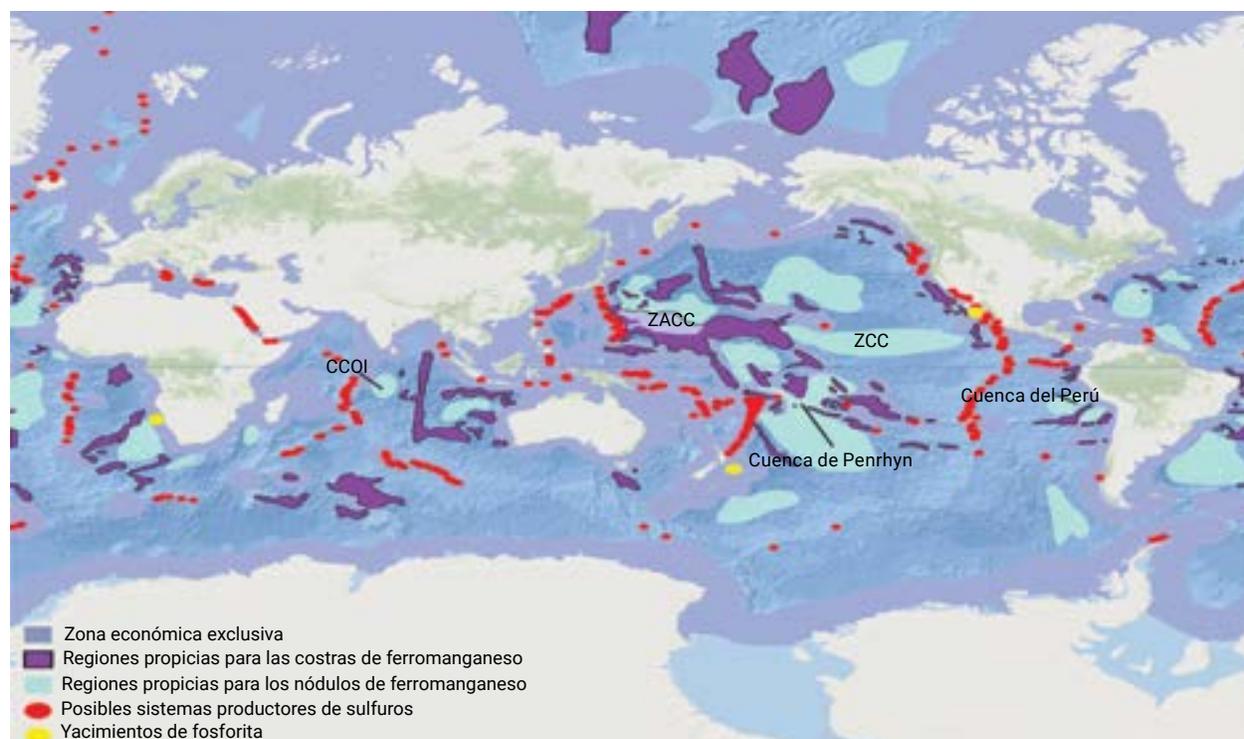
No obstante, la explotación minera en aguas profundas también conlleva muchas dificultades. La más importante es adquirir conocimientos suficientes sobre los diversos ecosistemas que caracterizan los entornos en los que se hallan los yacimientos minerales de los fondos marinos, así como la comprensión necesaria para evitar, reducir y mitigar los impactos ambientales de la extracción de recursos. Otra dificultad es la licencia social, cuestión que puede abordarse con transparencia y comunicación. Entre las dificultades para la industria figura el modo de mejorar la ingeniería minera y las salvaguardias ambientales, y el desarrollo de tecnologías verdes de procesamiento metalúrgico. La constante volatilidad de los precios y mercados de los metales y la competencia con las minas terrestres también plantearán dificultades importantes.

La explotación minera en aguas profundas está siendo objeto de regulación estricta incluso antes de que se hayan iniciado las actividades de extracción. Ello brinda la oportunidad de aplicar desde el principio un enfoque precautorio y

medidas de gestión adaptable, con el apoyo de herramientas de vigilancia en tiempo real.

1.3. Sinopsis

La explotación de áridos marinos sigue siendo la principal actividad minera mar adentro, como alternativa para mitigar los enormes perjuicios que provoca la extracción legal e ilegal de arena en las playas y en tierra firme (Torres et al., 2017). En la sección 2 se ofrecen, en primer lugar, información actualizada sobre esa actividad y, a continuación, un examen de otros yacimientos de aguas poco profundas cercanos a la costa (diamantes y estaño depositados en placeres, y yacimientos de arena de magnetita y de fosforita) y la explotación minera de los fondos marinos. Los yacimientos de los fondos marinos que revisten interés económico en la actualidad son los nódulos polimetálicos, los sulfuros masivos (o sulfuros polimetálicos) de los fondos marinos y las costas de ferromanganeso con alto contenido de cobalto (véase la figura I). La sección 3 trata del medio marino y de la necesidad de reunir suficientes datos e información sobre los impactos ambientales que pueden derivarse de la explotación de esos yacimientos. En la sección 4 se examinan las repercusiones económicas y sociales previstas en relación con la explotación minera en aguas profundas. Por último, en la sección 5 se señalan brevemente las principales necesidades de creación de capacidad.



Nota: El rojo indica la ubicación de chimeneas hidrotermales (según Beaulieu, 2015), que pueden convertirse en sistemas productores de sulfuros masivos de los fondos marinos; no en todas esas ubicaciones se han encontrado sulfuros masivos. En la zona con alta concentración de costras (Hein et al., 2009) se superponen las zonas propicias para las costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto y para los nódulos polimetálicos; los campos de nódulos se dan entre los montes submarinos y las crestas en gran parte de la superficie occidental de la zona con alta concentración de costras. La ubicación de los tres yacimientos de fosforita examinados en el presente capítulo se indica con círculos amarillos. También se indican los cuatro campos de nódulos polimetálicos que se conocen bien: la zona de fractura de Clarion-Clipperton, la cuenca del Perú, la cuenca de Penrhyn y la cuenca central del océano Índico (modificado a partir de Hein et al., 2013). La zona gris oscuro alrededor de la Antártida no es una zona económica exclusiva, sino que solo representa la extensión de las 200 millas náuticas.

Abreviaciones: CCOI, cuenca central del océano Índico; ZACC, zona con alta concentración de costras; ZCC, zona de Clarion-Clipperton.

2. Cambios en la escala y la importancia de la explotación minera de los fondos marinos

En la primera Evaluación se hizo hincapié en el estado de la minería marina en curso, que se limitaba y sigue limitándose a los yacimientos de aguas poco profundas cercanos a la costa. En la presente sección se recogen algunas novedades, si bien esta esfera de actividad ha experimentado pocos cambios desde que se publicó la primera Evaluación.

2.1. Situación actual

2.1.1. Novedades sobre los áridos, la arena y la grava

En la primera Evaluación se presentó un panorama exhaustivo de la extracción de áridos y se señalaron los grandes perjuicios ocasionados por la explotación de la arena de las playas, en particular los relativos a la vulnerabilidad y la resiliencia de las costas ante las inundaciones,

las marejadas ciclónicas, los tsunamis y la subida del nivel del mar. Todos esos impactos han suscitado un interés mundial creciente en la explotación de áridos mar adentro como alternativa.

Desde que concluyó la primera Evaluación, los áridos han continuado siendo el material más extraído del medio marino, por lo general a profundidades inferiores a 50 m. En 2016 los Países Bajos lideraron la extracción de áridos marinos (12,5 millones de toneladas), seguidos del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (11,9 millones de toneladas), Alemania (10 millones de toneladas), Francia (7 millones de toneladas), Dinamarca (6,6 millones de toneladas) y Bélgica (6,6 millones de toneladas) (Union européenne des producteurs de granulats, 2018). En Bélgica no se extrajo grava de la plataforma continental en 2017, y en las modificaciones que se efectuaron a la legislación sobre arena y grava marina en 2014 se especificaron las cantidades máximas de arena que podían extraerse de determinadas zonas, con una disminución anual del 1 % entre 2014 y 2019 (Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), 2018). En Finlandia no se produjeron extracciones marinas en 2017, pero se han expedido permisos para extraer 8 millones de m³ de arena hasta 2027 frente a la costa de Helsinki y en la desembocadura del río Iijoki (CIEM, 2018). Desde que se publicó la primera Evaluación, la extracción de arena y grava en los Estados Unidos de América, donde se usan como material básico en proyectos de restauración de costas dañadas por tormentas, ha aumentado en particular a lo largo del litoral Atlántico y del golfo de México. Solo en la región del Atlántico perteneciente a los Estados Unidos, el total de áridos extraídos en 2018 ascendió a 17,45 millones de m³, el 97 % de los cuales se destinó a proyectos públicos de reposición de arena en playas (restauración de costas) (CIEM, 2019). China encontró abundantes yacimientos de áridos marinos, principalmente en el mar de China oriental, el estrecho de Taiwán y la plataforma continen-

tal septentrional del mar de China meridional, el contenido de los cuales se ha estimado en aproximadamente 1,6 x 10¹² toneladas (Qin et al., 2014). Otros países cuya importante actividad de extracción de áridos mar adentro ya se señaló en la primera Evaluación son la India, el Japón, Kiribati y la República de Corea.

Las tendencias de desarrollo actuales apuntan que la demanda de arena se acelerará en los próximos años, en gran medida debido a la rápida expansión urbana, lo cual someterá los limitados yacimientos de arena a una presión adicional y será motivo de conflicto en todo el mundo (Torres et al., 2017). Por lo tanto, se necesitan tanto innovación tecnológica para minimizar los impactos ambientales (Gavriletea, 2017) como estudios integrados para comprender mejor el medio marino y el período de recuperación tras los impactos causados por la extracción de áridos (p. ej., Gonçalves et al., 2014), en especial de los ecosistemas bentónicos y planctónicos.

2.1.2. Novedades sobre los diamantes depositados en placeres

La extracción de diamantes depositados en placeres quedó bien documentada en la primera Evaluación, aunque conviene aportar algunas novedades. Alrededor del 75 % de la producción de diamantes de Namibia procede de sus placeres mar adentro. Debmarine, una empresa mixta al 50 % entre De Beers y Namibia, está construyendo un nuevo buque minero (SS Nujoma) con el que la producción mar adentro se incrementará en unos 500.000 quilates al año.² Ese buque de fabricación expresa estará listo para comenzar a operar en 2022 y contará con nuevas tecnologías que aumentarán la eficiencia y la productividad. La extracción de diamantes depositados en placeres frente a las costas de Namibia ha alcanzado hasta el momento una profundidad máxima de 200 m.

² Véase www.mining-technology.com/features/giant-mining-vessels-how-high-quality-gems-are-exploited-from-the-sea.

2.1.3. Novedades sobre el estaño depositado en placeres

Los placeres depositados en los lechos y los valles fluviales y en el fondo marino constituyen casi el 80 % de los recursos mundiales de estaño (Kamilli et al., 2017). La zona más extensa con placeres en tierra y mar adentro es el enorme cinturón de estaño de Asia Sudoriental. En 2017 Indonesia se convirtió en el segundo productor mundial de estaño, extraído tanto en tierra como mar adentro en cantidades equiparables, y es el mayor productor de estaño mar adentro. A tenor del informe anual de 2018 publicado por la empresa minera PT Timah Tbk,³ la producción total de estaño en Indonesia aumentó de 24.121 toneladas en 2016 a 33.444 toneladas en 2018, el nivel de producción más alto desde 2012. La reserva de Indonesia, de 800.000 toneladas, es la segunda después de la de China, de 1.100.000 toneladas (United States Geological Survey (USGS), 2019), y Timah estima que los recursos de estaño de Indonesia ascienden a 1.043.633 toneladas. En sus explotaciones mar adentro, Timah está explorando el uso de la tecnología de extracción por perforación, que la empresa cree que puede aumentar la producción de mineral de estaño con un impacto ambiental mucho menor. Ello constituiría una novedad importante porque los placeres de estaño mar adentro se explotan por métodos de dragado, que ejercen un impacto ambiental en los ecosistemas bentónicos, intermedios y pelágicos.

A diferencia de lo reseñado sobre Indonesia, en 2018 la producción minera de Malasia fue de solo 4.000 toneladas, pero sus reservas se estiman en 250.000 toneladas (USGS, 2019). Hasta el momento, Malasia ha producido el 55 % del estaño utilizado en todo el mundo (Kamilli et al., 2017).

2.1.4. Novedades sobre los yacimientos de arena de magnetita

La arena de magnetita contiene granos de diversos óxidos de hierro (por lo general, magnetita) y suele encontrarse en las zonas costeras.

La arena se extrae para obtener hierro, que se utiliza en la industria del acero. En la primera Evaluación se incluyó un estudio monográfico sobre los yacimientos de arena de magnetita que se originaban frente a las costas de Nueva Zelanda a profundidades de entre 20 y 42 m. En mayo de 2014 se concedió a Trans-Tasman Resources Limited un permiso de explotación minera de un máximo de 50 millones de toneladas de mineral anuales durante 20 años, que se extraerían de una superficie de 66 km², como primer paso de un proceso regulatorio para permitir las extracciones. Según se recogió en la primera Evaluación, el comité decisorio del Organismo de Protección Ambiental de Nueva Zelanda denegó la licencia ambiental de explotación minera en junio de 2014 debido a la falta de datos ambientales suficientes. Sin embargo, en agosto de 2018 el comité concedió una licencia ambiental para extraer hasta 50 millones de toneladas anuales de arena de magnetita durante 35 años tras haberle sido presentada una solicitud revisada. Diversos grupos ambientalistas y pesqueros recurrieron esa decisión, y el Tribunal Superior de Nueva Zelanda dictaminó en agosto de 2018 que no se realizaría ninguna actividad minera y devolvió el asunto al comité para que la examinara más a fondo conforme a los criterios del Tribunal sobre las pruebas jurídicas correctas en relación con la gestión adaptable. Trans-Tasman Resources recurrió la sentencia del Tribunal Superior ante el Tribunal de Apelaciones y, recientemente, ante el Tribunal Supremo, que está examinando la causa.

Se han concedido permisos de exploración de arena de magnetita en las zonas marítimas de Nueva Zelanda a otras tres empresas. Cass Offshore Minerals Limited goza de un permiso de exploración de arena de magnetita frente a la costa de New Plymouth, la misma región general para la que se otorgó el permiso de explotación minera a Trans-Tasman Resources. En mayo de 2018 se concedió a Ironsands Offshore Mining Limited un permiso de exploración dentro de un santuario marino situado frente a la costa de New Plymouth, de nuevo la

³ Véase www.timah.com.

misma región. Pacific Offshore Mining goza de un permiso de exploración de arena de magnetita-titanio (ilmenita) frente a la bahía de Plenty, al este de la isla del Norte.

2.1.5. Yacimientos de fosforita: Chatham Rise (Nueva Zelanda), Don Diego (México) y proyecto Sandpiper de Namibian Marine Phosphate y otros proyectos (Namibia)

La fosforita es una roca sedimentaria o sedimento con suficiente contenido de minerales de fosfato para revestir interés económico. El fosfato se utiliza como abono en la agricultura, y en la industria química, por ejemplo en forma de ácido fosfórico en la mayoría de los refrescos. Aún no se han iniciado actividades mineras en ninguna de las tres zonas de licencia mencionadas en la presente subsección (los emplazamientos se pueden consultar en la figura I).

Chatham Rock Phosphate dispone de un permiso de explotación minera desde diciembre de 2013 y solicitó una licencia ambiental en junio de 2014, pero el comité decisorio nombrado por el Organismo de Protección Ambiental de Nueva Zelanda rechazó esa solicitud en febrero de 2015. Chatham Rock Phosphate prevé que el proceso de nueva solicitud y audiencia ante el Organismo habrá concluido a finales de 2021. La empresa tiene intención de realizar actividades de extracción en una superficie de 820 km² para obtener anualmente hasta 1,5 millones de toneladas de fosfato a una profundidad máxima de 450 m. Está considerando la posibilidad de extraer tierras raras como importante subproducto de esas actividades.

La propuesta del proyecto mexicano Don Diego de extracción de fosfato figuró en la primera Evaluación, en el momento de cuya publicación Odyssey Marine Exploration había sometido una evaluación del impacto ambiental a la aprobación de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México. La solicitud de ejecutar el proyecto de extracción

de fosfato a través de la filial de la empresa, Exploraciones Oceánicas, fue denegada en abril de 2016. En 2018 se recurrió la decisión ante el Tribunal Federal de Justicia Administrativa, que dictaminó que en la decisión no se habían tenido en cuenta los exhaustivos procedimientos de mitigación ambiental propuestos, pero la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales reafirmó su decisión anterior. El proyecto transita por diversas etapas de negociación.

Namibian Marine Phosphate Limited obtuvo una licencia de explotación minera (ML170) en julio de 2011 y presentó una evaluación del impacto ambiental y un programa de gestión ambiental en 2012. Recibió un certificado de cumplimiento de normas ambientales para actividades mineras en septiembre de 2016; sin embargo, dos meses después se le retiró el certificado a raíz de las protestas de varios interesados. Namibian Marine Phosphate recurrió ante el Tribunal Superior de Namibia, que, en mayo de 2018, falló a favor del recurso de la empresa y anuló la retirada del certificado.⁴ La empresa llevará a cabo las operaciones de extracción a una profundidad de entre 190 y 345 m en una superficie de unos 2.200 km², a 60 km de las costas de Namibia. Otras empresas, incluida Chatham Rock Phosphate, también han obtenido permisos para operar frente a las costas de Namibia.

2.1.6. Explotación minera de los fondos marinos

Según la información presentada en la primera Evaluación, la extracción de sulfuros masivos de los fondos marinos podría haber comenzado en la cuenca de Manus (mar de Bismarck), en la ZEE de Papua Nueva Guinea, en 2017. No obstante, la empresa encargada ha reducido ese componente porque no fue posible recaudar los fondos necesarios.⁵

Los Estados insulares del Pacífico están trabajando para elaborar y aprobar legislación sobre la explotación minera de los fondos

⁴ Véase <https://namiblii.org/na/judgment/high-court-main-division/2018/122>.

⁵ Véase <https://dsmf.im>.

Figura II

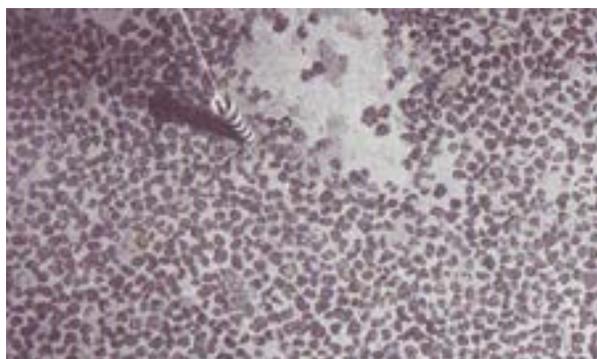
Fotografías de fondos marinos y de yacimientos minerales de costras, nódulos y sulfuros polimetálicos



(A) Fondo marino cubierto de costras cobálticas en la zona de las Islas Marshall, en el Pacífico Occidental (crucero USGS F10-89-CP); profundidad aproximada de 1.650 m; campo de visión de alrededor de 3 x 3 m.



(B) Costra de 12 cm de espesor (CD29-2, crucero USGS F7-86-HW) de la zona de la isla Johnston, en el Pacífico central, extraída a una profundidad de 2.225 m; la escala gráfica representa 10 cm.



(C) Fondo marino cubierto de nódulos polimetálicos en el campo de nódulos de la zona de Clarion-Clipperton; profundidad aproximada de 5.000 m; campo de visión de alrededor de 3 x 3 m.



(D) Nódulos polimetálicos de la zona de Clarion-Clipperton, en el océano Pacífico nororiental; cada nódulo tiene 3 cm de diámetro; profundidad aproximada de 5.000 m



(E) Fondo marino con una chimenea negra activa en el océano Pacífico nororiental; profundidad aproximada de 2.200 m; campo de visión de alrededor de 4 x 4 m (Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, expedición Ring of Fire).



(F) Sección transversal de una gran chimenea de sulfuro de zinc que muestra un conducto de sílice amarillo por el que emanaban los fluidos calientes; recogida a 377 m de profundidad; arco volcánico de las Marianas, en el Pacífico Occidental (JAMSTEC, crucero NT10-12).

marinos en las zonas comprendidas dentro de su jurisdicción nacional. La promulgación de reglamentos nacionales ha recibido el apoyo de varias iniciativas, entre ellas el actual Consorcio sobre las Fronteras Marítimas del Pacífico y el Proyecto sobre los Minerales de Aguas Profundas (2011-2016) de la Comunidad del Pacífico, financiado por la Unión Europea.

La ISA administra actualmente 30 contratos de exploración.⁶ En el momento de redactar la presente Evaluación, África era el único continente sin países patrocinadores de actividades de exploración en la Zona. En el seno de la ISA se está debatiendo un proyecto de reglamento sobre explotación de recursos minerales marinos en la Zona que el Consejo de la ISA considera urgente aprobar.⁷

2.1.6.1. Nódulos polimetálicos

Los nódulos polimetálicos se forman predominantemente en los fondos abisales cubiertos de sedimentos de todas las zonas oceánicas a una profundidad aproximada de entre 3.500 y 6.500 m (Kuhn et al., 2017) (véanse las figuras I, II.C y II.D). El interés económico de esos yacimientos reside en el níquel, el cobre, el cobalto y el manganeso, aunque en ellos también se encuentran altas concentraciones de molibdeno, titanio, litio, circonio y tierras raras e itrio (Hein et al., 2013; Kuhn et al., 2017).

En el momento de redactar la presente Evaluación habían entrado en vigor 18 contratos de exploración de nódulos polimetálicos, a saber, 16 para la zona de fractura de Clarion-Clipperton, en el Pacífico nororiental (véase la figura III), 1 para el océano Pacífico noroccidental y 1 para la cuenca central del océano Índico. La superficie de exploración asignada a un contratista puede alcanzar un tamaño máximo de 150.000 km², pero no excederá de 75.000 km² al final del octavo año contado a partir de la fecha del contrato.⁸

Aparte de la zona de Clarion-Clipperton, existen zonas de alta prospección en la cuenca

del Perú y las cuencas de Penrhyn y Samoa. Aunque la mayoría de los campos de nódulos se ubican en la Zona, también se pueden encontrar importantes yacimientos en la ZEE de, entre otros, las Islas Cook, Kiribati, Niue y Samoa Americana (Estados Unidos) (Hein et al., 2005; 2015).

2.1.6.2. Sulfuros masivos de los fondos marinos o sulfuros polimetálicos

Los sistemas de circulación hidrotermal de alta temperatura se dan en todas las cuencas oceánicas a lo largo de los centros de expansión de las dorsales mesoceánicas y de los arcos volcánicos y las cuencas de retroarco (véase la figura I). Los productos generados a mayor temperatura son los depósitos de sulfuros masivos y de sulfato de los sistemas de flujo concentrado, como las chimeneas, y los depósitos hidrotermales de manganeso y óxido de hierro que se originan a menor temperatura en los sistemas de flujo difuso (véanse las figuras II.E y II.F). Los depósitos pueden formarse a una profundidad de entre 200 y 5.000 m: los más profundos, generalmente a lo largo de los centros de expansión y los menos profundos, a lo largo de los arcos volcánicos. En todos esos entornos, algunos depósitos de sulfuros masivos contienen altas concentraciones de cobre, zinc, oro y plata. En general, hay pocos datos sobre el tonelaje de los depósitos en formación activa, aunque suele ser pequeño. El tonelaje y las leyes de los depósitos inactivos de sulfuros masivos cuyo crecimiento se desvía del eje dorsal son aún menos conocidos, pero es probable que su tonelaje sea superior y comparable al de algunos depósitos terrestres (German et al., 2016; Jamieson et al., 2017).

Los depósitos hidrotermales de sulfuros masivos son comunes en la ZEE de muchos Estados del Pacífico, como Fiji, el Japón, Nueva Zelanda, las Islas Salomón, Tonga y Vanuatu, así como los de Noruega y Portugal, en el Atlántico, y los de la Arabia Saudita y el Sudán, en el mar Rojo. Ese último corresponde al depósi-

⁶ Véase <https://isa.org.jm/index.php/exploration-contracts>.

⁷ Véase documento ISBA/24/C/8/Add.1, para. 7.

⁸ Véase documento ISBA/19/C/17, regulation 25.

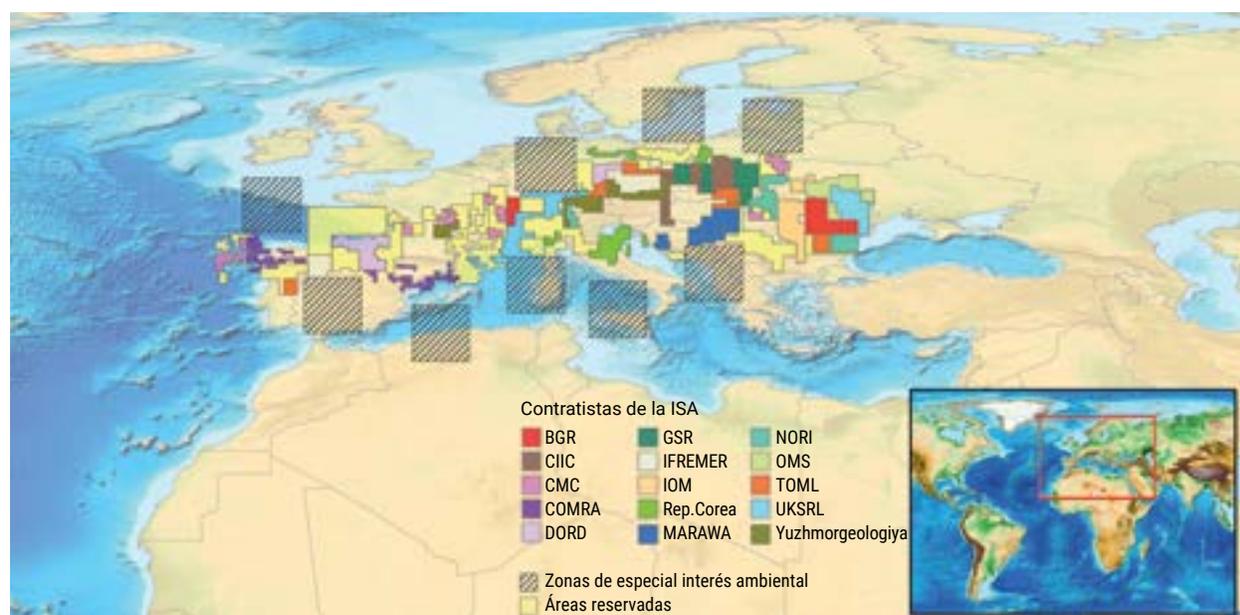
to de lodos metalíferos de la fosa de Atlantis II, que podría ser el único depósito de sulfuros masivos de tamaño similar al de los grandes depósitos terrestres (hasta 90 millones de toneladas) (Hoagland et al., 2010).

Desde 2011 han entrado en vigor 7 contratos de exploración de sulfuros masivos en la Zona: 3 en el océano Atlántico y 4 en el océano Índico.

La superficie que abarca cada contrato se compone de no más de 100 bloques, agrupados en un mínimo de cinco conjuntos; cada bloque mide aproximadamente 10 x 10 km, con un máximo de 100 km². La superficie de exploración no podrá exceder de 2.500 km² al final del décimo año contado a partir de la fecha del contrato.⁹

Figura III

Mapa de contratos de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos en la zona de fractura de Clarion-Clipperton, superpuesto sobre Europa para ilustrar la escala



Fuente: Autoridad Internacional de los Fondos Marinos: Zona de fractura de Clarion-Clipperton.

Abreviaciones: BGR, Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales de Alemania; CIIC, Cook Islands Investment Corporation; CMC, China Minmetals Corporation; COMRA, Asociación China de Investigación y Desarrollo de los Recursos Minerales Oceánicos; DORD, Deep Ocean Resources Development Co. Ltd.; GSR, Global Sea Mineral Resources NV; Ifremer, Instituto Francés de Investigación para la Explotación del Mar; IOM, Organización Conjunta Interoceanmetal; Rep. de Corea, Gobierno de la República de Corea; MARAWA, Marawa Research and Exploration Ltd.; NORI, Nauru Ocean Resources Inc.; OMS, Ocean Mineral Singapore Pte. Ltd.; TOML, Tonga Offshore Mining Limited; UKSRL, UK Seabed Resources Ltd.

2.1.6.3. Costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto

Las costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto se forman en las laderas y la cumbre de los montes submarinos, las crestas y las mesetas donde la roca queda expuesta en el fondo del mar (véanse las figuras II.A y II.B).

Muchos miles de esas formaciones se dan en las cuencas oceánicas y son especialmente abundantes en el océano Pacífico (véase la figura I). Las costras se encuentran a una profundidad aproximada de entre 400 y 7.000 m. Además de cobalto, níquel y manganeso, las costras contienen una amplia gama de metales raros y críticos de interés económico que

⁹ Véase documento ISBA/16/A/12/Rev.1, regulations 12 and 27.

tienen aplicaciones en tecnologías emergentes y de próxima generación, en especial el telurio, el niobio, las tierras raras y el itrio, el escandio y los metales del grupo del platino (Hein et al., 2013, 2017). En función de la ley, el tonelaje, la topografía, la edad de la corteza oceánica y las condiciones oceanográficas, las mejores áreas para explorar y, en el futuro, extraer costras dentro de la Zona y las jurisdicciones nacionales se hallan en la zona con alta concentración de costras del Pacífico central, definida por Hein et al. (2009, 2013), incluidas las ZEE del atolón de Johnston y la Mancomunidad de las Islas Marianas del Norte (Estados Unidos), las Islas Marshall, y las islas Bonin y las islas Izu (Japón). Aproximadamente la mitad de los montes submarinos y las crestas de la enorme zona con alta concentración de costras se sitúan en las ZEE, y la otra mitad, en la Zona. Las ZEE de la Polinesia Francesa (Francia), Kiribati, Niue y Tuvalu, en el Pacífico, contienen un potencial de recursos menor. Los montes submarinos del océano Atlántico nororiental (ZEE de España y Portugal) también presentan leyes y tonelajes de metales que merecen ser estudiadas con más detalle.

En la actualidad se exploran las costras de la Zona con arreglo a 5 contratos establecidos con la ISA: 4 en la parte occidental de la zona con alta concentración de costras y 1 en el océano Atlántico sudoccidental. La superficie que abarca cada contrato de exploración se compone de no más de 150 bloques, agrupados en conjuntos; cada bloque puede tener forma cuadrada o rectangular y una superficie no superior a 20 km². La superficie de exploración no podrá exceder de 1.000 km² al final del décimo año contado a partir de la fecha del contrato.¹⁰

2.2. Desarrollo tecnológico

La tecnología necesaria para explotar las costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto está mucho más atrasada que la relativa a los sulfuros masivos de los fondos

marinos y los nódulos polimetálicos, por lo que no se incluye en la presente sección.

2.2.1. Sulfuros masivos de los fondos marinos

Desde que se publicó la primera Evaluación se han llevado a cabo varias operaciones de prueba de extracción en fondos marinos in situ, la más completa de las cuales fue una operación de dos meses de duración realizada en el verano de 2017 por Japan Oil, Gas and Metals National Corporation en la ZEE del Japón, a una profundidad de 1.600 m cerca de la prefectura de Okinawa (METI, 2017). La operación consistió en una prueba piloto de todo el sistema que se pretendía utilizar para extraer sulfuros masivos del fondo marino (véase la figura IV.D). Se utilizaron por primera vez las tres herramientas de producción minera diseñadas por Nautilus Minerals para extraer sulfuros masivos del depósito Solwara 1, situado frente a las costas de Papua Nueva Guinea. Las máquinas, fabricadas por la empresa Soil Machine Dynamics, fueron sometidas a pruebas de inmersión en un foso cubierto en tierra en la isla de Motukea.¹¹ Existen otras herramientas de extracción de sulfuros masivos en desarrollo o desarrolladas, como la hidrofresa BC40, fabricada por Bauer (véase la figura IV.C).

2.2.2. Nódulos polimetálicos

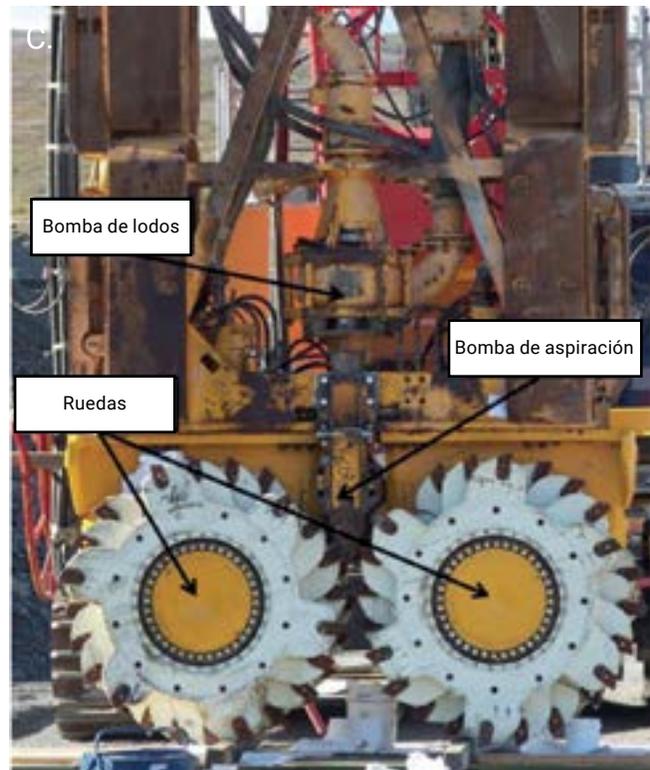
En 2019 se programó una prueba de extracción de nódulos polimetálicos in situ en la zona de Clarion-Clipperton y dentro de las zonas de los contratos del Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales y de Global Sea Mineral Resources NV, patrocinados respectivamente por Alemania y Bélgica, a una profundidad aproximada de 4.500 m. Se probó el prototipo de colector de nódulos (Patania II) desarrollado por la corporación DEME, de la cual Global Sea Mineral Resources es una división (véase la figura IV.A). La prueba fracasó porque se produjeron daños en el cable umbilical que provocaron un fallo en el suministro eléctrico.¹² En 2017, también en la zona de Clarion-Clipperton,

¹⁰ Véase documento ISBA/18/A/11, regulations 12 and 27.

¹¹ Véase <https://dsmobserver.com/2017/07/nautilus-png-submerged-trials>.

¹² Véase www.deme-gsr.com/news/article/patania-ii-technical-update.

Figura IV
Ejemplos de nuevos prototipos de herramientas de explotación minera en aguas profundas



- A) Máquina de extracción de nódulos polimetálicos Patania II, de Global Seabed Mineral Resources (GSR, Bélgica; la fotografía es cortesía de GSR).
- B) Máquina de extracción de nódulos polimetálicos del Instituto de Investigación sobre Buques e Ingeniería Oceánica de Corea (la fotografía es de Hein).
- C) Hidrofresa para extracción de sulfuros polimetálicos BC40, de Bauer Maschinen GmbH.
- D) Máquina de extracción de sulfuros polimetálicos de Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, probada en el campo de sulfuros de una depresión de Okinawa en el verano de 2017.

Global Sea Mineral Resources había probado con éxito el preprototipo de colector Patania I. Existen otras herramientas de extracción de nódulos polimetálicos en desarrollo o desarrolladas, como las máquinas de extracción de nódulos en tándem del Instituto de Investigación sobre Buques e Ingeniería Oceánica de Corea (véase la figura IV.B), diseñadas para recoger los nódulos, que luego se triturarían antes de introducirlos en un sistema amortiguador y, por último, transportarlos por la tubería ascendente.

2.3. Trayectoria futura

La transición hacia un futuro con bajas emisiones de carbono a la que se han comprometido la mayoría de los Gobiernos podría reavivar el interés por la explotación minera de los fondos marinos y la búsqueda de nuevas fuentes de metales. La mayoría de las actividades de explotación minera en aguas profundas pueden tener lugar en la Zona, que abarca la mayor

parte de las llanuras abisales y la mayoría de las secciones de las dorsales mesoceánicas y los montes submarinos que conforman el fondo marino. Ello debería promover un cambio de paradigma en la industria minera. La explotación minera de los fondos marinos será supervisada en su mayoría por la comunidad internacional en el marco de la ISA, que actualmente cuenta con 168 miembros. Sin embargo, sigue habiendo muchas preguntas sin responder que será preciso abordar a escala mundial, por ejemplo: ¿cómo afectará esa actividad económica en potencia a la producción de la minería terrestre, que suele ser una importante fuente de ingresos en muchos países en desarrollo? ¿Cómo y a qué nivel afectará la explotación minera en aguas profundas al medio ambiente a corto, medio y largo plazo? Para responder por lo menos a la última pregunta, todavía se necesitan grandes avances tecnológicos con los que fomentar la vigilancia del medio marino in situ y recabar datos representativos de series espaciales y cronológicas.

3. Aspectos ambientales

3.1. Avances en materia de conocimientos y de impactos ambientales

El medio marino profundo abarca más del 90 % de la superficie oceánica y comprende una serie de ecosistemas y hábitats ubicados en los fondos marinos y la columna de agua (Ramírez-Llodra et al., 2011; Gollner et al., 2017). Los distintos tipos de recursos minerales de los fondos marinos se hallan en diferentes entornos geológicos y oceanográficos que, en consecuencia, albergan diversos tipos de hábitats y comunidades.

En los reglamentos diseñados para evitar, reducir y mitigar los impactos en la fauna asociada y no asociada a los recursos se contemplarían normalmente los impactos físicos, el ruido, la luz y los penachos de partículas. En el último decenio se han puesto en práctica varios pro-

yectos e iniciativas en los que se han definido posibles impactos de la explotación minera en aguas profundas, como la extensión y el efecto de los penachos de sedimentos o de agua en áreas alejadas de las zonas sometidas a actividad minera directa y su posible toxicidad (Managing Impacts of Deep-Sea Resource Exploitation, 2016). Algunos de los impactos previstos en los ecosistemas (véase el cuadro siguiente) son la limitación de la conectividad entre las poblaciones, la interferencia en el ciclo vital de las especies, los cambios de comportamiento, la pérdida de especies y hábitats, los impactos en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y los efectos en la composición química de la columna de agua. Varias especies y ecosistemas de aguas profundas presentan características vulnerables, como maduración a una edad relativamente avanzada, tasas de crecimiento lento, largas esperanzas de vida y reclutamiento bajo o impredecible.

En diversos trabajos recientes se ha puesto de relieve el papel de todos los recursos de los fondos marinos como hábitats esenciales para las comunidades que residen en ellos. Existe un amplio abanico de hábitats de fauna asociados a los nódulos polimetálicos, que son el sustrato duro predominante en la llanura abisal de la zona de Clarion-Clipperton (Vanreusel et al., 2016; Simon-Lledó et al., 2019a). Los ecosistemas de las chimeneas hidrotermales activas son hábitats inusuales y fragmentados colonizados por organismos quimiosintéticos endémicos y especies en su mayoría poco comunes (Van Dover et al., 2018). Los sulfuros masivos de los fondos marinos asociados con campos de chimeneas inactivas no están bien estudiados, pero en la literatura disponible se señala la existencia de corales y esponjas de aguas frías, cuya dependencia de las comunidades microbianas está aún por determinar (Boschen et al., 2016; Van Dover, 2019). Las costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto de los montes submarinos albergan diversos ecosistemas, dependiendo de su ubicación y profundidad, entre los que se encuentran los corales y esponjas de aguas frías y otras especies formadoras de hábitats (Rowden et al., 2010).

En un taller reciente, celebrado con el fin de evaluar la naturaleza de los penachos mineros de aguas intermedias y sus posibles efectos en los ecosistemas de esa profundidad, se informó de que las actividades de explotación minera de los fondos marinos podían afectar a los organismos de aguas intermedias de varias maneras, aunque seguía sin estar claro a qué escala podían producirse las perturbaciones, y se pidieron más investigaciones sobre la fauna pelágica, en especial en los ámbitos batial y

pelágico abisal de las profundidades intermedias (Drazen et al., 2019).

Pese a que no se han realizado actividades mineras a escala comercial, se han llevado a cabo experimentos que simulaban esas actividades en aguas profundas. La primera prueba de extracción comercial de nódulos polimetálicos tuvo lugar en 1970. Desde entonces ha habido una serie de pruebas de extracción minera comercial en pequeña escala o experimentos científicos de perturbación diseñados para simular actividades mineras. Con los resultados de los impactos mineros simulados se establecieron el límite inferior de la intensidad probable de los efectos perturbadores de la minería y los plazos necesarios para que las comunidades bentónicas se recuperaran (Jones et al., 2017, y bibliografía citada en esa obra). Los experimentos diseñados para simular la extracción de nódulos aportaron información sobre los procesos de recuperación posteriores a perturbaciones pequeñas que ocurrieron hace un máximo de 26 años en llanuras abisales (Gollner et al., 2017; Jones et al., 2017). Los resultados de esos estudios pusieron de manifiesto que la fauna sésil de gran tamaño se recuperaba muy lentamente de las perturbaciones (véase también Vanreusel et al., 2016) y mostraron impactos y falta de recuperación faunística importantes y sistemáticos, incluso durante períodos decenales (Jones et al., 2017). Aunque se preveían impactos en la fauna que habita los nódulos, dado que estos tardan millones de años en formarse también se producen impactos considerables en los organismos que residen en los sedimentos de las áreas perturbadas y en sus inmediaciones (Simon-Lledó et al., 2019b).

Cuadro 1
Presiones de la explotación minera de los fondos marinos, posibles impactos en los diferentes hábitats, y servicios ecosistémicos que podrían verse afectados^a

Presión	Posibles impactos	Servicios ecosistémicos afectados	Hábitats
Extracción de sustrato del fondo marino	<ul style="list-style-type: none"> – Pérdida de fauna bentónica por eliminación directa – Cambios en la composición sedimentaria – Pérdida o degradación de hábitats – Estrés generado en la fauna 	Apoyo	Bentopelágicos Bentónicos
		<ul style="list-style-type: none"> – Ciclo de los nutrientes – Circulación – Producción quimiosintética – Producción secundaria 	
Penacho de extracción	<ul style="list-style-type: none"> – Pérdida o daño de las especies bentónicas por asfixia de los organismos (de la macrofauna a los microorganismos) – Cambios de comportamiento en los animales – Cambios en la composición sedimentaria – Cambios en la morfología de los fondos marinos 	Regulación	Bentopelágicos Bentónicos
		<ul style="list-style-type: none"> – Biodiversidad – Secuestro de carbono – Regulación biológica – Regeneración de los nutrientes – Formación biológica de hábitats 	
Penacho de deshidratación	<ul style="list-style-type: none"> – Obstrucción de las vías digestivas o respiratorias o de los órganos de los sentidos – Daño mecánico de los tejidos – Estrés 	Suministro	Pelágicos Bentopelágicos Bentónicos
		<ul style="list-style-type: none"> – Biorremediación o destoxificación – Almacenamiento de CO₂ – Pesquerías 	
Emisión de sustancias de los sedimentos (penachos de extracción y de deshidratación)	<ul style="list-style-type: none"> – Toxicidad – Liberación de nutrientes – Turbidez 	<ul style="list-style-type: none"> – Productos naturales 	Pelágicos Bentopelágicos Bentónicos
Ruido submarino	Perturbaciones a los animales		Pelágicos Bentopelágicos Bentónicos
Luz submarina	Perturbaciones a los animales		Pelágicos Bentopelágicos Bentónicos

^a Ver por ejemplo Thurber et al., 2014.

3.2. Políticas y legislación: nuevos reglamentos y políticas, y novedades internacionales, regionales y nacionales

Respecto de los yacimientos cercanos a la costa, se prevé un aumento de la extracción de arena y grava en los próximos decenios que posiblemente se extenderá a profundidades superiores a los 50 m. También se prevé que la reglamentación ambiental sobre la explotación de áridos marinos se hará más estricta y que se desarrollarán tecnologías de extracción más respetuosas con el medio ambiente (p. ej., Ellis et al., 2017; Kaikkonen et al., 2018).

Las normas y directrices de gestión ambiental sobre la explotación minera en aguas profundas son todavía incipientes (Jones et al., 2019). La ISA ha aprobado un código de minería para regular las actividades de prospección y exploración y establecerá un reglamento sobre explotación de minerales en la Zona. El reglamento se elaborará en paralelo a otras normas y directrices orientadas a definir objetivos y umbrales ambientales. La adopción de planes de gestión ambiental regionales en las zonas sujetas a contratos de exploración es una herramienta fundamental de la definición de objetivos ambientales. La ISA formuló en 2011 el primer plan de gestión ambiental, relativo a los nódulos polimetálicos de la zona de fractura de Clarion-Clipperton, que se aprobó en 2012.¹³ Se han celebrado o se celebrarán en fechas próximas varios talleres para elaborar criterios que apoyen la creación de nuevos planes de gestión ambiental regionales.¹⁴

Como se desprende del estudio comparativo de la legislación nacional vigente sobre la explotación minera en aguas profundas, al 5 de junio de 2018 un total de 31 Estados habían proporcionado a la ISA los textos de la legislación nacional relativa a esas actividades o información al respecto.¹⁵

3.3. Carencias en materia de datos, información y conocimientos

Los impactos de la minería en la columna de agua y los fondos marinos se pueden definir y cuantificar con exactitud mediante indicadores ambientales específicos para determinar qué características constituyen buenas condiciones ambientales y cuáles son los umbrales adecuados de los impactos. En la actualidad hay grandes carencias de información sobre los ecosistemas de aguas profundas, el ciclo vital básico y las características biológicas de las especies de esos entornos, los atributos de las futuras tecnologías mineras y la respuesta de los organismos de aguas profundas a los impactos de la minería. Así pues, la explotación minera puede tener consecuencias imprevistas. Las lagunas de conocimientos pueden agruparse en tres categorías, a saber, la biodiversidad, la conectividad y las funciones y servicios (Miller et al., 2018; Thornborough et al., 2019). Sigue faltando información sobre los componentes básicos de cada sistema ecológico, las interacciones entre esos componentes y las relaciones de los ecosistemas con los gradientes ambientales. Es necesario disponer de esa información ecológica de referencia para prever las respuestas de la biodiversidad, la conectividad de las especies y las funciones y servicios ecosistémicos ante los cambios. .

¹³ Véase documentos ISBA/17/LTC/7 and ISBA/18/C/22.

¹⁴ Véase documento ISBA/24/C/3.

¹⁵ Pueden consultarse en www.isa.org.jm/national-legislation-database.

4. Repercusiones económicas y sociales

4.1. Repercusiones económicas

La economía de la explotación minera en aguas profundas está íntimamente ligada al estado de la tecnología minera y al aumento de la demanda de metales para aplicaciones de tecnología puntera. De los tres tipos de yacimientos minerales de los fondos marinos que se examinan en el presente capítulo, la extracción de nódulos polimetálicos es la que está más cerca de materializarse. Ello se debe a la combinación de la relativa facilidad de recogida, debido a la naturaleza discreta de los nódulos, y del crecimiento previsto de la demanda, en particular de cobalto y níquel para las nuevas tecnologías de energía verde. Por consiguiente, el análisis económico que se presenta a continuación es específico de los nódulos.

4.1.1. Economía de la extracción de nódulos polimetálicos de los fondos marinos

Las actividades de extracción comercial de nódulos polimetálicos dependerán no solo de la economía general del sistema, sino también de la economía de cada uno de los interesados. Si bien los posibles ingresos derivados de la venta de los metales bastarían desde el punto de vista financiero para justificar las sustanciosas inversiones y gastos de explotación que requieren esas actividades, el primer destino de esos ingresos en relación con la Zona ha de ser sufragar los gastos administrativos de la ISA. Los fondos restantes se podrán utilizar para satisfacer otras obligaciones contraídas en virtud de la parte XI de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar¹⁶ y el Acuerdo relativo a la Aplicación de la Parte XI de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar,¹⁷ incluidas la distribución equitativa de los beneficios, de conformidad con el artículo 140 y el artículo 160, párrafo 2 g), de la Convención, y la compensación a los países en desarrollo que son productores

terrestres si los efectos de la explotación minera en aguas profundas repercuten en los precios de los metales que producen. También se debería aportar financiación para tareas de vigilancia y remediación relativas al medio ambiente y el cumplimiento reglamentario. Las operaciones mineras solo se llevarán a cabo si los ingresos restantes después de efectuados los pagos a la ISA (o sus equivalentes obtenidos mediante la explotación minera en aguas profundas sujetas a jurisdicción nacional) pueden cubrir los gastos de explotación y proporcionar rendimientos suficientes para atraer la inversión. Las investigaciones preliminares sobre la economía de la explotación minera en aguas profundas sugieren que los ingresos podrían alcanzar esos niveles, pero aún quedan cuestiones por resolver, como el nivel de fondos necesario para satisfacer las obligaciones contraídas en virtud de la parte XI de la Convención, la responsabilidad por daños ambientales y el rendimiento exigido por los inversores.

4.1.2. Ingresos procedentes de los metales

Aunque los nódulos polimetálicos contienen gran variedad de metales, por el momento solo cuatro se presentan en concentraciones lo bastante altas como para que los procesadores de metales consideren justificados los costos de extracción. El manganeso es, con mucho, el metal más abundante en masa, por lo que incluso a precios de mercado relativamente bajos, representa una parte importante de los ingresos. Si bien las concentraciones de cobalto, cobre y níquel son más bajas, alcanzan precios más altos y, en consecuencia, suministran importantes fuentes de ingresos.

Los precios futuros de los metales son difíciles de prever y pueden apartarse de los pronósticos, por lo que esa incertidumbre puede suponer un riesgo importante para los inversores. Se prevé que tanto el cobalto como el níquel serán

¹⁶ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

¹⁷ *Ibid.*, vol. 1836, No. 31364.

importantes en las futuras soluciones de almacenamiento energético y, por consiguiente, su demanda podría experimentar fuertes subidas y su precio podría presentar tendencias al alza. En cuanto al manganeso, la extracción de nódulos polimetálicos añadirá gran cantidad de material a un mercado de tamaño limitado y podría ejercer por sí misma una importante presión a la baja sobre los precios.

4.1.3. Inversión y gastos de explotación de la recolección de nódulos y el procesamiento de metales

La ISA solo tiene autoridad sobre las actividades realizadas en el yacimiento minero marino, pero se deben tener en cuenta los costos de las actividades ajenas a su competencia al evaluar los factores económicos que repercutirán en las inversiones. Por ese motivo, en los estudios de los sistemas financieros se deben examinar las inversiones y los costos que se producirán tanto en el mar como en etapas posteriores.

Con respecto a los costos, se necesitan grandes inversiones iniciales seguidas de desembolsos de explotación constantes. Las economías de escala dictan un tamaño mínimo de operación que muchos expertos creen que supondrá extraer y procesar anualmente entre 1,5 y 3 millones de toneladas de nódulos en seco. En un sistema que produjera 3 millones de toneladas en seco al año se precisarían alrededor de 4.000 millones de dólares en inversiones iniciales, incluidos unos 300 millones de dólares destinados a actividades de exploración y estudios de viabilidad, más de 1.500 millones de dólares para el equipo de recogida de nódulos y un sistema de transporte específico, y más de 2.000 millones de dólares para una planta de procesamiento de metales. Se estima que los gastos de explotación anuales rondan los 1.000 millones de dólares, de los cuales aproximadamente un tercio se destinaría a recoger los nódulos y los dos tercios restantes, a procesar los metales. Los ingresos procedentes de los metales extraídos en una operación de 3 millones de toneladas en seco al año, teniendo en cuenta las pérdidas metalúrgicas y los pronósticos de la industria sobre los precios de los metales a largo plazo,

rendirían aproximadamente 2.500 millones de dólares en ingresos anuales.

4.1.4. Distribución de los fondos entre los interesados

Queda por ver si la cantidad de ingresos restante después de satisfacer los requisitos establecidos en la parte XI de la Convención sobre el Derecho del Mar será suficiente para motivar a todos los interesados a participar. Se prevé que, siempre y cuando estén disponibles, los nódulos generarán un mercado en el que pasarán de los recolectores a los procesadores de metales a través de un centro de comercio mundial. No obstante, mientras surge ese mercado la economía del sistema solo se puede evaluar estimando el flujo de ingresos entre todos los interesados. Los recolectores de nódulos pagarán una regalía a la ISA cuando recojan los nódulos de los fondos marinos. Los procesadores de metales pagarán a los recolectores de nódulos por el recurso (los nódulos) y venderán los productos manufacturados de los metales en el mercado mundial a una variedad de consumidores finales. Esos ingresos tendrán que sufragar todos sus gastos operacionales, además de los pagos efectuados a los recolectores (y a los transportistas) por obtener los nódulos. El superávit estará sujeto a los impuestos de sociedades locales. Aunque la ISA no recibirá esos fondos, los impuestos locales podrían producir efectos importantes en la economía de otros interesados y, por lo tanto, deben tenerse en cuenta al valorar si el sistema genera suficientes rendimientos para justificar la inversión.

Los recolectores recibirán de los procesadores de metales pagos por los nódulos, pero tendrán que cubrir sus costos de explotación y abonar regalías a la ISA (o a las autoridades locales si la operación se realiza en una ZEE) por los derechos de explotación de los nódulos. También podrían tener que contribuir a los fondos de sostenibilidad ambiental y presentar bonos como garantía frente a daños ambientales imprevistos. Todo beneficio puede estar sujeto a los impuestos del Estado patrocinador y a regalías adicionales de la ISA. La ISA recibirá fondos en forma de pago de regalías por los

derechos sobre los nódulos. También podría custodiar cualquier fondo de sostenibilidad o bono de responsabilidad ambiental. Los pagos de regalías deberán bastar para compensar la renuncia a los derechos sobre los nódulos, además de cualquier otro cambio ambiental en las profundidades marinas.

La ISA está estudiando diversos sistemas de regalías, entre ellos los sistemas ad valorem de tasa fija de una o dos fases, los sistemas ad valorem de tasa variable, en los que la tasa fluctúa con los precios de los metales u otras condiciones financieras del mercado, y los sistemas mixtos con una tasa ad valorem fija y una tasa adicional vinculada a los beneficios. Los sistemas ad valorem son aquellos en los que la regalía está ligada al valor del metal obtenido. Cada sistema presenta diferentes ventajas y desventajas, en particular en lo que respecta a qué interesados asumen los riesgos y se benefician de las variaciones en los precios de los metales y los costos de los proyectos, y al momento en que los ingresos se abonan a cada interesado.

4.1.5. Rendimientos para los inversores y flujos de efectivo para la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos

Las inversiones iniciales, muy elevadas, obligarán a los recolectores de nódulos y a los procesadores de metales a recaudar fondos en los mercados financieros mundiales. Se estima que los financistas invertirán únicamente si la tasa de rentabilidad de su inversión se sitúa en torno al 18 % en la mayoría de las hipótesis razonables acerca de los costos y los precios futuros de los metales. En cambio, las inversiones en la minería terrestre tradicional suelen exigir tasas de rentabilidad superiores al 15 %, pero entrañan niveles de riesgo tecnológico mucho más bajos. Con una variedad de sistemas y tasas de regalías se lograrían ingresos suficientes para que los contratistas obtuvieran esas tasas de rentabilidad. No obstante, todavía no está claro si alguno de esos sistemas aportaría a la ISA ingresos suficientes para compensar la retirada de los nódulos y los cambios ambientales en las profundidades marinas.

4.2. Repercusiones sociales

Se considera que las posibles repercusiones sociales de las actividades de explotación minera en aguas profundas son complejas y acumulativas (Koschinsky et al., 2018). Si bien esa explotación minera puede dar lugar a un sinnúmero de repercusiones sociales, la opinión generalizada es que el efecto directo en la sociedad será menor que el de la minería terrestre (Roche y Bice, 2013). Por ejemplo, los proyectos de minería terrestre suelen producir desplazamientos de comunidades, cambios en el uso de la tierra y la necesidad de construir infraestructuras como carreteras y ferrocarriles (Banco Mundial, 2017b). Conviene mencionar también que la minería terrestre genera asimismo condiciones de trabajo inseguras (p. ej., los riesgos laborales) y riesgos para la seguridad y la salud general de las comunidades que viven cerca de los lugares de extracción (p. ej., a consecuencia de desastres ocasionados in situ y de la exposición a la contaminación del aire y el agua derivada de la minería) (Panel Internacional de Recursos, 2020). La explotación minera en aguas profundas no causará esos efectos. Además, los yacimientos minerales de los fondos marinos suelen contener mayor concentración de metales que los terrestres, y reorientar las actividades hacia los fondos marinos como fuente complementaria de metales reduciría la necesidad de explotar los sitios mineros terrestres de manera más extensiva (Sharma y Smith, 2019).

Una consideración pertinente para determinar las posibles repercusiones sociales de la explotación minera en aguas profundas es la ubicación prevista de las actividades conexas. Resulta cada vez más evidente que las zonas que suelen asociarse a los yacimientos minerales de los fondos marinos se sitúan lejos de las comunidades humanas. Por lo tanto, a diferencia de la minería terrestre, la explotación minera en aguas profundas no plantea cuestiones de reubicación ni conflictos relacionados con el uso de la tierra (Sharma y Smith, 2019). Además, la explotación minera en aguas profundas de la Zona tendrá repercusiones sociales distintas de las producidas por las mismas actividades en zonas de jurisdicción nacional.

Con todo, se reconoce que esas actividades podrían entrar en conflicto con otros usos del espacio marino, como la pesca, el transporte marítimo, los cables submarinos, las zonas de cría y las rutas migratorias.

Debido a la naturaleza de la explotación minera en aguas profundas y a la posibilidad de que se produzcan daños transfronterizos, entre los sectores de la sociedad que podrían verse directamente afectados por las actividades conexas figuran las comunidades del territorio donde se realizan esas actividades y las de los Estados ribereños adyacentes (Dunn et al., 2017). Dado que la Zona y sus recursos minerales han sido declarados patrimonio común de la humanidad, las repercusiones sociales deben examinarse de forma holística (Hunter et al., 2018). A pesar de que las actividades realizadas en la Zona estarían muy alejadas de los centros de población, continúan suscitando gran preocupación los perjuicios para la sociedad en su conjunto que podrían derivarse de la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, incluida la función de las profundidades marinas en la regulación del clima (Kaikkonen et al., 2018).

Al examinar las repercusiones sociales, analizar tanto los beneficios sociales de la explotación minera en aguas profundas como sus posibles efectos adversos brindaría información importante en la que fundamentar las decisiones. Tal enfoque podría incluir la distribución de ingresos mediante un mecanismo de participación en los beneficios, así como la introducción de

una fuente adicional de suministro de metales para satisfacer la demanda actual y futura. Debería reconocerse que, aunque contar con una nueva fuente de suministro de metales podría ofrecer ventajas, también podría causar perjuicios, por ejemplo para los países cuya economía depende en gran medida de la exportación de metales obtenidos de la minería terrestre y, de conformidad con el artículo 151, párrafo 10), de la Convención sobre el Derecho del Mar y la sección 7, párrafo 1, del anexo del Acuerdo relativo a la Aplicación de la Parte XI de la Convención, esas consecuencias deben estudiarse y afrontarse.

Además de lo anterior, merece especial atención el concepto de “licencia social para operar”, que supone que, además de requerirse un permiso de la autoridad reguladora, la sociedad acepta que se lleve a cabo una actividad comercial como la extracción de recursos (Owen y Kemp, 2013; Parsons y Moffat, 2014). Revisten también particular interés las cuestiones relativas a la transparencia y la amplia participación de los interesados en los procesos decisorios (Ardrón et al., 2018; Madureira et al., 2016).

Por último, con el fin de asegurar que se internalizan todos los costos externos que la explotación minera en aguas profundas representa para la sociedad, podría considerarse la posibilidad de incorporar en el marco regulatorio de la ISA el principio de que quien contamina paga (Lodge et al., 2019).

5. Necesidades en materia de creación de capacidad

Es vital crear capacidad para investigar y conservar la biodiversidad de las aguas profundas, así como para encontrar y evaluar los yacimientos minerales mar adentro, especialmente en los Estados en desarrollo. Las técnicas y tecnologías de exploración de las costras de ferromanganeso con alto contenido de cobalto están mucho más atrasadas que las de los sulfuros masivos de los fondos marinos y los nódulos polimetálicos.

Otra necesidad clave de la minería mar adentro es disponer de una colección más amplia de datos de referencia, en especial sobre la caracterización de los ecosistemas y sus componentes, así como sobre las variaciones naturales de las líneas de base ambientales, incluidas las de la plataforma continental de aguas poco profundas y las de las aguas profundas. Por último, también es claramente necesario desarrollar una capacidad normati-

va transparente e inclusiva para evitar, reducir y mitigar los impactos en los ecosistemas, así como establecer sistemas en línea de vigilancia a largo plazo de los impactos de la minería.

En 2019 el Grupo de África presentó a la Asamblea de la ISA un documento sobre programas de capacitación para los países en desarrollo en el que hacía hincapié en la creación de capacidad y las necesidades de desarrollo.¹⁸ En un reciente informe de evaluación sobre el examen de los programas y las iniciativas de creación de capacidad implementados por la ISA,¹⁹ la secretaría de la ISA detalló la labor de la Autoridad en la esfera de la creación de capacidad. En el informe, la secretaría examinó las iniciativas básicas de creación de capacidad que la ISA había puesto en marcha hasta la fecha, a saber, el programa de capacitación de contratistas, el Fondo de Dotación para Investigaciones Científicas Marinas en la Zona y el programa de pasantías. Dicho informe, entre otros, fue objeto del Taller Internacional sobre Desarrollo de la Capacidad, Recursos y Evaluación de las Necesidades celebrado en

Kingston del 10 al 12 de febrero de 2020. En el sitio web de la ISA se puede consultar un resumen del taller.²⁰

Mediante las alianzas estratégicas forjadas entre las Naciones Unidas y las instituciones regionales con el fin de establecer plataformas de fortalecimiento de la cooperación internacional en torno a los programas de creación de capacidad se da respuesta a algunos problemas concretos que afrontan los países en desarrollo y se ayuda a generar consensos para mejorar las medidas. En el seno de la ISA se reconoce la necesidad de ampliar las oportunidades de los Estados en desarrollo de participar en las actividades que tienen lugar en la Zona. Si bien, en virtud de los contratos de exploración que han concertado con la ISA, los contratistas siguen teniendo la obligación de preparar programas de capacitación para el personal de la Autoridad y los Estados en desarrollo, resulta difícil hacer un seguimiento de los efectos positivos y las nuevas oportunidades que esos programas pueden haber generado para esos países.

Bibliografía

- Ardron, Jeff A., et al. (2018). Incorporating transparency into the governance of deep-seabed mining in the Area beyond national jurisdiction. *Marine Policy*, vol. 89, pp. 58–66.
- Banco Mundial (2017a). The growing role of minerals and metals for a low carbon future. Banco Mundial Publications, Washington, DC. <http://documents.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/pdf/117581-WP-P159838-PUBLIC-ClimateSmartMiningJuly.pdf>.
- Banco Mundial (2017b). Precautionary management of deep sea minerals. Banco Mundial Publications, Washington, DC. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/349631503675168052/pdf/119106-WP-PUBLIC-114p-PPDSMbackgroundfinal.pdf>
- Banerji, A. (2019). India plans deep dive for seabed minerals. *Marine Technology Magazine*, 2019.
- Beaulieu, S.E. (2015). *InterRidge Global database of Active Submarine Hydrothermal Vent Fields*. Prepared for InterRidge, Version 3.3, kml file produced 16 September 2015. Pueden consultarse en <http://vents-data.interridge.org>.
- Boschen, Rachel E., et al. (2016). Seafloor massive sulfide deposits support unique megafaunal assemblages: implications for seabed mining and conservation. *Marine Environmental Research*, vol. 115, pp. 78–88.

¹⁸ Véase documento ISBA/25/A/8.

¹⁹ Pueden consultarse en www.isa.org.jm/files/2020-02/assessment.pdf.

²⁰ Pueden consultarse en www.isa.org.jm/files/2020-02/outcomessummary_0.pdf.

- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2018). *Interim Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT)*, 16–19 April 2018, Copenhagen, Dinamarca. ICES CM 2018/HAPISG:05.
- _____ (2019). *Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT)*. ICES Scientific Reports, vol. 1, No. 87, 133 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5733>.
- Dunn, D.C., et al. (2017). Adjacency: How legal precedent, ecological connectivity, and Traditional Knowledge inform our understanding of proximity. https://nereusprogram.org/wp-content/uploads/2018/09/BBNJ-Policy-brief-adjacency_v5.pdf.
- Drazen J.C., et al. (2019). Report of the workshop Evaluating the nature of midwater mining plumes and their potential effects on midwater ecosystems. *Research Ideas and Outcomes* 5, e33527. <https://doi.org/10.3897/rio.5.e33527>
- Ellis, J., et al. (2017). Environmental management frameworks for offshore mining: the Nueva Zelandia approach. *Marine Policy*, vol. 85, pp. 178–192.
- Gavriletea, Marius Dan (2017). Environmental impacts of sand exploitation. Analysis of sand market. *Sustainability*, vol. 9, No. 7, art. 1118.
- German, Christopher R., et al. (2016). Hydrothermal exploration of mid-ocean ridges: where might the largest sulfide deposits be forming? *Chemical Geology*, vol. 420, pp. 114–126.
- Gollner, Sabine, et al. (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 76–101.
- Gonçalves, D.S., et al. (2014). Morphodynamic evolution of a sand extraction excavation offshore Vale do Lobo, Algarve, Portugal. *Coastal Engineering*, vol. 88, pp. 75–87.
- Graedel, Thomas E., et al. (2015). On the materials basis of modern society. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 20, pp. 6295–6300.
- Hein, James R., et al. (2013). Deep-ocean mineral deposits as a Fuente of critical metals for high-and green-technology applications: Comparison with land-based resources. *Ore Geology Reviews*, vol. 51, pp. 1–14.
- _____ (2015). Critical metals in manganese nodules from the Cook Islands EEZ, abundances and distributions. *Ore Geology Reviews*, vol. 68, pp. 97–116.
- _____ (2017). Arctic deep water ferromanganese-oxide deposits reflect the unique characteristics of the Océano Ártico. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 18, No. 11, pp. 3771–3800.
- Hein, James R., et al. (2009). Seamount characteristics and mine-site model applied to exploration-and mining-lease-block selection for cobalt-rich ferromanganese crusts. *Marine Georesources and Geotechnology*, vol. 27, No. 2, pp. 160–176.
- Hein, James R., et al. (2005). Marine mineral resources of Pacific Islands—a review of the Exclusive Economic Zones of islands of US affiliation, excluding the State of Hawaii.
- Hoagland, Porter, et al. (2010). Deep-sea mining of seafloor massive sulfides. *Marine Policy*, vol. 34, No. 3, pp. 728–732.
- Hunter, Julie, et al. (2018). Broadening common heritage: Addressing gaps in the deep sea mining regulatory regime. *Harvard Environmental Law Review*, vol. 16. <https://harvardelr.com/2018/04/16/broadening-common-heritage>.
- Jamieson, John W., et al. (2017). Seafloor Massive Sulfide Resources. In *Encyclopedia of Maritime and Offshore Engineering*, pp. 1–10. American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/9781118476406.emoe579>.
- Jones, Daniel O.B., et al. (2017). Biological responses to disturbance from simulated deep-sea polymetallic nodule mining. *PLoS One*, vol. 12, No. 2, e0171750.
- _____ (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.

- Kaikkonen, Laura, et al. (2018). Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 1183–1197.
- Kamilli, Robert J., et al. (2017). Tin. Report 1802S. Professional Paper. Reston, VA. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/pp1802S>.
- Kim, Junbeum, et al. (2015). Critical and precious materials consumption and requirement in wind energy system in the EU 27. *Applied Energy*, vol. 139, pp. 327–34. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.11.003>.
- Koschinsky, Andrea, et al. (2018). Deep-sea mining: Interdisciplinary research on potential environmental, legal, economic, and societal implications. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 14, No. 6, pp. 672–691.
- Kuhn, Thomas, et al. (2017). Composition, formation, and occurrence of polymetallic nodules. In *Deep-Sea Mining*, pp. 23–63. Springer.
- Lodge, Michael W., et al. (2019). Environmental Policy for Deep Seabed Mining. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 347–379. Springer.
- Madureira, Pedro, et al. (2016). Exploration of polymetallic nodules in the Area: Reporting practices, data management and transparency. *Marine Policy*, vol. 70, pp. 101–107.
- Managing Impacts of Deep-Sea Resource Exploitation (2016).. www.eu-midas.net.
- McLellan, Benjamin C., et al. (2016). Critical minerals and energy—impacts and limitations of moving to unconventional resources. *Resources*, vol. 5, No. 2. <https://doi.org/10.3390/resources5020019>.
- Miller, K.A., et al. (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418. <http://doi.org/10.3389/fmars.2017.00418>.
- Ministerio de Economía, Comercio e Industria (METI) (2017). www.meti.go.jp/english/index.html.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Owen, John R., and Deanna Kemp (2013). Social licence and mining: A critical perspective. *Resources Policy*, vol. 38, No. 1, pp. 29–35.
- Panel Internacional de Recursos (2020). Mineral Resource Governance in the 21st Century: Gearing extractive industries towards sustainable development. Ayuk, E.T., et al., A Report by the International Resource Panel. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Nairobi, Kenya. ISBN: 978-92-807-3779-0.
- Parsons, Richard, and Kieren Moffat (2014). Constructing the meaning of social licence. *Social Epistemology*, vol. 28, Nos. 3–4, pp. 340–363.
- Petersen, Sven, et al. (2016). News from the seabed—Geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. *Marine Policy*, vol. 70, pp. 175–187.
- Qin, Ya-Chao, et al. (2014). Offshore aggregates resources on the northern continental shelf of the East China Sea. *Resource Geology*, vol. 65, No. 1, pp. 39–46. <https://doi.org/10.1111/rge.12052>
- Ramirez-Llodra, Eva, et al. (2011). Man and the Last Great Wilderness: Human Impact on the Deep Sea. *PLOS ONE*, vol. 6, No. 8, pp. 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>.
- Roche, Charles, and Sara Bice (2013). Anticipating social and community impacts of deep sea mining. *Deep Sea Minerals and the Green Economy, Secretariat of the Pacific Community, Suva*, pp. 59–80.

- Rowden, Ashley A., et al. (2010). A test of the seamount oasis hypothesis: seamounts support higher epibenthic megafaunal biomass than adjacent slopes. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 95–106.
- Sharma, Rahul, and Samantha Smith (2019). Deep-Sea Mining and the Environment: An Introducción. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 3–22. Springer.
- Simon-Lledó, Erik, et al. (2019a). Biological effects 26 years after simulated deep-sea mining. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 8040. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44492-w>.
- _____ (2019b). Ecology of a polymetallic nodule occurrence gradient: Implications for deep-sea mining. *Limnology and Oceanography*, vol. 64, No. 5, pp. 1883–94. <https://doi.org/10.1002/lno.11157>.
- Thornborough, K.J., et al. (2019). Towards an Ecosystem Approach to Environmental Impact Assessment for Deep-Sea Mining. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 63–94. Springer, Cham.
- Thurber, Andrew R., et al. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Torres, Aurora, et al. (2017). A looming tragedy of the sand commons. *Science*, vol. 357, No. 6355, pp. 970–971.
- Union européenne des producteurs de granulats (2018). *A Sustainable Industria for a Sustainable Europa Annual Review 2017-2018*. Brussels: European Aggregates Association.
- United States Geological Survey (USGS) (2019). *Mineral Commodity Summaries 2019*. Servicio Geológico de los Estados Unidos.
- Van Dover, Cindy Lee, et al. (2018). Scientific rationale and international obligations for protection of active hydrothermal vent ecosystems from deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 20–28.
- _____ (2019). Inactive Sulfide Ecosystems in the Deep Sea: A Review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 461. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00461>.
- Vanreusel, Ann, et al. (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 26808.
- Zweibel, Ken (2010). The Impact of Tellurium Supply on Cadmium Telluride Photovoltaics. *Science*, vol. 328, No. 5979, pp. 699–701. <https://doi.org/10.1126/science.1189690>.

Capítulo 19

Cambios en la exploración y extracción de hidrocarburos

Contribuidores: Amardeep Dhanju (coordinador), Arsonina Bera, Kacou Yebowe Seraphim, Alan Simcock (corresponsable) y Joshua T. Tuhumwire (responsable).

Ideas clave

- Desde la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a), el sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro ha seguido expandiéndose en todo el mundo, en particular en aguas profundas y ultraprofundas. La clave de tal expansión es el uso de plataformas de cables en tensión, plataformas spar e instalaciones flotantes de producción, almacenamiento y descarga (IFPAD).
- Es posible que en el próximo decenio los principales motores de la exploración y la producción de petróleo y gas mar adentro sean regiones poco explotadas hasta ahora, como el Mediterráneo oriental, la costa este de América del Sur (Brasil y Guyana) y la costa oeste de África.
- Se ha registrado una tendencia al alza de la actividad de desmantelamiento, en particular en regiones maduras, como el mar del Norte y el golfo de México.
- Las prácticas de exploración y producción siguen evolucionando para minimizar los posibles efectos en el medio circundante.
- Para crear capacidad regulatoria a fin de gestionar con eficacia los recursos mar adentro, especialmente en regiones poco explotadas, se requieren un compromiso considerable e inversiones institucionales a largo plazo.
- Las innovaciones tecnológicas y la sofisticada capacidad industrial creada a lo largo de decenios por el sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro están facilitando el florecimiento del sector de las energías renovables marinas (ERM).
- Uno de los principales factores que han impulsado el sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro desde la primera Evaluación son los avances tecnológicos realizados en el análisis de datos de la exploración y la producción mar adentro para lograr mayores eficiencias operacionales y financieras.

1. Introducción

1.1. Alcance

En el capítulo 21 de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b) se presentó una panorámica del sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro en cuanto a las tendencias de la exploración y la producción, los aspectos sociales y económicos, las nuevas tecnologías y las posibles tendencias futuras. También se trataron los impactos ambientales asociados a las actividades de explotación y producción de recursos y se señalaron las carencias en materia de capacidad para evaluar los impactos.

En este capítulo se evalúa el estado actual del sector mundial de la explotación de hidrocar-

buros mar adentro y se presentan algunos de los avances realizados en este ámbito desde la primera Evaluación. Se describen las tendencias relativas a la exploración, la producción y el desmantelamiento, se evalúan en profundidad los aspectos económicos, sociales y ambientales, también los potenciales, y se tratan las carencias en materia de creación de capacidad, sobre todo en las economías emergentes, y la crucial contribución del sector al florecimiento del sector de las EMR a escala mundial. El contenido de este capítulo guarda relación también con los capítulos 6D, 8, 9, 20, 21 y 26 de la presente Evaluación.

Este capítulo está relacionado con cinco Objetivos de Desarrollo Sostenible,¹ a saber: el

¹ Véase resolución de la Asamblea General 70/1.

Objetivo 8, “Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos”, el Objetivo 9, “Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación”, el Objetivo 12, “Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles”, el Objetivo 13, “Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos” y el Objetivo 14, “Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”.

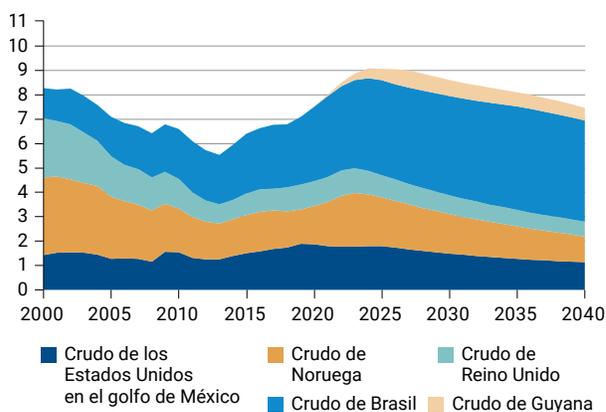
1.2. Sinopsis de las tendencias relativas a la producción y los recursos del sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro a escala mundial

La producción mundial de crudo ha aumentado gradualmente y superó los 100 millones de barriles al día en 2018, mientras que la de gas natural ha aumentado más rápidamente, hasta situarse en 113.700 millones de MBTU (millones de unidades térmicas británicas) en 2016 (Agencia Internacional de Energía, 2019).² La producción de petróleo y gas en tierra sigue siendo mayor, pero la producción de petróleo mar adentro, que se había mantenido estable, en torno a los 27 millones de barriles al día, durante un decenio, va en aumento (Clemente, 2018). Paralelamente, la producción de gas natural mar adentro ha aumentado en 35.000 millones de MBTU en el último decenio, y en particular los mayores incrementos han tenido lugar frente a las costas del Brasil y Australia, en el Mediterráneo oriental y, sobre todo, en el golfo Pérsico, debido a la explotación del Campo Norte, de enormes proporciones, frente a las costas de Qatar (Davis, 2018). Según

las previsiones, la producción de gas natural aumentará principalmente a raíz de las actividades en aguas poco profundas, mientras que el incremento de la producción de petróleo obedecerá en gran medida a la perforación en aguas profundas y ultraprofundas.

Se produce petróleo mar adentro en más de 50 países, y los principales productores son la Arabia Saudita, los Estados Unidos de América, el Brasil, México y Noruega. Recientemente se han descubierto recursos sin explotar aún frente a las costas de América del Sur. Según la Organización de Países Exportadores de Petróleo (OPEP),³ el aumento de la producción de petróleo mar adentro en el Brasil y Guyana compensará el descenso de la producción en otras regiones, si bien en la zona económica exclusiva de los Estados Unidos en el golfo de México, que es la región productora de petróleo y gas mar adentro de mayor antigüedad, la producción podría mantenerse estable dado el descubrimiento de recursos en aguas profundas y ultraprofundas (OPEP, 2019).⁴

Figura I
Producción de crudo efectiva y prevista en determinadas zonas de producción mar adentro



Fuente: OPEP (2019).

² Expresado de otro modo, 5,3 millones de barriles equivalentes de petróleo al día.

³ Países miembros de la OPEP en 2020: Angola, Arabia Saudita, Argelia, Congo, Emiratos Árabes Unidos, Gabón, Guinea Ecuatorial, Irán (República Islámica del), Iraq, Kuwait, Libia, Nigeria y Venezuela (República Bolivariana de).

⁴ En general, se considera que las aguas poco profundas terminan a los 300 m de profundidad, que las aguas profundas abarcan de los 300 m a los 1.500 m de profundidad y que las aguas de profundidad superior a 1.500 m son aguas ultraprofundas.

1.3. Avances en materia de conocimientos y capacidad

La exploración y el desarrollo nuevos mar adentro siguen siendo uno de los principales factores que impulsan el aumento de la producción mundial de petróleo y gas. Los avances tecnológicos registrados en el último decenio han alentado la exploración en aguas profundas y ultraprofundas a mayor distancia de la costa y han permitido descubrir reservas considerables. Entre 2010 y 2018 la profundidad máxima de exploración mar adentro pasó de unos 3.050 m a más de 3.350 m y la profundidad máxima a la que se pueden utilizar plataformas flotantes pasó de 2.438 m a casi 2.900 m (Barton et al., 2019). Gracias en parte a estos avances tecnológicos, el sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro se ha expandido a regiones nuevas, como el Mediterráneo oriental y las aguas frente a la costa de Guyana.

Se ha avanzado asimismo en la comprensión de los posibles impactos ambientales y sociales de las actividades de exploración y producción en el medio circundante y en la concepción de nuevos enfoques para mitigar estos impactos. Por ejemplo, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte ha creado un registro del ruido marino para registrar las actividades humanas que producen ruidos impulsivos fuertes (10 Hz-10 kHz) en los mares que rodean su territorio.⁵ Esta iniciativa tiene como

finalidad establecer una base de referencia y cuantificar la presión que ejercen en el medio ambiente las actividades humanas asociadas al desarrollo y la explotación de hidrocarburos, como los estudios sísmicos, el perfilado del subsuelo y la hinca de pilotes. Por otro lado, el proyecto SERPENT (alianza científica y ambiental con vehículos operados por control remoto mediante tecnologías industriales existentes) es un ejemplo de colaboración a nivel internacional entre la comunidad científica, los organismos de regulación ambiental y el sector del petróleo y el gas para reunir y suministrar datos de referencia sobre los ecosistemas que rodean las instalaciones de explotación de petróleo y gas mar adentro utilizando vehículos operados por control remoto de vanguardia que pueden sumergirse en las profundidades oceánicas (SERPENT Project, 2020).

Más recientemente, el sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro ha contribuido al avance del sector de las EMR brindando personal con experiencia en la construcción, el mantenimiento y el desmantelamiento de proyectos eólicos marinos para servicios públicos. El diseño y la ingeniería estructural de las turbinas eólicas flotantes, que pueden impulsar considerablemente el desarrollo de la energía eólica en aguas profundas asociadas a vientos más fuertes, se basan en gran medida en las instalaciones de extracción de petróleo y gas en aguas profundas (Agencia Internacional de Energías Renovables, 2016).

2. Exploración y producción de hidrocarburos y desmantelamiento mar adentro

2.1. Tecnologías de estudio y exploración de hidrocarburos mar adentro

Las técnicas de estudio y exploración de petróleo y gas localizan recursos de hidrocarburos

acumulados bajo formaciones rocosas impermeables. En una evaluación inicial mediante estudios sísmicos se analiza el emplazamiento de extensiones productivas de hidrocarburos (grupo de rocas con presencia de petróleo y gas) que comparten un historial común de generación, migración y acumulación de

⁵ Véase Comité Conjunto de Conservación de la Naturaleza, Servicio de Registro del Ruido Marino <https://mnr.jncc.gov.uk>.

hidrocarburos (Maloney, 2018; Oficina de Administración de OceanEnergy, 2017). De este modo se sientan las bases para llevar a cabo estudios geológicos y geofísicos a fin de obtener datos más precisos sobre los yacimientos geológicos. Estos estudios también brindan un análisis de los recursos bentónicos, arqueológicos y minerales marinos y de las estructuras artificiales que puedan estar enterradas o abandonadas en el fondo oceánico.

En los estudios sísmicos mar adentro se utilizan buques especializados equipados con cañones de aire y otros dispositivos acústicos. También se emplean hidrófonos sujetos a un grupo de cables (cables sísmicos) arrastrados por los buques. Los dispositivos acústicos producen un pulso sísmico hacia el fondo oceánico que rebota en los límites entre diversas capas de roca. Este pulso, al rebotar, es registrado por los hidrófonos y recogido para analizarlo.

Los avances realizados recientemente en los ámbitos de la supercomputación y la tecnología de inversión de forma de onda completa están transformando la estimación de los recursos. La inversión de forma de onda completa, que es una nueva técnica de procesamiento aplicada a los datos sísmicos utilizando supercomputadoras, permite crear un modelo muy detallado de las capas de roca subsuperficiales (Stratas Advisors, 2019). De igual modo, gracias a los avances logrados en la tecnología sísmica cuatridimensional, junto con la mayor potencia computacional, se dispone de nuevos datos sobre las características de los yacimientos, con lo que se ofrece una mayor certidumbre a quienes vayan a explotar los recursos.

2.2. Cambios tecnológicos en la perforación y la producción, incluidas las nuevas tecnologías

La perforación y la producción mar adentro siguen beneficiándose de importantes avances tecnológicos. Existen sofisticadas técnicas con las que se pueden perforar múltiples pozos desde una única plataforma, mientras que

los avances en el monitoreo de los pozos de sondeo por fibra óptica en tiempo real están optimizando el rendimiento de los yacimientos y mitigando el riesgo de fallo del equipo (Beaubouef, 2019). Además, el uso de análisis predictivos y herramientas de inteligencia artificial está mejorando el análisis de datos para detectar fallos en el equipo y mejorar la eficiencia operacional (Husseini, 2018).

Con las IFPAD se puede perforar más mar adentro y sin acceso a una red de tuberías para transportar el petróleo y el gas a tierra firme, y han permitido explorar y explotar entornos hostiles inaccesibles hasta entonces, en particular en latitudes altas y en el Ártico. Las IFPAD están equipadas para almacenar los hidrocarburos a bordo y trasladar su carga periódicamente a buques tanque para que la transporten a tierra. También pueden desconectarse de sus amarres si hace mal tiempo, por ejemplo en caso de ciclón o huracán. Una vez agotado el yacimiento, las IFPAD pueden trasladarse a otro lugar. En la actualidad, el mercado mundial de las IFPAD se ve impulsado por las grandes inversiones que se destinan a la exploración y la explotación en aguas profundas en zonas como la costa del Brasil (Rystad Energy, 2019). Paralelamente, el diseño de las IFPAD está evolucionando para aumentar la seguridad, minimizar la complejidad y reducir los costos de fabricación y funcionamiento (Barton, 2018).

Estos avances tecnológicos han permitido llevar a cabo actividades de exploración y producción a profundidades y distancias de la costa sin precedentes. Hasta marzo de 2019, la profundidad máxima de los pozos de exploración en aguas ultraprofundas era de 3.400 m (frente a la costa del Uruguay), mientras que en el caso de las plataformas de producción operacionales era de 2.896 m (en el golfo de México) (Barton et al., 2019).

2.3. Técnicas y tendencias de desmantelamiento

Aunque las normas de desmantelamiento varían de una jurisdicción a otra, cada vez es más frecuente que las instancias reguladoras exi-

jan que se retiren del medio marino todas las estructuras de perforación y producción. Con arreglo al Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste⁶ (OSPAR), de 1992, es necesario retirar todas las instalaciones en desuso a menos que exista una exención que permita dejar instalaciones enteras o parte de ellas (Comisión OSPAR, 1992). De igual modo, el Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo⁷ de 1995, brinda el marco para proceder al desmantelamiento en la región del Mediterráneo y exige la retirada de todas las instalaciones abandonadas o en desuso. Otras regiones han adoptado marcos regulatorios similares bien sobre la base de convenios regionales, como es el caso del Protocolo relativo a la Contaminación del Mar Resultante de la Exploración y Explotación de la Plataforma Continental, adoptado bajo los auspicios de la Organización Regional para la Protección del Medio Marino (ROPME), en Oriente Medio (ROPME, 2019), o, a falta de un convenio regional, sobre la base de las Directrices y Normas para la Remoción de Instalaciones y Estructuras Emplazadas Mar Adentro en la Plataforma Continental y en la Zona Económica Exclusiva de la Organización Marítima Internacional (OMI) (OMI, 1989), que se fundamentan en el artículo 60, párrafo 3, de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar.⁸ La regulación de las tuberías varía de una jurisdicción a otra. Aunque algunas exigen que se retiren en su totalidad, otras establecen distintas disposiciones caso por caso, en función del peligro que representen para la pesca y la navegación (Asociación Internacional de Productores de Petróleo y Gas, 2017). El Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias⁹ de 1972, es el principal tratado internacional que protege el medio marino de la contaminación de todo tipo, incluido el vertimiento de estruc-

turas y desechos. En 1996 se aprobó un protocolo del Convenio para prohibir el abandono (con fines de eliminación deliberada) en el mar de estructuras fabricadas por el ser humano, incluido el derribo in situ de plataformas de petróleo y gas (OMI, 2020).

El desmantelamiento suele comprender tapar el pozo abandonado, preparar la plataforma para su retirada enjuagando y limpiando los hidrocarburos que puedan quedar, cortar las tuberías y los cables entre módulos de cubierta y movilizar equipo, como grúas y barcasas grúa, para desmantelar y trasladar a tierra la cúspide de la plataforma para su eliminación. También comprende retirar los pilotes o las cimentaciones que conforman la base de la plataforma empleando equipo de elevación pesada, proceso que lleva mucho tiempo y es caro. Una vez en tierra, la estructura se sigue desmantelando para eliminarla o venderla como chatarra.

La actividad de desmantelamiento mar adentro se concentra sobre todo en el mar del Norte, la zona de Estados Unidos en el golfo de México y ciertas partes de la región de Asia y el Pacífico. El agotamiento progresivo de los yacimientos heredados ubicados en el mar del Norte ha creado una demanda de desmantelamiento considerable, que se prevé que cueste 32.000 millones de dólares entre 2018 y 2022 (Wood Mackenzie, 2017). En la zona económica exclusiva de los Estados Unidos en el golfo de México, el desmantelamiento se concentra en las plataformas en aguas poco profundas, mientras que la perforación y la producción se trasladan a las aguas profundas y ultraprofundas.

Las plataformas mar adentro aportan estructuras duras al medio marino y, en consecuencia, suministran alimento y hábitats físicos complejos a diversos organismos. Hay estudios que indican que el grado de productividad biológica y de los peces en torno a las plata-

⁶ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 2354, No. 42279. Las partes contratantes en el Convenio son Alemania, Bélgica, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Irlanda, Islandia, Luxemburgo, Noruega, los Países Bajos, Portugal, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, Suecia, Suiza y la Unión Europea.

⁷ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1102, No. 16908.

⁸ Ibid., vol. 1833, No. 31363.

⁹ Ibid., vol. 1046, No. 15749.

formas es mayor que en torno a los arrecifes naturales a profundidades similares (Shinn, 1974; Claisse et al., 2015). Reconociendo el valor ecológico de esas estructuras, naciones como Brunei Darussalam y Malasia están estudiando la posibilidad de convertir las plataformas obsoletas en arrecifes artificiales, en lugar de retirarlas completamente y eliminarlas en tierra, lo que se conoce como programas “de plataformas a arrecifes” (Bull y Love, 2019). En los Estados Unidos ya se están llevando a cabo conversiones de este tipo, caso por caso, consultando con los estados costeros. En abril de 2018 se habían convertido en arrecifes 532 plataformas anteriormente emplazadas en la plataforma continental exterior de los Estados Unidos, en el golfo de México (Oficina de

Control de las Normas de Seguridad y Medio Ambiente, 2020).

A fin de evaluar las opciones de desmantelamiento y decidir si una plataforma se convierte en arrecife o si se elimina, el estado de California (Estados Unidos) y otras jurisdicciones proponen recurrir al análisis del beneficio ambiental neto, enfoque analítico que permite comparar alternativas a una medida teniendo en cuenta métricas ambientales no monetarias, como los valores y los servicios ecosistémicos (Efroymsen et al., 2004). Es posible que otras jurisdicciones adopten este enfoque u otros similares para considerar de manera holística los efectos de las distintas opciones de desmantelamiento en el medio ambiente y los ecosistemas.

3. Aspectos económicos, sociales y ambientales de la exploración y la producción de hidrocarburos y el desmantelamiento mar adentro

3.1. Impacto económico y social

La exploración y la producción de petróleo y gas mar adentro son actividades con alto coeficiente de capital: según las estimaciones, en 2018 el gasto anual en inversión a nivel mundial fue de 155.000 millones de dólares y en 2021 será de más de 200.000 millones de dólares (Sandøy, 2018). La ingeniería, las adquisiciones, la construcción y la instalación de las estructuras de perforación y producción son los principales ámbitos a los que se destinan gastos de capital.

A la hora de contratar a trabajadores especializados, el sector recurre en gran medida a una reserva mundial de personal altamente cualificado. Ciudades como Houston (Estados Unidos) y Aberdeen (Reino Unido) se han convertido en lugares de especial relevancia, ya que no solo satisfacen la demanda del sector regional, sino que también ofrecen conocimientos especializados y prestan servicios a proyectos de todo el mundo. El sector también ha creado un vínculo fuerte con las comunidades

locales al ofrecer valiosísimas oportunidades comerciales y laborales, a menudo en sinergia con actividades tradicionales. Por ejemplo, los camaroneros del estado de Louisiana (Estados Unidos) alquilan sus embarcaciones durante la temporada baja de pesca para llevar a cabo actividades de explotación de petróleo y gas mar adentro (Priest, 2016), y algunos pescadores complementan sus ingresos trabajando en las plataformas. Según la Oficina de Gestión Costera de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA), en este país las actividades de explotación de petróleo y gas mar adentro aportaron unos 80.000 millones de dólares a la economía en 2016 y dieron empleo directo a unas 130.000 personas con un salario medio de 153.000 dólares al año, importe que es casi el triple del salario medio nacional (NOAA, 2018). Teniendo en cuenta el empleo tanto directo como indirecto, las actividades de explotación de petróleo y gas en la plataforma continental exterior de los Estados Unidos suponen más de 268.000 puestos de empleo (Departamento del Interior de los Estados Unidos, 2018). En el

Reino Unido estas actividades siguen siendo una fuente considerable de trabajo cualificado y en 2018 supusieron unos 259.900 puestos de empleo, cifra que incluye un número considerable de puestos indirectos e inducidos (Oil & Gas UK (OGUK), 2019). En otras regiones estas actividades también generan un gran rendimiento económico y emplean trabajadores con salarios superiores al medio.

La producción de petróleo y gas mar adentro está madurando en muchas regiones, especialmente en el mar del Norte y en las aguas poco profundas del golfo de México. A medida que la producción disminuye y que los principales yacimientos de petróleo se agotan y pasan a ser irre recuperables, el sector prevé dedicar a actividades de desmantelamiento en torno a 100.000 millones de dólares a nivel mundial en el próximo decenio (OGUK, 2018). Esta tendencia podría generar buenas oportunidades laborales, algunas de las cuales podrían compensar la contracción del empleo relacionado con la exploración y la producción.

3.2. Impacto ambiental

Las prácticas de exploración y explotación de petróleo y gas mar adentro han avanzado mucho en la minimización del impacto en el medio circundante, pero siguen teniendo lugar descargas operacionales y accidentales, entre otros efectos en el medio ambiente. Entre las descargas operacionales se cuentan las de productos químicos derivados de las actividades de perforación, agua de producción y lodos y recortes de perforación, así como pequeñas cantidades de residuos domésticos y sanitarios tratados. El ruido, la alteración del lecho marino y la pérdida de biodiversidad también son efectos notables. Además, la instalación de tuberías e infraestructura conexas contribuye asimismo a ciertas descargas en el medio marino. El desmantelamiento de las instalaciones también puede repercutir en el medio ambiente de forma más o menos grave, en función del método de retirada y las subsiguientes medidas ambientales que se adopten.

El agua de producción es una mezcla de petróleo y agua de formaciones submarinas que

sube a la superficie durante la producción. El porcentaje de agua, que en un principio es bajo, aumenta con el tiempo, mientras que el de hidrocarburos se reduce (Clark y Veil, 2009). Se estima que el promedio mundial es de tres barriles de agua producida por cada barril de petróleo (Khatib y Verbeek, 2002). En el caso de los pozos más antiguos, la proporción puede ser de más de 50 barriles de agua producida por cada barril de petróleo. Según un estudio de IFP Énergies Nouvelles, en 2020 se generarán más de 300 millones de barriles al día de agua producida a nivel mundial, lo que supone un aumento del 20 % con respecto a 2008. Se prevé que la mayor parte del aumento corresponda a la producción de petróleo y gas mar adentro (IFP Énergies Nouvelles, 2011).

Entre las opciones de eliminación se cuentan la inyección en la misma formación en la que se produce el petróleo o el tratamiento del agua de producción para que cumpla unas ciertas normas de calidad y después descargarla al medio o utilizarla en las plataformas. Si bien en tierra la mayoría del agua de producción tratada se inyecta bajo tierra, mar adentro se descarga al medio marino. Estas descargas suelen regirse por las normas locales o nacionales de calidad del agua, como la Ley de Agua Limpia de los Estados Unidos. El Departamento de Energía de los Estados Unidos destina en la actualidad 4,6 millones de dólares a financiar proyectos que puedan desarrollar las tecnologías de tratamiento del agua de producción (Departamento de Energía, 2019). Aunque estos proyectos se centran en la perforación en tierra, muchos avances serán pertinentes también para la producción de petróleo y gas mar adentro.

La emisión por parte de plataformas y otras fuentes de contaminantes regulados puede repercutir en la calidad del aire en las proximidades de las plataformas de perforación y producción. En las plataformas, los contaminantes proceden del equipo de abordaje, como las calderas, los motores de gas natural y las bombas neumáticas, mientras que también emiten contaminantes las operaciones de instalación de tuberías, los buques hidrográficos y de apoyo y los helicópteros. Infiuye asimismo en la ca-

alidad del aire la quema de gases no deseados o del exceso de gases en las plataformas de producción. Según el Banco Mundial, en 2018 se quemaron a nivel mundial unos 145.000 millones de m³ de gas relacionado con la producción de petróleo, cantidad que equivale al consumo total anual de gas de América Central y América del Sur (Banco Mundial, 2019a). Existen iniciativas multilaterales encaminadas a reducir de manera considerable la quema en los lugares de producción, como la Asociación Mundial para la Reducción de la Quema de Gas, que está dirigida por el Banco Mundial y promueve las investigaciones conexas, difunde buenas prácticas y trabaja con empresas petrolíferas nacionales, Gobiernos regionales y nacionales e instituciones internacionales para eliminar los obstáculos técnicos a la reducción de la quema (Banco Mundial, 2019b).

Se han logrado mejoras notables en la previsión de los derrames de petróleo, en la respuesta a ellos y en la comprensión de sus efectos. En cuanto a la previsión de los derrames, estos

avances se han logrado mediante la mejora de la visualización de la trayectoria y el destino del petróleo empleando entornos de modelización ampliados, como el Entorno de Modelización Operacional General de la NOAA, en los Estados Unidos (NOAA, 2019). En la Unión Europea, el proyecto GRACE, que se centra en la respuesta integrada a los derrames de petróleo y los efectos ambientales, está investigando las repercusiones peligrosas de los derrames y el impacto ambiental de las tecnologías de respuesta a ellos en condiciones meteorológicas frías, por ejemplo en el Atlántico Norte (Jørgensen et al., 2019). También se ha avanzado en el uso de satélites y otras técnicas para vigilar los derrames de petróleo, en los métodos de evaluación de los efectos nocivos del petróleo derramado y en la comprensión de los efectos en los corales, los mamíferos marinos y las tortugas marinas a fin de encontrar las mejores maneras de proteger, rescatar y restaurar la flora y la fauna y los ecosistemas marinos afectados por los derrames (NOAA, 2020).

4. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

4.1. Importancia de la vigilancia ambiental y la mitigación a largo plazo

Los efectos a corto plazo de la exploración y la explotación de petróleo y gas en el medio marino se han estudiado extensamente. No obstante, los conocimientos sobre los efectos a largo plazo son menos completos. La vigilancia a largo plazo suministra valiosa información sobre la ecología, los cambios ambientales y la gestión de los recursos naturales (Lohner y Dixon, 2013). También permite medir de manera sistemática y a lo largo del tiempo indicadores ambientales, sociales y económicos clave a fin de diseñar y aplicar políticas y medidas de mitigación eficaces y, al mismo tiempo, establecer una base de referencia para medir las tendencias a medida que transcurre el tiempo. Esta base de referencia puede utilizarse para

evaluar los cambios debidos a las actividades de perforación y producción en curso. Aunque establecer programas de vigilancia a largo plazo mar adentro es particularmente difícil, el sector y las instancias reguladoras están alentando a esos programas a que evalúen los cambios y diseñen estrategias de mitigación eficaces. Por ejemplo, dos sistemas de observación instalados frente a la costa de Angola registran los cambios a largo plazo en el medio físico, químico y biológico causados por la explotación de petróleo y gas (Vardaro et al., 2013). De igual modo, la vigilancia a largo plazo del santuario marino nacional Flower Garden Banks, en el golfo de México, es uno de los programas más duraderos de vigilancia de la salud de los arrecifes de coral en las proximidades de instalaciones operacionales de producción de petróleo y gas (NOAA, 2018). A escala mundial, el ya mencionado proyecto SERPENT utiliza

tecnología puntera para vigilar a largo plazo los hábitats de los corales y otros ecosistemas en aguas profundas. Se requieren más programas de este tipo para vigilar el impacto ambiental a largo plazo y asegurar que los recursos se exploten de manera respetuosa con el medio ambiente.

4.2. Carencias en materia de creación de capacidad, especialmente en las economías emergentes

La exploración y la producción de petróleo y gas mar adentro se están expandiendo, también a regiones con una experiencia mínima en la gestión de esos recursos. Mar adentro, los gestores de los recursos de petróleo y gas se enfrentan a desafíos únicos a la hora de controlar el acceso a ellos y alentar su explotación. La clave de la gestión eficaz es definir los derechos de propiedad sobre los recursos de petróleo y gas dentro de la zona económica exclusiva de cada país.

Los sistemas nacionales de gestión de recursos suelen tener como fin aclarar la jurisdicción mar adentro, resolver los conflictos entre distintos usos y aplicar el marco regulatorio de la explotación en combinación con las leyes sobre protección ambiental, prevención de la contaminación, salud y seguridad y respuesta a los derrames, entre otras cosas. En general, los marcos regulatorios siguen uno de dos enfoques (Dagg et al., 2011), a saber, un enfoque prescriptivo, con arreglo al cual se les dice a los operadores lo que tienen que hacer, o un enfoque basado en el desempeño o en objetivos, con arreglo al cual se definen los objetivos que han de lograr los operadores pero se les permite elegir cómo lograrlos.

Ambos enfoques tienen ventajas e inconvenientes. Los enfoques prescriptivos tienen la ventaja de ser relativamente sencillos de implementar y de supervisar, pero, al centrarse en unas normas estrictas, podrían suprimir la innovación y las soluciones creativas. Por otro lado, los enfoques basados en el desempeño pueden suponer una mayor carga administrativa al tener que hacer un seguimiento de las

normas y verificar que se han logrado los objetivos. Es frecuente combinar los dos enfoques para crear un sistema regulatorio híbrido.

Al diseñar el marco regulatorio para la explotación de petróleo y gas mar adentro, las jurisdicciones pueden recalibrar el marco que ya posean para la explotación de minerales en tierra y, al mismo tiempo, adoptar elementos de jurisdicciones que tengan prácticas regulatorias más establecidas y una experiencia considerable en la gestión de los recursos de petróleo y gas mar adentro. Este proceso puede facilitarse mediante el desarrollo de la capacidad a cargo de instituciones multilaterales, como el Banco Mundial, y el intercambio de información entre jurisdicciones.

Los marcos regulatorios pueden someterse periódicamente a examen para evaluar el impacto económico y otras consecuencias imprevistas. Para ello, puede recurrirse al marco de análisis del impacto regulatorio, que se utiliza en muchas jurisdicciones para hacer evaluaciones rutinarias y cuenta con el respaldo de entidades internacionales tales como la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) (OCDE, 2019). Además, si se desea que el público y las instancias reguladoras apliquen las políticas eficaz y eficientemente, es importante adoptar buenas prácticas regulatorias dentro de la propia administración, para lo cual es necesario disponer de capacidad para decidir cuándo, qué y cuánto regular para poder responder a cualquier cambio en la situación y asegurar la transparencia, la flexibilidad y la coordinación de las políticas.

Para crear capacidad a fin de gestionar adecuadamente y con eficacia los recursos energéticos marinos se requieren un compromiso considerable e inversiones institucionales a largo plazo. No obstante, los resultados que se obtienen son proporcionales, ya que se garantiza que los recursos se exploten de forma responsable y que los beneficios económicos se distribuyan equitativamente.

5. El sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro como factor que impulsa el sector de la energía renovable marina

El sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro ha creado una sofisticada capacidad industrial mediante la innovación tecnológica y décadas de experiencia trabajando en algunos de los entornos más difíciles del planeta. El incipiente sector de la ERM, que engloba la energía undimotriz, la energía mareomotriz, la energía de las corrientes oceánicas y la energía eólica marina, se está beneficiando ahora de todos esos conocimientos. En particular, la energía eólica marina, que es la forma de ERM más desarrollada, es la que más ha utilizado la tecnología y los conocimientos especializados perfeccionados por el sector del petróleo y el gas. Las cimentaciones y las torres de las turbinas eólicas se diseñan para resistir las olas, el viento, la erosión y otras fuerzas analizadas en su momento al diseñar las plataformas de petróleo y gas. De igual modo, al modificar y adaptar las turbinas eólicas terrestres para instalarlas en el entorno marino se ha aplicado la experiencia adquirida al combatir la corrosión de las plataformas petrolíferas debida al agua del mar y los rociones marinos (Breeze, 2016). Se ha investigado mucho sobre posibles soluciones a la bioincrustación en las estructuras sumergidas de extracción de petróleo y gas, soluciones que ahora se están aplicando a las estructuras de la ERM. La instalación de cables de transmisión de ERM en el fondo oceánico también se ha basado en tecnología y conocimientos desarrollados en su momento para instalar tuberías sumergidas en las plataformas de petróleo y gas mar adentro.

La gran infraestructura de fabricación que da servicio al sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro sustenta también ahora al sector de la energía eólica marina. Las cimentaciones del primer parque eólico marino de los Estados Unidos, en las proximidades de la isla Block, fueron fabricadas y suministradas por una empresa de Louisiana con experiencia en la construcción de estructuras para el

sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro en el golfo de México. De igual modo, en el mar del Norte se aprovecharon los amplios conocimientos del sector del petróleo y el gas para diseñar las turbinas eólicas marinas flotantes del proyecto Hywind Scotland, donde no es viable instalar turbinas tradicionales fijadas al fondo.

En la actualidad el sector de la ERM está aprovechando la experiencia del sector del petróleo y el gas en materia de logística marítima. En los Estados Unidos, los ingenieros han diseñado un buque marino lo suficientemente versátil como para instalar turbinas eólicas y desmantelar plataformas de petróleo y gas (McGowan, 2018). Estas iniciativas suponen un ahorro considerable en el desarrollo de las ERM. El uso de la infraestructura portuaria y los buques de servicio es otro ejemplo de aprovechamiento de los activos que ya existen para facilitar la explotación de recursos energéticos marinos nuevos.

El sector de las ERM está estudiando la posibilidad de utilizar las plataformas de explotación de petróleo y gas mar adentro abandonadas para instalar turbinas eólicas, aunque los planes de conversión podrían verse truncados por posibles problemas de integridad estructural. Otra opción que quizás sea más viable es reconfigurar las plataformas abandonadas para convertir la electricidad generada por ERM en hidrógeno o gas sintético, que se podría emplear en períodos de poco viento o poco oleaje y aumentar así el potencial de mercado de los proyectos de ERM. La entidad Energy Delta Institute llevó a cabo un proyecto piloto simulado en los Países Bajos en 2015 para poner a prueba este concepto (Jepma y Van Schot, 2016). La reconversión de las plataformas tiene el beneficio añadido de que retrasa los elevados gastos de desmantelamiento y da una nueva vida a las plataformas que va acompañada de un buen rendimiento económico. También se

ha propuesto que las turbinas eólicas marinas suministren energía a las plataformas de petróleo y gas para las operaciones de abordaje, que en general ahora es suministrada por turbinas de gas instaladas a bordo. En un estudio de caso sobre este enfoque llevado a cabo en el mar del Norte se concluyó que se generarían unos ahorros considerables y se reducirían las emisiones de contaminantes regulados y gases de efecto invernadero (Korpås et al.,

2012). Posteriormente, en 2019, se aprobó que Hywind Tampen, un parque eólico flotante de 88 MW, suministrase electricidad a las plataformas de petróleo y gas del mar del Norte (Oil & Gas Journal, 2020). Las sinergias de este tipo y el aprovechamiento de la experiencia, los conocimientos y la infraestructura del sector del petróleo y el gas facilitan el florecimiento del sector de la ERM, al reducir los gastos y ahorrar tiempo y recursos.

6. Conclusion

El sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro contribuye en gran medida a la producción mundial de hidrocarburos. El aumento de la demanda mundial de hidrocarburos, junto con los avances tecnológicos realizados en la exploración y la producción mar adentro, han llevado al sector a descubrir nuevos yacimientos en aguas cada vez más profundas y entornos cada vez más difíciles, a menudo en zonas en que hasta entonces no se habían explotado o en mares semicerrados, que son particularmente vulnerables a los accidentes ambientales. Por tanto, la producción mundial de hidrocarburos mar adentro sigue aumentando, creando oportunidades económicas para las comunidades costeras y unos muy necesarios ingresos del arrendamiento y las regalías para los Gobiernos. Es importante que los proyec-

tos mar adentro, tanto nuevos como existentes, se gestionen de manera respetuosa con el medio ambiente y que el desmantelamiento de las instalaciones obsoletas se lleve a cabo en cumplimiento de la regulación nacional y los convenios regionales sobre el medio marino. Desde la primera Evaluación se han observado diversas tendencias importantes, como avances tecnológicos en la recogida y el análisis de datos de la exploración y la producción para generar mayores eficiencias operacionales, un mayor uso de plataformas flexibles, como las IFPAD, para expandir la producción a zonas sin explorar, y un impulso renovado del sector y las instancias reguladoras para minimizar el impacto ambiental mejorando las medidas de seguridad y tomando la ciencia como base en la explotación de los recursos.

Bibliografía

- Agencia Internacional de Energías Renovables (2016). Floating foundations: A game changer for offshore wind power. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2016/IRENA_Offshore_Wind_Floating_Foundations_2016.pdf.
- Agencia Internacional de Energía (2019). Gas 2019: Analysis and forecasts to 2024. 2019. www.iea.org/reports/market-report-series-gas-2019.
- Asociación Internacional de Productores de Petróleo y Gas (2017). *Overview of International Offshore Decommissioning Regulations - Volume 1: Facilities*. Report 584. www.iogp.org/bookstore/product/overview-of-international-offshore-decommissioning-regulations-volume-1-facilities.
- Banco Mundial (2019a). Global Gas Flaring Reduction Partnership (GGFR). 2019. www.worldbank.org/en/topic/gas-flaring-reduction.

- _____ (2019b). Increased shale oil production and political conflict contribute to increase in global gas flaring. 2019. www.worldbank.org/en/news/press-release/2019/06/12/increased-shale-oil-production-and-political-conflict-contribute-to-increase-in-global-gas-flaring.
- Barton, Christopher M. (2018). FPSO market inches forward. *Offshore*, 1 August 2018. www.offshore-mag.com/field-development/article/16762275/fps0-market-inches-forward.
- Barton, C., et al. (2019). Worldwide Progression of Water Depth Capabilities for Offshore Drilling & Production. *Offshore*, May 2019. <https://digital.offshore-mag.com>.
- Beaubouef, Bruce (2019). Drilling technologies advance to meet challenging reservoir environments. *Offshore*, 25 September 2019. www.offshore-mag.com/drilling-completion/article/14040687/drilling-technologies-advance-to-meet-challenging-reservoir-environments.
- Breeze, Paul (2016). *Wind Power Generation*. Academic Press.
- Bull, Ann Scarborough, and Milton S. Love (2019). Worldwide oil and gas platform decommissioning: A review of practices and reefing options. *Ocean & Coastal Management*, vol. 168, pp. 274–306. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.024>.
- Claisse, Jeremy T., et al. (2015). Impacts from partial removal of decommissioned oil and gas platforms on fish biomass and production on the remaining platform structure and surrounding shell mounds. *PloS One*, vol. 10, No. 9, pp. e0135812.
- Clark, C.E., and J.A. Veil (2009). Produced water volumes and management practices in the Estados Unidos de América.
- Clemente, Jude (2018). The Quiet Rise in U.S. Offshore Oil Production. *Forbes*. 2018. www.forbes.com/sites/judeclemente/2018/04/10/the-quiet-rise-in-u-s-offshore-oil-production.
- Dagg, Jennifer, et al. (2011). Comparing the offshore drilling regulatory regimes of the Canadian Arctic, the US, the UK, Groenlandia and Noruega. *The Pembina Institute*.
- Davis, Carolyn (2018). Offshore Natural Gas Discoveries, Production Overtaking Oil. NGI's Daily Gas Price Index. 2018. www.naturalgasintel.com/articles/114290-offshore-natural-gas-discoveries-production-overtaking-oil?v=preview.
- Departamento de Energía (2019). Departamento de Energía Invests \$4.6M in Produced Water Treatment. Energy.Gov. 2019. www.energy.gov/fe/articles/department-energy-invests-46m-produced-water-treatment.
- Departamento del Interior de los Estados Unidos (2018). FY 2018 Economic Contributions, DOI Contributions by Bureau, Oficina de Administración de Energía Oceánica. <https://doi.sciencebase.gov/doi/dv/doi-bureau.html?bureau=Bureau%20of%20Ocean%20Energy%20Management>
- Efroymsen, Rebecca A., et al. (2004). A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Contaminated Sites. *Environmental Management*, vol. 34, No. 3, pp. 315–31. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0089-7>.
- Husseini, Talal (2018). Big Data in oil and gas operations and other awesome tech advancements. *Offshore Technology: Oil and Gas News and Market Analysis*, blog, 22 October 2018. www.offshore-technology.com/features/big-data-in-oil-and-gas-tech.
- IIFP Énergies Nouvelles (2011). Water in fuel production: Oil production and refining. Panorama. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/050/42050183.pdf?r=1
- Jepma, Catrinus, and Miralda van Schot (2016). Connect Mar del Norte oil and gas platforms to offshore wind farms to produce green gas. *Energypost.Eu*, 22 January 2016. <https://energypost.eu/connect-north-sea-oil-gas-platforms-offshore-wind-farms-produce-green-gas>.
- Jørgensen, Kirsten. S., et al. (2019). The EU Horizon 2020 project GRACE: integrated oil spill response actions and environmental effects. *Environmental Sciences Europa*, vol. 31, No. 44. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0227-8>.

- Khatib, Zara, and Paul Verbeek (2002). Water to Value - Produced Water Management for Sustainable Field Development of Mature and Green Fields. In *SPE-73853-MS*, p. 4. SPE: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/73853-MS>.
- Korpås, Magnus, et al. (2012). A case-study on offshore wind power supply to oil and gas rigs. *Energy Procedia*, vol. 24, pp. 18–26.
- Lohner, Timothy W., and Douglas A. Dixon (2013). The value of long-term environmental monitoring programs: an Ohio River case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 185, No. 11, pp. 9385–9396.
- Maloney, Joseph (2018). What's on the Shelf? Assessing oil and gas resources on the OCS. *BOEM Ocean Science*, vol. 15, No. 2, www.boem.gov/Ocean-Science-Dec-Jan-Feb-Mar-2018.
- McGowan, Elizabeth (2018). Oil industry expertise is helping to get offshore wind turbines in the water. Energy News Network, 21 June 2018. <https://energynews.us/2018/06/21/northeast/oil-industry-expertise-is-helping-to-get-offshore-wind-turbines-in-the-water>.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Oficina de Administración de Energía Oceánica (2017). National Assessment of Undiscovered Oil and Gas Resources of the U.S. Outer Continental Shelf. OCS Report, BOEM 2017-085. www.boem.gov/sites/default/files/oil-and-gas-energy-program/Resource-Evaluation/Resource-Assessment/2016a-National-Assessment-of-Undiscovered-Oil-and-Gas-Resources.pdf
- Oficina de Control de las Normas de Seguridad y Medio Ambiente (2020). Rigs to Reefs. www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs
- Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2020). 8 Advances in Oil Spill Science in the Decade Since Deepwater Horizon. Office of Response and Restoration. <https://blog.response.restoration.noaa.gov/8-advances-oil-spill-science-decade-deepwater-horizon>
- _____ (2019). GNOME Suite for Oil Spill Modeling. Office of Response and Restoration. <https://response.restoration.noaa.gov/gnome>
- _____ (2018). *NOAA Report on the U.S. Ocean and Great Lakes Economy*. Office of Coastal Management. <https://coast.noaa.gov/data/digitalcoast/pdf/econ-report.pdf>.
- Oil & Gas Journal (2020). Equinor, partners get green light for Hywind Tampen development. 8 April 2020. www.ogj.com/general-interest/article/14173631/equinor-partners-get-green-light-for-hywind-tampen-development
- Oil & Gas UK (OGUK) (2018). *Decommissioning Insight 2018*. <https://oilandgasuk.co.uk/wp-content/uploads/2019/03/OGUK-Decommissioning-Insight-Report-2018.pdf>.
- _____ (2019). *Economic Report 2019*. <https://oilandgasuk.co.uk/wp-content/uploads/2019/09/Economic-Report-2019-OGUK.pdf>.
- Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) (2019). *Regulatory Impact Analysis*. www.oecd.org/regreform/regulatory-policy/ria.htm.
- Organización de Países Exportadores de Petróleo (OPEP) (2019). *World Oil Perspectives 2040*. OSPAR Commission (1992). On the prevention and elimination of pollution from offshore sources. Annex III. 1992. www.ospar.org/site/assets/files/1169/pages_from_ospar_convention_a3.pdf.
- Organización Marítima Internacional (OMI) (1989). *1989 Guidelines and Standards for the Removal of Offshore Installations and Structures on the Continental Shelf and in the Exclusive Economic Zone*. IMO resolution A.672(16). <https://cil.nus.edu.sg/wp-content/uploads/formidable/18/1989-Guidelines-and-Standards-for-the-Removal-of-Offshore-Installations-and-Structures-on-the-Continental-Shelf-and-in-the-Exclusive-Economic-Zone.pdf>.

- _____ www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/London-Convention-Protocol.aspx.
- Organización Regional para la Protección del Medio Marino (ROPME) (1989). *Protocol Concerning Marine Pollution Resulting from Exploration and Exploitation of the Continental Shelf (1989)*. http://ropme.org/42_ROPME_PROTOCOLS_EN.clx.
- Priest, Tyler (2016). Shrimp and Petroleum: The Social Ecology of Louisiana's Offshore Industries. *Environmental History*, vol. 21, No. 3, pp. 488–515. <https://doi.org/10.1093/envhis/emw031>.
- Rystad Energy (2019). FPSO market is booming with Brasil fueling demand. 2019. www.rystadenergy.com/newsevents/news/press-releases/FPSO-market-is-booming-with-Brasil-fueling-demand.
- Sandøy, Emil Varre (2018). Offshore oil and gas investments expected to grow starting in 2019. *Offshore*, 2 February 2018. www.offshore-mag.com/field-development/article/16762252/offshore-oil-and-gas-investments-expected-to-grow-starting-in-2019.
- SERPENT Project (2020). Scientific and Environmental ROV Partnership using Existing Industrial Technology (SERPENT) project. www.serpentproject.com/
- Shinn, Eugene A. (1974). Oil structures as artificial reefs. In *Proceedings of an International Conference on Artificial Reefs*, pp. 91–96. Texas A&M University.
- Stratas Advisors (2019). Advances in Seismic Imaging Technology, Hart Energy. 2019. www.hartenergy.com/exclusives/advances-seismic-imaging-technology-177370.
- Vardaro, Michael F., et al. (2013). A Southeast Atlantic deep-ocean observatory: first experiences and results. *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 11, No. 6, pp. 304–15. <https://doi.org/10.4319/lom.2013.11.304>.
- Wood Mackenzie (2017). US \$32 billion of decommissioning worldwide over the next five years: is the industry ready? www.woodmac.com/reports/upstream-oil-and-gas-us32-billion-of-decommissioning-worldwide-over-the-next-five-years-is-the-industry-ready-9599/

Capítulo 20

Tendencias en la aportación de ruido antropógeno al medio marino

Contribuidores: Ana Širović (coordinador), Karen Evans (responsable), Carlos Garcia-Soto (corresponsable), John A. Hildebrand, Sergio M. Jesus y James H. Miller.

Ideas clave

- Las principales fuentes de ruido antropógeno son los buques, la actividad industrial, que incluye la exploración sísmica y el desarrollo de las energías renovables, y el sonar.
- El nivel de ruido antropógeno varía en función del lugar y el momento, y los principales determinantes son el grado de actividad humana y las características de propagación en la zona. El ruido no continúa una vez que la fuente del sonido se retira del entorno, aunque los efectos sí pueden persistir.
- Las regiones con más ruido antropógeno son las que se caracterizan por una gran actividad industrial, como el golfo de México, el mar del Norte y el océano Atlántico Norte.
- Se prevé que el ruido antropógeno aumente en el Ártico, a medida que la zona se abre al tráfico marítimo, y África, a medida que se incrementan las inversiones en la región.
- La comprensión de los efectos del ruido antropógeno en la biodiversidad marina es cada vez mayor, como también lo es el reconocimiento de que es necesario vigilar y posiblemente reducir el ruido que entra al medio marino.

1. Introducción

En los últimos decenios se ha cobrado conciencia de la importancia que reviste el sonido para la vida marina y ha aumentado la comprensión de los efectos que el ruido antropógeno puede tener en ella. En los últimos diez años se han redoblado los esfuerzos en algunas regiones a fin de elaborar directrices y normas para vigilar y regular la aportación de ruido antropógeno al medio marino. Si bien en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017) no se dedicó ningún capítulo específico al ruido antropógeno, el Proceso Abierto de Consultas Oficiosas de las Naciones Unidas sobre los Océanos y el Derecho del Mar sí dedicó una reunión al tema.¹ Como ahora se conocen más a fondo sus efectos, parece justificado dedicarle un capítulo específico en la presente Evaluación. Así pues, en este capítulo se presenta una panorámica general sobre el tema, en el marco de la cual se describen las principales fuentes de ruido antropógeno en el medio marino y los conocimientos actuales sobre la situación del ruido antropógeno. Además, como entre las principales fuentes de ruido antropógeno se cuentan el transporte

marítimo, la generación de energía y la explotación y extracción de petróleo y gas, resultan pertinentes aquí los capítulos de la primera Evaluación que tratan esas actividades.

La Marina de Guerra de Estados Unidos fue una de las primeras fuentes de datos sobre el ruido ambiental en el océano, ya que en la década de 1950 comenzó a hacer grabaciones que permitían apreciar sonido ambiental de frecuencias inferiores a varios cientos de hercios (Hz) (Ross, 2005). Aparte de las investigaciones individuales o de grupos reducidos, en el último decenio varios sistemas de observaciones oceánicas han comenzado a recoger datos acústicos a escala regional; los primeros de ellos fueron Neptune Canada, ahora parte de la Red Oceánica de Canadá, y el Sistema Integrado de Observaciones Marinas de Australia, que empezaron a desplegar hidrófonos y a recoger grabaciones acústicas en 2008 y 2009, respectivamente. Más recientemente, la elaboración de criterios de medición y directrices ha permitido avanzar en la evaluación del impacto y la modelización del sonido ambien-

¹ Véase A/73/68.

tal utilizando fuentes alternativas de datos que actúan como aproximación a las principales fuentes de ruido antropógeno, como el Sistema de Información Automática (AIS, por sus siglas en inglés) y los datos del registro de ruido impulsivo (p. ej., Sertlek et al., 2019; CetSound: proyecto de cartografía de los cetáceos y el sonido de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2020)).

Al mismo tiempo, es necesario mejorar la medición del ruido ambiental y la modelización de la propagación acústica, así como la comprensión de los efectos del ruido en las poblaciones de animales. En cuanto a la medición en particular, es necesario recoger datos calibrados y lograr la estandarización tanto en la medición como la presentación de informes. El Instituto Estadounidense de Estandarización/Sociedad Acústica de Estados Unidos y la Organización Internacional de Normalización

(ISO) han publicado normas para medir el ruido submarino generado por los buques, pero la falta de sensores ha limitado la aplicación de las normas. El costo, relativamente elevado, de desplegar y recuperar dispositivos submarinos y la aún más costosa instalación de sistemas cableados son otro impedimento para la recolección de datos. En cuanto a la modelización, los desafíos radican en la falta de los datos fiables detallados sobre las condiciones ambientales que se necesitan para elaborar modelos precisos y la baja resolución espacial y temporal de las mediciones para la validación de los modelos. Por último, con relación al impacto, se está trabajando para comprender mejor las sensibilidades auditivas de muchas especies, en particular las ballenas barbadas, y el efecto acumulativo de múltiples fuentes de sonido, así como para evaluar el impacto a nivel de las poblaciones; no obstante, siguen existiendo dificultades prácticas.

2. Descripción de la situación ambiental

El sonido es un medio de comunicación eficiente en el medio marino, ya que las ondas sonoras se propagan muy bien por el agua, a una velocidad aproximadamente cinco veces mayor que por el aire. No obstante, la potencia acústica disminuye a medida que el sonido se aleja del origen. Las pérdidas por absorción y por dispersión varían según la frecuencia, de tal manera que las frecuencias bajas llegan más lejos que las frecuencias altas. Además, las propiedades del medio influyen en la propagación del sonido, las propiedades del fondo y las aguas del océano influyen en la velocidad del sonido, y la topografía submarina influye en la dirección en que viaja el sonido. En aguas profundas, la existencia de condiciones ambientales especiales puede hacer que el sonido se propague con eficiencia en un canal profundo o que converja a intervalos regulares (Jensen et al., 2011). Algunas condiciones de propagación únicas, como el efecto guíaondas o el efecto espejo de Lloyd, pueden contribuir a que se intensifique el sonido cerca de la superficie (Jensen et al., 2011), y los obstáculos

batimétricos pueden hacer que la intensidad del sonido varíe mucho entre ubicaciones próximas (McDonald et al., 2008).

El nivel sonoro en el océano, que se expresa en decibelios (dB), se calcula haciendo referencia a un nivel de presión sonora (en pascales) de un micropascal (dB re 1 μ Pa). El nivel de presión sonora suele medirse como el valor de pico (instantáneo), como el valor de pico a pico o calculando el valor cuadrático medio de la presión sonora en el caso de las señales de mayor duración. Estas diferencias en las mediciones generan a su vez diferencias en el nivel de presión sonora de hasta 4,5 dB. Cabe señalar que, dado que en el aire el nivel sonoro se calcula en referencia a 20 micropascales, el nivel sonoro en el agua y el nivel sonoro en el aire no son directamente comparables. También genera diferencias entre las mediciones en ambos medios el hecho de que en el agua la impedancia acústica es mayor que en el aire. Por ello, al comparar el nivel sonoro en el aire con el nivel bajo el agua es necesario aplicar

una corrección de 61,5 dB. Al indicar el nivel de ruido, es necesario también normalizar el cálculo de la densidad espectral de potencia teniendo en cuenta el ancho de banda de la señal, por lo que suele expresarse en unidades de dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$. En ausencia de ruido, el nivel de sonido ambiental en el océano varía según la frecuencia, y va de 60-70 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ en frecuencias inferiores a 100 Hz a menos de 40 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ en frecuencias superiores a 10 kilohercios (kHz) (Wenz, 1962). El movimiento de las partículas, que es otro componente de las ondas acústicas, es más difícil de medir, pero es importante tenerlo en cuenta al evaluar el impacto del sonido en los peces (Popper y Hawkins, 2019).

Entre los principales contribuidores al paisaje sonoro oceánico se cuentan fuentes geofísicas, como el viento, las olas, el hielo, los volcanes y los terremotos, fuentes biológicas, como los mamíferos marinos, los peces y los invertebrados, y fuentes humanas. Existen numerosas fuentes de ruido antropógeno en el medio marino; las principales son los buques (p. ej., mercantes, pesqueros, embarcaciones recreativas y cruceros), la actividad industrial (p. ej., la generación de energía en mar abierto, incluida la exploración sísmica, el desarrollo del litoral y las operaciones mineras) y el sonar (p. ej., con fines pesqueros, militares o científicos). En algunos casos la producción de sonido es intencionada y fundamental para la actividad en cuestión, como ocurre con la exploración sísmica y el sonar, mientras que en otros es incidental, como en el transporte marítimo y el desarrollo del litoral. El nivel de ruido antropógeno varía en función del lugar y el momento, y los principales determinantes son el grado de actividad humana y las características de propagación acústica en la zona.

Más adelante figura un cuadro con las principales fuentes de sonido ambiental oceánico antropógeno, el nivel sonoro de cada fuente y el principal rango de frecuencia. Al igual que en otros exámenes del ruido oceánico, los estudios sísmicos se consideran aparte de otras actividades industriales porque son una de las principales fuentes de ruido de baja frecuencia a gran escala y su impacto es muy distinto al

de otras fuentes de ruido industriales. También se presenta una sinopsis del impacto del ruido en la fauna marina. Entre los posibles efectos que se consideran se cuentan los relativos a la fisiología y el comportamiento, así como los efectos en la mortalidad, en los casos en que se dispone de datos anteriores. No obstante, es importante complementar estos estudios sobre el impacto del ruido en los individuos para comprender las consecuencias de la perturbación acústica a nivel de las poblaciones, incluidos los efectos acumulativos (National Academies, 2017).

2.1. El tráfico marítimo como fuente de ruido oceánico

por las hélices, pero la maquinaria también es una fuente importante de energía acústica, que se transmite e irradia a través del casco del buque (Ross, 1976). El ruido que el buque produce al desplazarse por el agua se suma, a un nivel más bajo, a la contribución del buque al ruido ambiental. El grado en que contribuye cada componente depende de diversas variables físicas, como las dimensiones, el tonelaje, el calado, la carga y la velocidad del buque, así como de las condiciones marítimas y de viento, en la medida en que interfieran con el desplazamiento del buque por el agua.

El tráfico marítimo abarca los buques mercantes, los buques de crucero, los buques militares, los transbordadores, las embarcaciones pesqueras y las embarcaciones recreativas en la costa. Los buques mercantes pueden ser portacontenedores, petroleros, graneleros, cargueros en general o buques de pasajeros. La firma de ruido varía en función de la clase de buque y de su velocidad y eslora (Ross, 1976; McKenna et al., 2013). Por ejemplo, el nivel sonoro de un portacontenedores comercial moderno que se desplaza a una velocidad típica de 12 metros por segundo (m/s) es de 195 dB re 1 μPa a 1 m, y la mayor parte de la energía acústica es de frecuencias inferiores a 100 Hz (Gassmann et al., 2017). En el caso de las embarcaciones de menor tamaño (p. ej., las de menos de 20 m de eslora, como embarcaciones de pasajeros y pesca, lanchas recrea-

tivas de alta velocidad o motos acuáticas), el nivel de sonido irradiado es menor (128-142 dB re 1 μ Pa a 1 m; Erbe, 2013) y el espectro de potencia, incluida la energía acústica, es de frecuencias superiores a 1 kHz (Erbe, 2013), por lo que la distancia de propagación es menor que en el caso del transporte comercial.

Los buques mercantes suelen ser la principal fuente antropógena de ruido oceánico de frecuencia inferior a los 200 Hz (Wenz, 1962; Frisk, 2012; Roul et al., 2019). La globalización de la economía ha dado pie a un pronunciado aumento del transporte de mercancías a escala mundial en los últimos 30 años. El volumen mundial de las mercancías transportadas por mar ha aumentado gradualmente (excepto en 1985 y 2009) hasta situarse en 10.700 millones de toneladas en 2017 (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD), 2018). Según las previsiones, en el período 2018-2023 el crecimiento anual medio será del 3,8 %; no obstante, esta cifra quizás se vea afectada por la pandemia de COVID-19. Al aumento del volumen de las mercancías se añade que los buques cada vez pasan más tiempo en el mar: en 2017 se registró un aumento del 5 % de este tiempo (UNCTAD, 2018). El arqueo bruto total también ha ido aumentando paralelamente al volumen de mercancías. El incremento global del transporte de mercancías guarda una estrecha correlación con el incremento del nivel de presión sonora en el océano, que en las últimas décadas del siglo XX aumentó aproximadamente 3 dB re 1 μ Pa²/Hz por década en la banda de 10-50 Hz (McDonald et al., 2006), pero desde el comienzo del siglo XXI parece haberse estancado (Frisk, 2012, y bibliografía citada en esta obra).

El componente de “transporte a distancia” del ruido ambiental, que surge cuando la firma de un buque concreto no se puede distinguir en los datos pero figura como aumento de la energía acústica en frecuencias inferiores a 100 Hz (Wenz, 1962), en un lugar y momento determinados depende en gran medida de la distribución de los buques en ese momento. En lo que respecta a la latitud, el transporte marítimo se distribuye de manera desigual: la densidad es mayor en el hemisferio norte,

por vías de navegación muy transitadas. En consecuencia, es habitual que haya un gran nivel de sonido ambiental (80-90 dB re 1 μ Pa²/Hz o más) en las frecuencias dominadas por el transporte (10-100 Hz) en el Atlántico Norte y el Pacífico Norte (Ross, 2005; McDonald et al., 2006; Širović et al., 2013; 2016). En el Ártico, donde el tráfico de mercancías es bastante menor, el ruido ambiental en las frecuencias bajas suele deberse a factores medioambientales tales como las condiciones de cubierta de hielo marino y de viento (Roth et al., 2012). En las aguas costeras, cerca de playas y puertos concurridos, las embarcaciones pesqueras de pequeño y mediano tamaño, las embarcaciones recreativas y los transbordadores pequeños pueden ser también fuentes importantes de ruido antropógeno (Samuel et al., 2005; Merchant et al., 2012).

No se ha establecido que el nivel de ruido ambiental del transporte a distancia sea letal para los mamíferos marinos ni que les cause daños en el tejido o lesiones corporales de otro tipo (no obstante, en el cap. 6D se tratan otras amenazas para los mamíferos marinos derivadas del transporte marítimo). Sin embargo, sí se ha constatado que el ruido de los buques mercantes y otras embarcaciones más pequeñas tiene diversos efectos en la supervivencia, la fisiología y el comportamiento de los individuos, y podría tener consecuencias para la supervivencia de las poblaciones y las comunidades de varios taxones marinos. En el caso de los mamíferos marinos, tales efectos comprenden el aumento del estrés al que está sometida la ballena franca glacial (Rolland et al., 2012), la modificación del comportamiento de búsqueda de alimento de la ballena jorobada y de su canto durante la temporada de cría (Blair et al., 2016; Tsujii et al., 2018), la modificación del comportamiento de la marsopa común (Dyndo et al., 2015) y la modificación del comportamiento de llamada y el enmascaramiento o la reducción del espacio de comunicación (Parks et al., 2010; Putland et al., 2018). En otros taxones se registran efectos como el aumento del nivel de estrés de diversas especies de peces (véanse, por ejemplo, Nichols et al., 2015; Simpson et al., 2016a), lo que podría ocasionar

que el riesgo de depredación se incrementase en algunas especies (Simpson et al., 2016a), la disminución de la capacidad de las larvas de peces y corales de elegir hábitats adecuados (Simpson et al., 2008; 2016b) y el enmascaramiento y la reducción del espacio de comunicación (Putland et al., 2018; Weilgart, 2018, y bibliografía citada en esta obra).

2.2. La exploración sísmica como fuente de ruido oceánico

El sector de la explotación de petróleo y gas mar adentro se vale principalmente del uso del sonido como principal técnica geofísica marina para cartografiar las estructuras geológicas bajo el lecho marino. El perfilado por reflexión sísmica suministra información sobre posibles yacimientos de petróleo y gas a varios kilómetros bajo el lecho marino. A fin de generar el nivel de sonido necesario para penetrar en tierra sólida, se arrastran grandes baterías de cañones de aire tras buques hidrográficos. Cada cañón libera aire a gran presión, de manera que se genera una onda de presión sonora de alta intensidad. Normalmente, el sector sísmico utiliza baterías de entre 25 y 50 cañones (Dragoset, 2000). Las baterías emiten la señal de presión sonora en dirección vertical, y en la mayoría de los casos la señal es 12-15 dB más fuerte en esa dirección. Es imposible calcular el nivel de pico de las baterías a la referencia estándar de 1 m, pero, según una estimación simplificada, si se considera que se trata de una única fuente, puede alcanzar los 260 dB_{pico} re 1 μ Pa a 1 m (Turner et al., 2006). Las operaciones sísmicas pueden tener una duración limitada (semanas o meses), pero, en función de la batimetría, pueden afectar a toda la cuenca oceánica en la que se llevan a cabo, ya que las señales de baja frecuencia se propagan a distancias considerables.

Pueden llevarse a cabo también estudios sísmicos para fines de investigación, también fuera de las zonas objeto de estudios comerciales, como el océano Antártico. Se llevan a cabo también estudios geofísicos de alta resolución en zonas costeras para la construcción de infraestructura crítica, como puentes,

puertos y, más recientemente, parques eólicos marinos. En estos estudios se emplean fuentes de sonido como sparkers y sistemas Uniboom, que son menos potentes (210-230 dB re 1 μ Pa a 1 m) que los cañones de aire y operan en una banda de frecuencias más altas (0,5-2,5 kHz; Gontz et al., 2006). Si bien estos estudios suelen ser localizados tanto en escala temporal como espacial, pueden repercutir en especies y ecosistemas costeros sensibles.

Se están llevando a cabo actividades de exploración sísmica en zonas marinas de todos los continentes excepto la Antártida. El golfo de México es la región con mayor actividad del mundo, y de hecho en ella la exploración en aguas profundas es la principal fuente de ruido ambiental de baja frecuencia (Wiggins et al., 2016). También ha habido una gran actividad en el Atlántico Norte (Nieukirk et al., 2004), el Atlántico Sur (Miksis-Olds y Nichols, 2016; Haver et al., 2017) y el mar del Norte (Hildebrand, 2009). A finales de la década de 2000 y comienzos de la de 2010 aumentaron los estudios sísmicos por la subida de los precios del crudo, en particular en zonas como el Atlántico Sur y el Mediterráneo (Maglio et al., 2016). A nivel mundial, el número medio de buques sísmicos en activo pasó de 40 en 2004 (Hildebrand, 2009) a 75 en 2014 (según los registros de personal sísmico), y el mayor nivel de actividad se registró en el golfo de México, Europa, Asia y el Pacífico y África. Sin embargo, a mediados de 2018 el número de buques en activo se había reducido a 58 a raíz de la bajada de los precios del crudo experimentada en 2015 y 2016 (GeoTomo, 2018).

Se han documentado efectos del sonido producido durante los estudios de exploración sísmica en diversos taxones de la fauna marina, que van del zooplancton a los mamíferos marinos. McCauley et al. (2017) constataron que inmediatamente después de las operaciones sísmicas disminuía la cantidad de zooplancton y moría más zooplancton de diversas especies. En experimentos controlados en larvas de vieira se constató que presentaban un retraso del crecimiento y malformaciones considerables si se las exponía a pulsos de cañones de aire sísmicos (Aguilar de Soto et al., 2013), mien-

tras que en individuos adultos se observó que sus reflejos se veían perjudicados (Day et al., 2016). Es posible que las operaciones sísmicas tengan que ver también con el varamiento de calamares gigantes (Guerra et al., 2004). En el caso de los peces, se han observado cambios fisiológicos y de comportamiento derivados de las operaciones sísmicas (Weilgart, 2018, y bibliografía citada en esta obra), así como cambios en la tasa de captura (Løkkeborg, 1991; Løkkeborg et al., 2012). En cuanto a las ballenas barbadas, se ha observado que las operaciones sísmicas tienen efectos negativos en la comunicación entre ellas (Di Iorio y Clark, 2009; Cerchio et al., 2014). Si bien se han observado diversos efectos de la exploración sísmica en la fauna marina, en experimentos de exposición controlada no se han constatado efectos observables en el desarrollo y la supervivencia de embriones de langosta roja y larvas de buey de mar (Pearson et al., 1994; Day et al., 2016), mientras que en el caso del copépodo *Calanus finmarchicus* se ha visto que los efectos son limitados (Fields et al., 2019).

2.3. La actividad industrial como fuente de ruido oceánico

En 2003 el Consejo Nacional de Investigaciones de los Estados Unidos de América concluyó un examen exhaustivo del ruido submarino derivado de las actividades industriales. Las principales conclusiones de este informe se resumen a continuación, junto con una sinopsis de las investigaciones del ámbito del ruido industrial oceánico publicadas desde 2003. A los efectos del presente capítulo, las aportaciones de las actividades de extracción de petróleo y gas distintas de las actividades sísmicas se han separado de las demás actividades industriales que generan ruido marino.

2.3.1. Ruido industrial derivado del sector de la explotación de petróleo y gas

Además de durante los estudios sísmicos, el sector de la extracción de petróleo y gas genera ruido en las fases de perforación y producción. Este tipo de actividades se llevan a cabo en todo el planeta entre las latitudes 72° norte

y 45° sur. Las actividades relacionadas con los estudios sísmicos y la producción de petróleo y gas están presentes en el litoral de todos los continentes salvo en el de la Antártida (Consejo Nacional de Investigaciones, 2003). El nivel de ruido asociado a la producción de petróleo y gas y las actividades conexas, como la instalación de tuberías, la generación de energía en las plataformas, la circulación en las tuberías y la actividad de los buques de apoyo, suele ser muy inferior al asociado a los estudios sísmicos (Richardson et al., 1995). Los efectos del ruido de producción pueden limitarse a las proximidades de las instalaciones, pero persisten mientras estas están en activo, lo cual puede ser durante años (ibid.). Sobre la base de los datos recogidos a lo largo de la región North Slope de Alaska y la costa contigua del Canadá, los buques que se dedican a la perforación generan un nivel acústico radiado elevado, cuyo nivel máximo de presión de banda ancha en origen, calculado a partir del valor cuadrático medio de la presión en la banda 10 Hz–10 kHz, es de unos 190 dB_{rms} re 1 μPa at 1 m (Richardson et al., 1995).

2.3.2. Otras aportaciones al ruido oceánico derivados de las actividades industriales y la construcción

La gama de actividades que se enmarcan en esta categoría es sumamente amplia. En las aguas más profundas son fuentes comunes de ruido la hincada de pilotes y los generadores eólicos, mientras que en aguas menos profundas lo son el dragado, el desarrollo del litoral y la construcción conexas, los astilleros y la actividad portuaria cotidiana en las proximidades de la costa. La explotación minera en aguas profundas sigue teniendo un alcance limitado porque su costo es prohibitivo (Miller et al., 2018; Thompson et al., 2018), pero podría ampliarse en el futuro. Por ahora no se entiende bien el efecto combinado que pueden tener en el medio marino varias actividades industriales, al combinarse por ejemplo fuentes de sonido emplazadas en tierra, en la costa y en las proximidades de esta. Sin embargo, esta amplia gama de actividades industriales produce ni-

veles de sonido y patrones acústicos diversos, que se describen a continuación.

La hincas de pilotes suele consistir en miles de impactos de grandes martillos percutores, producidos aproximadamente una vez por segundo, para hincar en el lecho marino estructuras que estabilicen estructuras ubicadas en el exterior. El nivel de ruido en origen de la hincas de pilotes es sustancial: el nivel de pico va de 226 a 248 dBpico re 1 μ Pa a 1 m (Bailey et al., 2014; Miller et al., 2017). Existen diversas técnicas para reducir el nivel de ruido que genera la hincas de pilotes, como cortinas de burbujas que ascienden libremente (Würsig et al., 2000), cortinas de burbujas fijas (Rustemeier et al., 2011) y cortinas de resonadores de Helmholtz (Lee et al., 2012). La implementación de estas técnicas podría reducir hasta unos 20 dB el nivel acústico que se recibe lejos de la actividad, pero en promedio la reducción es del orden de 5 dB (Buehler et al., 2015).

Los parques eólicos marinos en funcionamiento producen un nivel de ruido de unos 150 dB re 1 μ Pa a 1 m (Nedwell y Howell, 2004; Hildebrand, 2009). cifra que puede suponer un aumento de 5-25 dB con respecto al nivel de sonido ambiental en las proximidades (a un radio de en torno a 1 km) (Norro et al., 2011). Al igual que ocurre con las instalaciones de explotación de petróleo y gas, el ruido asociado a la construcción de parques eólicos, que se genera en gran medida al hincar los pilotes, tiene una duración limitada, pero puede afectar a zonas oceánicas extensas. Una vez los parques entran en funcionamiento, el ruido afectará a una zona más pequeña, pero se mantendrá mientras dure la explotación.

En los últimos años ha vuelto a surgir interés en las operaciones comerciales de extracción de metales económicamente valiosos en aguas profundas, incluidas zonas de respiraderos hidrotérmicos, y se han llevado a cabo actividades de exploración en la dorsal mesoatlántica, en las proximidades de las Azores (véase también el cap. 18). Se desconoce el nivel de ruido que estas actividades generan en las aguas profundas.

El ruido antropógeno asociado al dragado se deriva de la maquinaria embarcada y del movimiento mecánico, por ejemplo de aparatos de succión y movimiento de tierras, y del posible uso de explosivos. El nivel de ruido registrado durante el dragado va de aproximadamente 163 dB a 190 dB re 1 μ Pa a 1 m, dependiendo del tipo de operación de dragado (Greene, 1985; Nedwell et al., 2008; Robinson et al., 2011; Reine et al., 2012; McQueen et al., 2020).

Estas distintas actividades industriales pueden tener efectos diversos en la fauna marina. Se ha observado que el ruido impulsivo, como el que se genera en la hincas de pilotes, trastorna la manera en que utiliza el hábitat la marsopa común (Carstensen et al., 2006) y puede causar deficiencias auditivas en los mamíferos marinos y los peces en las proximidades del origen del ruido (Madsen et al., 2006; Casper et al., 2013). Además, se ha observado que el ruido que se genera en la hincas de pilotes acelera el metabolismo de algunas especies de peces y mejillones (Spiga et al., 2016; Bruintjes et al., 2017), modifica el comportamiento de nado y formación de bancos de los peces (Mueller-Blenkle et al., 2010; Herbert-Read et al., 2017) y provoca respuestas en los calamares (Jones et al., 2020). En experimentos de simulación de la hincas de pilotes se ha observado asimismo que la vibración del lecho marino repercute negativamente en el crecimiento y la condición física de los mejillones que viven en el fondo (Roberts et al., 2015). Si bien los peces y los mamíferos marinos pueden detectar sonidos generados por parques eólicos ubicados a varios kilómetros de distancia, se desconoce si esos sonidos alteran su funcionamiento biológico, aunque sí se constató que trastornan el asentamiento de los cangrejos (Pine et al., 2012).

2.3.3. Ruido oceánico derivado del sonar

A fin de cartografiar el fondo oceánico y detectar y localizar objetos diversos en la columna de agua (p. ej., plancton, peces o submarinos) se utilizan distintos tipos de sonar. Recurren al sonar las comunidades militar, comercial, de flete de embarcaciones y de la pesca recreativa, así como la comunidad de investigación

científica. Cada uno de estos grupos utilizan el sonar de manera diferente.

En la comunidad militar, el sonar se utiliza principalmente para fines de guerra antisubmarina y es de dos tipos: sonar activo de baja frecuencia y sonar activo de media frecuencia. El sonar activo de baja frecuencia opera en la banda 100-500 Hz, su nivel acústico global en origen es de 230-240 dB re 1 μ Pa a 1 m y permite detectar objetos a grandes distancias (cientos de kilómetros). El sonar activo de media frecuencia opera a una frecuencia de 2-8 kHz, su nivel acústico es de 235 dB re 1 μ Pa a 1 m (Hildebrand, 2009) y puede detectar objetos a decenas de kilómetros de distancia. La Marina de Guerra de Estados Unidos tiene cuatro buques dedicados al uso de sonar activo de baja frecuencia, y las marinas de guerra de todo el mundo existen unos 300 aparatos de este tipo (Hildebrand, 2009).

En cuanto a los usos no militares, los tipos de sonar más frecuentes en buques son el detector de peces y otras sondas acústicas (sonar multihaz y sonar de barrido lateral), que pueden operar en una única frecuencia o en frecuencias múltiples. Los sonares que no se utilizan para fines militares suelen tener un nivel acústico en origen inferior a los sonares militares y, en la mayoría de los casos, sus haces se dirigen verticalmente hacia abajo, o lateralmente en el caso de los sónares multihaz. Los detectores de peces suelen operar en frecuencias comprendidas entre 15 y 200 kHz. Los sónares multihaz que utiliza la comunidad de investigación científica con fines de cartografía operan en frecuencias que van de los 12 kHz en el caso de los sistemas de

aguas profundas a los 400 kHz en el caso de los sistemas de aguas superficiales, y tienen unos haces direccionales estrechos (de aproximadamente 1 grado) y un nivel acústico de entre 232 y 245 dB re 1 μ Pa a 1 m (Hildebrand, 2009).

Algunos países han restringido el uso del sonar activo de baja frecuencia porque les preocupan sus efectos en los submarinistas y los mamíferos marinos (Miller et al., 2000), si bien, por otro lado, se ha constatado que este tipo de sonar no afecta al comportamiento del arenque (Doksæter et al., 2012). El uso del sonar activo de media frecuencia sí se ha asociado con el varamiento de múltiples especies de cetáceos (Balcomb y Claridge, 2001). Los zífidos parecen ser especialmente sensibles a este tipo de sonar, que se ha asociado tanto a daños fisiológicos (Fernández et al., 2005) como a cambios de comportamiento de varias especies de zífidos (Tyack et al., 2011; DeRuiter et al., 2013; Moretti et al., 2014). Sin embargo, en general las respuestas varían según la población, y hay indicios de que los zífidos expuestos con regularidad al sonar activo de media frecuencia podrían acostumbrarse al sonido (Bernaldo de Quirós et al., 2019). Se ha observado que el sonar activo de media frecuencia modifica el comportamiento de las ballenas barbadas (Goldbogen et al., 2013) y de múltiples especies de ballenas odontocetas (Sivle et al., 2012). Parece también que los zífidos son sensibles a otras formas de sonar, ya que se han documentado cambios en su comportamiento en presencia de una sonda acústica utilizada para fines científicos (Cholewiak et al., 2017).

Cuadro 1
Principales fuentes de ruido antropógeno

Sector	Fuente del sonido	Tipo de sonido	Nivel acústico (dB re 1 µPa a 1 metro)	Frecuencia de la energía principal (kHz)
Transporte marítimo				
Buques medianos (50-100 m)	Hélices/cavitación	Continuo	165–180 ^a	< 1
Buques de gran tamaño (p. ej., superpetroleros y portacontenedores)	Hélices/cavitación	Continuo	180–219 ^a	< 0.2
Exploración y explotación de recursos				
Petróleo y gas	Cañón de aire sísmico	Impulsivo	220–262 ^c	0.05–0.1
	Perforación	Continuo	124–190 ^a	0.1–1
Energías renovables	Hinca de pilotes por impacto	Impulsivo	220–257 ^c	0.1–2
	Parque eólico operacional	Continuo	144 ^a	< 0.5
Marina de guerra	Sonar de baja frecuencia	Impulsivo	240 ^b	0.1–0.5
	Sonar de media frecuencia	Impulsivo	223–235 ^b	2.8–8.2
	Explosiones (p. ej., maniobras y ejercicios con explosiones submarinas)	Impulsivo	272–287 ^a	0.006–0.02
Pesca	Hélices/cavitación	Continuo	160–198 ^a	< 1–10
	Dispositivo de disuasión o acoso	Impulsivo	132–200 ^b	5–30
	Sonar (sonda acústica)	Impulsivo	185–210 ^b	20–260
Dragado	Hélices/cavitación, corte, bombeo, operaciones con cucharas, excavación	Principalmente continuo	163–188 ^a	0.1–0.5
Investigaciones científicas marinas (p. ej., buques de investigación)	Hélices/cavitación	Continuo	165–180 ^a	< 1
Actividades recreativas (p. ej., embarcaciones recreativas y lanchas rápidas)	Hélices/cavitación	Continuo	160–175 ^a	1–10
Turismo (p. ej., observación de ballenas y delfines y cruceros)				
Buques (<50m– >100m)	Hélices/cavitación	Continuo	160–190 ^a	< 0.2–10
Construcción de puertos	Hinca de pilotes por impacto (p. ej., tablestacas)	Impulsivo	200 ^b	0.1–0.5

Fuente: Naciones Unidas documento A/73/68, anexo.

^a Nivel de presión sonora expresada como valor cuadrático medio.

^b Nivel de presión sonora expresada como valor de pico.

^c Nivel de presión sonora expresada como valor de pico a pico.

3. Descripción de las consecuencias económicas y sociales y otros cambios económicos o sociales

En las discusiones del Proceso Abierto de Consultas Oficiosas de las Naciones Unidas sobre los Océanos y el Derecho del Mar sobre el ruido submarino antropógeno que se celebraron en 2018 se destacó que era importante afrontar los efectos socioeconómicos de ese ruido. Se ha constatado, por ejemplo, que los estudios sísmicos con cañones de aire reducen las capturas de peces de las familias Gadidae y Sebastidae (Hirst y Rodhouse, 2000), por lo que es posible que durante los ensayos sísmicos se produzcan pérdidas económicas a corto plazo en las pesquerías afectadas. El impacto del ruido en las especies que revisten particular importancia social, económica y cultural podría tener efectos socioeconómicos en las comunidades costeras, sobre todo si modifican la disponibilidad de especies marinas importantes desde el punto de vista comercial o recreativo. De igual manera, cabe esperar que los beneficios sociales y económicos disminuyan a raíz del desplazamiento de los mamíferos marinos que son el eje central de actividades turísticas. Además, el desplazamiento podría afectar a las prácticas tradicionales y culturales de las comunidades indígenas que dependen de la pesca artesanal y la caza de subsistencia. Hasta ahora no se ha

estudiado bien esta esfera de interacción entre el ruido antropógeno y su impacto en factores sociales y económicos, pero es posible que al aumentar el interés en el ruido antropógeno en el océano se preste más atención a las consecuencias del incremento del ruido para el ser humano.

Si bien el ruido subacuático antropógeno guarda una relación más evidente con el logro del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, “Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible”, también está relacionado con otros Objetivos.² Es probable que garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos (Objetivo 7) genere aumentos localizados a corto plazo del nivel de ruido antropógeno en el océano durante la construcción de parques eólicos marinos, pero podría hacer que se reduzca globalmente el ruido antropógeno gracias a la disminución de la necesidad de explotar combustibles fósiles. Implementar el Objetivo 11, sobre ciudades y comunidades sostenibles, y el Objetivo 12, sobre consumo y producción responsables, podría repercutir en última instancia en el ruido antropógeno global si al lograr los Objetivos se generan cambios en el transporte marítimo a escala mundial.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Ártico

Con la apertura de vías de transporte marítimo en el Ártico a raíz de la disminución del hielo marino debida al cambio climático ha comenzado a aumentar el tráfico por la cuenca del Ártico (Eguíluz et al., 2016). Si bien sigue siendo una vía poco transitada, es probable que el Ártico se convierta en una ruta de transporte y

turismo más habitual a medida que vaya disminuyendo el hielo marino (Smith y Stephenson, 2013). Apenas se conocen las consecuencias que pueden tener para las comunidades locales y los animales marinos del Ártico los cambios en el transporte, y en particular el paso de los paisajes sonoros a otros con mayor influencia antropógena (Ho, 2010). A mediados de la década de 2000 se empezaron

² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

a explorar los yacimientos petrolíferos del mar de Chukotka, pero las actividades de exploración y extracción petroleras se abandonaron al constatar que las reservas de la región eran insuficientes como para seguir invirtiendo en ellas (Shell, 2015). En el Ártico canadiense no se permiten las actividades de explotación de petróleo y gas mar adentro, si bien está previsto que la prohibición se reconsidere en 2021 (Nunatsiaq, 2016).

4.2. Océano Atlántico Norte, Mar Báltico, Mar Negro, Mediterráneo y Mar del Norte

El Atlántico Norte es una ruta muy transitada durante todo el año (Vettor y Soares, 2015). El ruido derivado de la exploración sísmica está presente con carácter estacional en las zonas polares del Atlántico Norte (Klinck et al., 2012; Haver et al., 2017). En el mar del Norte y el Báltico el sector de la energía eólica marina se ha desarrollado rápidamente, con lo que en 2018 existían casi 90 parques eólicos marinos operacionales, y se prevé que siga desarrollándose en el futuro (Xu et al., 2020; Rusu, 2020), a raíz de lo cual aumentará considerablemente el ruido durante la fase de construcción (Miller et al., 2017). En el Mediterráneo, el ruido se concentra sobre todo en torno a los principales puertos. Además, en los mares Jónico y Adriático y en las costas de África noroccidental y el Mediterráneo oriental han aumentado en los últimos tiempos los estudios de exploración de petróleo y gas (Maglio et al., 2016). También es posible que aumente la actividad sísmica en el mar Negro (Broad, 2014).

4.3. Golfo de México, Océano Atlántico Sur and Wider Caribbean

El número de buques que realizan estudios sísmicos ha disminuido en el golfo de México, pero ha aumentado en la costa atlántica de América del Sur (GeoTomo, 2018; Administración de Información Energética de los Estados Unidos (USEIA), 2020), por lo que es posible

que en el último decenio haya aumentado el nivel de ruido de baja frecuencia. Es posible asimismo que a raíz del descubrimiento de grandes yacimientos de petróleo mar adentro por parte de Guyana (Cummings, 2018) aumente la actividad industrial y de exploración sísmica en la zona. El ruido asociado al tráfico marítimo es omnipresente en todo el Caribe (Heenehan et al., 2019).

4.4. Océano Índico, Mar Arábigo, Golfo de Bengala, Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico

El desarrollo de África, y en particular la construcción de varios puertos nuevos, está contribuyendo a que el transporte marítimo se expanda rápidamente en la región (Tournadre, 2014), lo que a su vez está aumentando el ruido antropógeno en zonas en las que hasta entonces prácticamente no había ruido. En Australia prosiguen las actividades de exploración sísmica mar adentro (Paumard et al., 2019).

4.5. Océano Pacífico Norte

Hay varios proyectos eólicos marinos en marcha en el Japón, la República de Corea, la Provincia China de Taiwán y China (Yang et al., 2018; Li y Yuan, 2019). Como parte de este proceso, el Japón está empezando a definir unos parámetros de vigilancia acústica. Se han propuesto asimismo proyectos eólicos marinos en la costa oeste de los Estados Unidos, pero aún no han recibido autorización ni se han construido (Oficina de Administración de Energía Oceánica, 2020). Algunas zonas de la costa oeste de los Estados Unidos y del arco insular de Hawái están clasificadas como santuarios marinos, por lo que podrían contar con protección que impediría el desarrollo industrial directo en ellas.

4.6. Océano Pacífico Sur

En Australia y Nueva Zelanda prosigue la exploración sísmica mar adentro (p. ej., Cheong y Evans, 2018; Urosevic et al., 2019). En el resto

del Pacífico Sur el transporte marítimo y el desarrollo industrial son limitados, por lo que apenas hay fuentes de ruido antropógeno.

4.7. Océano Antártico

El océano Antártico ha experimentado un aumento del tráfico de cruceros en los últimos años tanto en la región de la península antárti-

ca, que ya había tenido un cierto tráfico de este tipo anteriormente, como en la Antártida oriental y el mar de Ross, que hasta entonces no se habían explorado (Sánchez y Roura, 2016). No obstante, como el transporte marítimo y el desarrollo industrial son limitados, en general la región tiene pocas fuentes de ruido antropógeno (Dziak et al., 2015).

5. Perspectivas

El ruido antropógeno oceánico está determinado en gran medida por el transporte marítimo, la exploración de petróleo y gas y, a escala más local o regional, el desarrollo costero. El crecimiento demográfico, la migración a las zonas costeras y el aumento de la industrialización y el turismo, entre otras cosas, harán que aumenten las actividades que generan ruido antropógeno a menos que al mismo tiempo se adopten medidas de mitigación. Ya se han puesto en marcha varias iniciativas de este tipo. El Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional ha hecho suyo el objetivo de reducir el sonido ambiental oceánico 3 dB en el próximo decenio y 10 dB en los próximos 30 años. La Comisión y la Organización Marítima Internacional (OMI) están discutiendo estrategias para lograr dicha reducción. Una posible medida es reducir el ruido derivado del transporte marítimo, que es una de las principales fuentes de ruido antropógeno de baja frecuencia en mar abierto (Wenz, 1962; Frisk, 2012; Roul et al., 2019). El ruido que genera el transporte marítimo puede reducirse modificando las hélices para que sean más silenciosas y aislando los motores y otras fuentes de ruido de los buques para que el ruido que generen no se propague al océano. Estas tecnologías ya existen, pero es necesario aplicarlas en mayor grado. Entre otras medidas que no requieren avances tecnológicos se cuentan reducir la velocidad de los buques o desviar el tráfico para que no atraviese zonas importantes para la fauna marina, como parques, reservas o

santuarios marinos. En el sector de la explotación de petróleo y gas se están investigando alternativas a los cañones de aire utilizados en los estudios de exploración, como la tecnología de vibración. Incluso con los nuevos avances tecnológicos, el medio marino no se puede proteger adecuadamente si no existe un consenso sobre el enfoque mundial que hay que adoptar para solventar las carencias de conocimientos en relación con los efectos del ruido antropógeno. Teniendo en cuenta estas consideraciones, la OMI, por ejemplo, aprobó en 2014 las Directrices para Reducir el Ruido Submarino debido al Transporte Marítimo Mercante y sus Efectos Adversos en la Fauna Marina.

Varias entidades de las Naciones Unidas han reconocido la importancia que reviste el ruido antropógeno. En junio de 2018, el ruido antropógeno fue el tema principal de la 19ª reunión del Proceso Abierto de Consultas Oficiosas de las Naciones Unidas sobre los Océanos y el Derecho del Mar, en la que hubo presentaciones y discusiones sobre las fuentes de ruido antropógeno, el impacto y los efectos socioeconómicos del ruido, y la cooperación y coordinación entre Estados para hacer frente al ruido antropógeno. Entre otras cosas, se observó que se había propuesto aplicar un enfoque precautorio a la gestión de los efectos del ruido a nivel tanto regional como mundial y que era necesario cooperar entre sectores para detectar y mitigar los efectos.³

³ Véase A/73/124.

Como el sonido es una forma de energía, es habitual considerar que su introducción en el medio marino es una forma de contaminación por los efectos perjudiciales que puede tener. En su resolución 12.14, la Conferencia de las Partes en la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres reconoció el impacto del ruido subacuático antropógeno en las especies marinas y alentó a que se siguiera estudiando y mitigando, respaldó las directrices sobre las evaluaciones del impacto ambiental de las actividades generadoras de ruido marino elaboradas en colaboración con las secretarías del Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua y el Acuerdo sobre la Conservación de los Pequeños Cetáceos del Mar Báltico, el Atlántico Nordeste, el Mar de Irlanda y el Mar del Norte y acogió con satisfacción la información de apoyo técnico conexa (Prideaux, 2017).⁴

Algunos Estados han desarrollado sus propias directrices para gestionar el ruido oceánico. La Unión Europea ha recibido de sus Estados miembros el mandato de medir el ruido antropógeno e informar sobre él con arreglo al descriptor 11 de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, aprobada en junio de 2008. El objetivo de la Directiva es lograr un buen estado medioambiental para 2020, si bien corresponde a cada Estado miembro determinar cómo lograrlo. En el marco de la Directiva han proliferado en la región proyectos centrados en el ruido oceánico, entre ellos bases de datos o registros de ruido en los que se especifica la actividad de ruido impulsivo, como el registro de ruido impulsivo de la Comisión para la Protección del Medio Marino del Mar Báltico y el registro de ruido de los mares Mediterráneo y Negro del Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos del Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Vecina. El Canadá está creando la Red de Infraestructura de Investigación del Medio Marino para la Integración y la

Aplicación de Datos⁵, que es una base de datos para hacer un seguimiento de los buques y el ruido submarino que incluye herramientas analíticas y de visualización para brindar información al personal de gestión, el público y el personal investigador. En los Estados Unidos se recogen medidas para gestionar de manera integral el impacto del ruido en las especies marinas en la Estrategia sobre Ruido Oceánico de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (Gedamke et al., 2016), que también dispone el uso de herramientas de cartografía para ayudar a evaluar los efectos del ruido antropógeno en los cetáceos (NOAA, 2020). Con estas iniciativas nacionales de documentación de las fuentes de ruido debería aumentar la capacidad de cartografiar la variabilidad del nivel sonoro en la región. Al mismo tiempo, estas iniciativas están dando pie a nuevos intentos de estandarización de la recogida de datos y las mediciones. Por ejemplo, el Experimento Internacional Océano Silencioso, programa científico colaborativo internacional cuyo fin es promover la investigación, la observación y la modelización para mejorar la comprensión del paisaje acústico oceánico y los efectos del sonido en los organismos marinos, ha creado grupos de trabajo sobre estandarización de la recogida de datos y la gestión de los datos.

Recientemente el Panel de Biología y Ecosistemas del Sistema Mundial de Observación del Océano (GOOS) ha determinado asimismo que el sonido es una variable oceánica esencial (GOOS, 2020). Se reconoce que el sonido oceánico es una variable interdisciplinaria, ya que entre sus fuentes geofísicas se cuentan el viento, las burbujas, el hielo, los terremotos y los volcanes, entre otras. Este reconocimiento, de escala mundial, y la incorporación de los sistemas de observación en iniciativas nuevas deberían contribuir a que aumente la vigilancia del ruido antropógeno y a que se comprendan mejor sus aportaciones al sonido ambiental y los posibles cambios que se produzcan en el

⁴ Puede consultarse información detallada sobre las directrices de la familia de la CMS sobre las evaluaciones del impacto ambiental de las actividades marinas que generan ruido en www.cms.int/guidelines/cms-family-guidelines-EIAs-marine-noise.

⁵ Véase <https://meridian.cs.dal.ca>.

paisaje sonoro con el tiempo, en particular en relación con el cambio del uso de los océanos y el cambio climático.

A un nivel elevado, el ruido oceánico puede tener diversas consecuencias para la fauna marina. Existe un marco teórico para evaluar las consecuencias de las interrupciones acústicas en las poblaciones de mamíferos marinos, pero debería ser aplicable también a otros taxones (Pirrotta et al., 2018). Los enfoques de este tipo pueden usarse para fines de gestión, pero también constituyen un marco para investigar los mecanismos subyacentes a los fenómenos que provocan cambios a nivel individual y guiar la recogida de datos y la elaboración de modelos. Teniendo en cuenta que dichas con-

secuencias afectan a especies importantes desde el punto de vista comercial y recreativo, así como a las que son esenciales para fines de subsistencia, es posible que haya efectos socioeconómicos negativos. Por ejemplo, la disminución del reclutamiento de peces de especies importantes para el comercio (Simpson et al., 2008) puede dar lugar con el tiempo a la reducción de las capturas, y el aumento de la mortalidad podría disminuir el rendimiento pesquero. En cuanto a las especies que son el eje central de actividades turísticas, esas propias actividades, como la observación de ballenas, podrían hacer que aumente el ruido y generar repercusiones (Erbe, 2002; Holt et al., 2009).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Existen varias dificultades para evaluar el aumento relativo del ruido antropógeno en el océano y sus posibles efectos. Un problema fundamental es la falta de conocimientos sobre la base de referencia del ruido ambiental oceánico. Como no se dispone de registros de antes de que comenzaran las actividades humanas, se sabe poco del paisaje sonoro marino con el que evolucionó la fauna marina y del grado en que se podría haber adaptado a las aportaciones de ruido antropógeno. El mejor indicador son las regiones en las que no hay ni desarrollo ni actividades humanas, que se pueden encontrar en cuencas aisladas, como algunas zonas del océano Antártico, o en algunas partes del Ártico intactas hasta hace poco. No obstante, según las mejores estimaciones, en muchas regiones oceánicas el ruido ambiental a frecuencias bajas (10-200 Hz) es al menos 20-30 dB superior al nivel inicial.

Otra gran carencia concierne a la comprensión de los efectos del ruido en los ecosistemas marinos. Hasta la fecha, la mayor parte de las investigaciones se han centrado en los efectos de un único factor de estrés en una especie concreta, por lo que es posible que los resul-

tados no sean directamente aplicables a poblaciones (Gill et al., 2001). No está claro cómo influye en las poblaciones marinas la combinación del ruido y otros factores de estrés (p. ej., la modificación de las redes alimentarias, la subida o bajada de la temperatura del agua y la destrucción del hábitat), y es una cuestión muy difícil de estudiar. Se ha elaborado un marco para evaluar las consecuencias de la alteración de las poblaciones, pero a menudo no se puede hacer una evaluación a nivel de población porque faltan demasiados valores de parámetros clave (King et al., 2015). Por ejemplo, se sabe muy poco de la respuesta auditiva de las grandes ballenas barbadas. Además, el medio puede recibir múltiples aportaciones de ruido a grandes escalas que pueden afectar a varias especies al mismo tiempo, por lo que los efectos se pueden multiplicar (Shannon et al., 2016). Por ahora se ha adoptado un enfoque precautorio en muchos reglamentos que se basan en datos insuficientes. No obstante, para poder hacer una evaluación más realista del impacto del ruido antropógeno en los animales marinos será esencial ampliar la capacidad de integrar los efectos e impactos de escalas y fuentes diferentes.

Por último, es necesario redoblar los esfuerzos para estandarizar los enfoques de vigilancia, las mediciones y los marcos o sistemas de archivo de las grabaciones acústicas y los datos conexos. La norma del Instituto Estadounidense de Estandarización y la Sociedad Acústica de Estados Unidos (2009) y la norma ISO (2016) relativas a la medición del ruido submarino procedente de buques en aguas profundas disponen múltiples mediciones acústicas con baterías de sensores, y en la práctica apenas se han aplicado. En estos

momentos la ISO está elaborando asimismo unas normas para la medición y la vigilancia del paisaje acústico que incluirán los datos submarinos, y en el marco de los procedimientos de la Sociedad Acústica de Estados Unidos se están elaborando unas normas relativas a las baterías arrastradas por buques y el archivo de datos. Deberían elaborarse también normas sobre otros ámbitos de la vigilancia acústica, como las grabaciones fijas, la calibración y los datos del sonido ambiental.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Hasta el momento, la vigilancia y la modelización del ruido antropógeno se han concentrado en algunas zonas de América del Norte y Europa, y la vigilancia también se ha concentrado en cierto grado en las aguas cercanas a la costa de Australia. No obstante, el desarrollo integral de la capacidad en la región del océano Índico y los mares adyacentes, en ámbitos como la vigilancia, la evaluación del impacto y la elaboración de marcos de gestión, ayudaría a comprender los cambios que están teniendo lugar en el medio. Como el sonido se propaga de una cuenca oceánica a otra y hay fuentes de ruido antropógeno en todo el mundo, es necesario intensificar la colaboración y la cooperación entre todos los Estados y regiones y compartir en mayor medida información y tecnología. Un ámbito tecnológico en el que existen diferencias en cuanto a la disponibilidad es el AIS para el rastreo de los buques. Saber la posición de los buques es fundamental para cartografiar con precisión el ruido submarino. El AIS es un sistema de localización y detec-

ción que se desarrolló para evitar la colisión de buques y que, con el tiempo, se ha adoptado y exigido en buques de diversos tamaños. El seguimiento más integral de los buques tiene lugar en el mundo desarrollado, ya que existe la cobertura espacial de los receptores del AIS es relativamente buena. Actualmente se está pasando un AIS basado en satélites, con lo que la cobertura de datos será mayor, y la colaboración internacional oportuna para utilizar esos datos podría ser una oportunidad de solventar algunas carencias de capacidad de los Estados en cuanto a la modelización. Redoblar las actividades de cooperación y colaboración con los Estados en desarrollo facilitaría el intercambio de las mejores prácticas y las mejores tecnologías disponibles necesarias para constituir programas nacionales y regionales, no solo a fin de vigilar los efectos del ruido submarino antropógeno, sino también de brindar la información necesaria para tomar decisiones de política bien fundamentadas.

Bibliografía

- Administración de Información Energética de los Estados Unidos (USEIA) (2020). Maximum U.S. Active Seismic Crew Counts. Accessed 14 February 2020. www.eia.gov/dnav/pet/pet_crd_seis_s1_m.htm.
- Aguilar de Soto, Natacha, et al. (2013). Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, vol. 3, No. 1, p. 2831. <https://doi.org/10.1038/srep02831>.
- Bailey, Helen, et al. (2014). Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems*, vol. 10, No. 1, p. 8.
- Balcomb, Kenneth C. III, and Diane E. Claridge (2001). A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas Journal of Science*, vol. 8, No. 2, pp. 2–12.
- Bernaldo de Quirós, Y., et al. (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 286, No. 1895, p. 20182533.
- Blair, Hannah B., et al. (2016). Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters*, vol. 12, No.8, p. 20160005.
- Broad, William J. (2014). In taking Crimea, Putin gains a sea of fuel reserves. *The New York Times*, vol. 17.
- Bruintjes, Rick, et al. (2017). The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. *Proceedings of Meetings on Acoustics*, vol. 27, No. 1, p. 010042. <https://doi.org/10.1121/2.0000422>.
- Buehler, D., et al. (2015). Technical guidance for assessment and mitigation of the hydroacoustic effects of pile driving on fish. *Technical Report No. CTHWANP-RT-15-306.01.01*.
- Carstensen, J., et al. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, vol. 321, pp. 295–308.
- Casper, Brandon M., et al. (2013). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, vol. 166, No. 2, pp. 352-360. <http://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.07.008>
- Cerchio, Salvatore, et al. (2014). Seismic surveys negatively affect humpback whale singing activity off northern Angola. *PloS One*, vol. 9, No. 3. e86464.
- Cheong, Sei-Him, and Breanna Evans (2018). Acoustic ground truthing of seismic noise in Chatham Rise, Nueva Zelandia. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 143, No. 3, pp. 1974–1974. <https://doi.org/10.1121/1.5036504>.
- Cholewiak, Danielle, et al. (2017). Beaked whales demonstrate a marked acoustic response to the use of shipboard echo sounders. *Royal Society Open Science*, vol. 4, No. 12, p. 170940.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport 2018*. UNCTAD/RMT/2018. Naciones Unidas, New York.
- Consejo Nacional de Investigaciones (NRC) (2003). *Ocean Noise and Marine Mammals*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10564>.
- Cummings, Anthony R. (2018). How Guyana's Oil Discovery Rekindled a Border Controversy. *Journal of Latin American Geography*, vol. 17, No. 3, pp. 183–211.
- Day, Ryan D., et al. (2016). Seismic air gun exposure during early-stage embryonic development does not negatively affect spiny lobster *Jasus edwardsii* larvae (Decapoda: Palinuridae). *Scientific Reports*, vol. 6, p. 22723.
- _____ (2017). Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 40, pp. E8537–E8546.

- DeRuiter, Stacy L., et al. (2013). First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology Letters*, vol. 9, No. 4, p. 20130223.
- Di Iorio, Lucia, and Christopher W. Clark (2009). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. *Biology Letters*, vol. 6, No. 1, pp. 51–54.
- Doksæter, Lise, et al. (2012). Behavior of captive herring exposed to naval sonar transmissions (1.0–1.6 kHz) throughout a yearly cycle. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 2, pp. 1632–1642.
- Dragoset, Bill (2000). Introducción to air guns and air-gun arrays. *The Leading Edge*, vol. 19, No. 8, pp. 892–897.
- Dyndo, Monika, et al. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, vol. 5, p. 11083.
- Dziak, Robert P., et al. (2015). Fuentes and Levels of Ambient Ocean Sound near the Antarctic Peninsula. *PLOS ONE*, vol. 10, No. 4, pp. 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123425>.
- Eguíluz, Victor M., et al. (2016). A quantitative assessment of Arctic shipping in 2010–2014. *Scientific Reports*, vol. 6, No. 1, p. 30682. <https://doi.org/10.1038/srep30682>.
- Ehizuelen, Michael Mitchell Omoruyi (2017). More African countries on the route: the positive and negative impacts of the Belt and Road Initiative. *Transnational Corporations Review*, vol. 9, No. 4, pp. 341–359.
- Erbe, Christine (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, vol. 18, No. 2, pp. 394–418.
- _____ (2013). Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 133, No. 4, pp. EL326–EL330.
- Fernández, Antonio, et al. (2005). “Gas and fat embolic syndrome” involving a mass stranding of beaked whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, vol. 42, No. 4, pp. 446–457.
- Fields, David M., et al. (2019). Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod *Calanus finmarchicus*. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 7, pp. 2033–44. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz126>.
- Frisk, George V. (2012). Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Scientific Reports*, vol. 2, p. 437.
- Gassmann, Martin, et al. (2017). Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 142, No. 3, pp. 1563–1574.
- Gedamke, Jason, et al. (2016). *Ocean Noise Strategy Roadmap*. Washington, DC: Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica.
- GeoTomo (2018). Seismic Crew Count – World seismic crew summary: May 2018. Accessed 3 February 2020. <https://geotomo.com/seismicCrewCount.dmx>.
- Gill, Jennifer A., et al. (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, vol. 97, No. 2, pp. 265–268.
- Goldbogen, Jeremy A., et al. (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 280, No. 1765, p. 20130657.
- Gontz, A.M., et al. (2006). Shallow-Water Seismic Surveys-How Much Noise are We Introducing into the Ocean? In OCEANS 2006, pp. 1–5. IEEE.
- Greene, C.R. (1985). Characteristics of waterborne industrial noise, 1980-1984. In Behavior, Disturbance Responses, and Distribution of Bowhead Whales *Balaena Mysticetus* in the Eastern Beaufort Sea, 1980-84, ed. W.J. Richardson, pp. 197–253. OCS Study MMS 85-0034, Rep. from LGL Ecol. Res. Assoc. Inc., Bryan, TX, for U.S. Minerals Manage. Serv., Reston, VA, NTIS PB87-124376.

- Guerra, A., et al. (2004). A review of the records of giant squid in the north-eastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic explorations. *ICES CM*, vol. 200, p. 29.
- Haver, Samara M., et al. (2017). The not-so-silent world: Measuring Arctic, Equatorial, and Antarctic soundscapes in the Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 122, pp. 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2017.03.002>.
- Heenehan, Heather, et al. (2019). Caribbean Sea soundscapes: monitoring humpback whales, biological sounds, geological events and anthropogenic impacts of vessel noise. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 347.
- Herbert-Read, James E., et al. (2017). Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 284, No.1863, p. 20171627.
- Hildebrand, John A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 395, pp. 5–20.
- Hirst, Andrew G., and Paul G. Rodhouse (2000). Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Reviews in Fish Biology and Pesca*, vol. 10, No. 1, pp. 113–118.
- Ho, Joshua (2010). The implications of Arctic sea ice decline on shipping. *Marine Policy*, vol. 34, No. 3, pp. 713–15.
- Holt, Marla M., et al. (2009). Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 125, No. 1, pp. EL27–EL32.
- Instituto Estadounidense de Normalización/Sociedad Acústica de Estados Unidos (2009). *Quantities and Procedures for Description and Measurement of Underwater Sound from Ships—Part 1: General Requirements*. American National Standards Institute/Acoustical Society of America New York.
- Jensen, Finn B., et al. (2011). *Computational Ocean Acoustics*. New York: Springer.
- Jones, Ian T., et al. (2020). Impulsivo pile driving noise elicits alarm responses in squid (*Doryteuthis pealeii*). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 150, 110792. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110792>
- King, Stephanie L., et al. (2015). An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 6, No. 10, pp. 1150–1158.
- Klinck, Holger, et al. (2012). Seasonal presence of cetaceans and ambient noise levels in polar waters of the Atlántico septentrional. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 132, No. 3, EL176–EL181.
- Lee, Kevin M., et al. (2012). Mitigation of low-frequency underwater anthropogenic noise using stationary encapsulated gas bubbles. In *Proceedings of Meetings on Acoustics ECUA2012*, 17: p.070011. ASA.
- Li, Aitong, and Yuan Xu (2019). The governance for offshore wind in Japón. *Energy Procedia*, vol. 158, pp. 297–301. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.092>.
- Løkkeborg, Svein (1991). Effects of a geophysical survey on catching success in longline fishing.
- Løkkeborg, Svein, et al. (2012). Sounds from seismic air guns: gear-and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, vol. 69, No. 8, pp. 1278–1291.
- Madsen, Peter T., et al. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 309, pp. 279–295.
- Maglio, Alessio, et al. (2016). Overview of the noise hotspots in the ACCOBAMS area. *Final Report to the ACCOBAMS Secretariat*.
- McCauley, Robert D., et al. (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 7, p. 0195.

- McDonald, Mark A., et al. (2008). A 50 year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 124, No. 4, pp. 1985–1992.
- McDonald, Mark A., et al. (2006). Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 120, No. 2, pp. 711–718.
- McKenna, Megan F., et al. (2013). Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, vol. 3, p. 1760.
- McQueen, Andrew D., et al. (2020). Ecological risk assessment of underwater sounds from dredging operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 16, No. 4, pp. 481–493.
- Merchant, Nathan D., et al. (2012). Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 7, pp. 1320–1329.
- Miksis-Olds, Jennifer L., and Stephen M. Nichols (2016). Is low frequency ocean sound increasing globally? *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 1, pp. 501–11. <https://doi.org/10.1121/1.4938237>.
- Miller, James H., et al. (2017). Overview of underwater acoustic and seismic measurements of the construction and operation of the Block Island Wind Farm. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 141, No. 5, pp. 3993–3993.
- Miller, Kathryn A., et al. (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418.
- Miller, Patrick J.O., et al. (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, vol. 405, No. 6789, p. 903.
- Moretti, David, et al. (2014). A risk function for behavioral disruption of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) from mid-frequency active sonar. *PloS One*, vol. 9, No. 1. e85064.
- Mueller-Blenkle, Christina, et al. (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- National Academies (2017). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. The National Academies Press.
- Nedwell, J., and D. Howell (2004). A review of offshore windfarm related underwater noise sources. *Cowrie Report*, vol. 544, pp. 1–57.
- Nedwell, J.R., et al. (2008). Modelling and measurement of underwater noise associated with the proposed Port of Southampton capital dredge and redevelopment of berths 201/202 and assessment of the disturbance to salmon. *Subacoustech Report*, 805R0444.
- Nichols, Tye A., et al. (2015). Intermittent noise induces physiological stress in a coastal marine fish. *PLoS One*, vol. 10, No. 9. e0139157.
- Nieukirk, Sharon L., et al. (2004). Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 115, No. 4, pp. 1832–1843.
- Norro, A., et al. (2011). Characterisation of the operational noise generated by offshore wind farms in the Belgian part of the Mar del Norte. In *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the Mar del Norte. Selected Findings from the Baseline and Targeted Monitoring*, eds. S. Degraer, Robin Brabant, and B. Rumes, pp. 17–26. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the Mar del Norte Mathematical Models. Marine ecosystem management unit.

- Nunatsiaq News (2016). Trudeau bans future oil, gas activity in Canadian Arctic. Accessed 22 February 2020. https://nunatsiaq.com/stories/article/65674trudeau_bans_future_oil_gas_activity_in_canadian_arctic/
- Oficina de Administración de Energía Oceánica (2020). California Activities. Accessed 1 February 2020. www.boem.gov/renewable-energy/state-activities/california-activities.
- Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2020). CetSound: Cetacean and sound mapping. Accessed 1 February, 2020. <https://cetsound.noaa.gov/cetsound>.
- Organización Internacional de Normalización (ISO) (2016). *ISO 17208-1:2016, I. Underwater Acoustics – Quantities and Procedures for Description and Measurement of Underwater Sound from Ships – Part 1: Requirements for Precision Measurements in Deep Water Used for Comparison Purposes*. Geneva.
- Parks, Susan E., et al. (2010). Individual right whales call louder in increased environmental noise. *Biology Letters*, vol. 7, No. 1, pp. 33–35.
- Paumard, Victorien, et al. (2019). Imaging past depositional environments of the North West Shelf of Australia: lessons from 3D seismic data. In *Sedimentary Basins of Western Australia V: Proceedings of the Petroleum Exploration Society of Australia Symposium, Perth, WA, 2019*, eds. Myra Keep and Steven J. Moss, 30 pp. Petroleum Exploration Society of Australia.
- Pearson, Walter H., et al. (1994). Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of Dungeness crab (*Cancer magister*). *Marine Environmental Research*, vol. 38, No. 2, pp. 93–113.
- Pine, Matthew K., et al. (2012). Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS One*, vol. 7, No. 12. e51790.
- Pirotta, Enrico, et al. (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 19, pp. 9934–46. <https://doi.org/10.1002/ece3.4458>.
- Popper, Arthur N., and Anthony D. Hawkins (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, vol. 94, No. 5, pp. 692–713.
- Prideaux, G., (2017). Technical Support Information to the CMS Family Guidelines on Environmental Impact Assessments for Marine Noise-generating Activities, Convention on Migratory Species of Wild Animals, Bonn.
- Putland, Rosalyn L., et al. (2018). Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 4, pp. 1708–1721.
- Reine, Kevin J., et al. (2012). Characterization of underwater sounds produced by a hydraulic cutterhead dredge fracturing limestone rock. DOER Technical Notas Collection—erdctn-doer-e34. Vicksburg, MI: US Army Engineer Research and Development Center.
- Richardson, W. John, et al. (1995). *Marine Mammals and Noise*. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057303-8.50003-3>.
- Roberts, Louise, et al. (2015). Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 538, pp. 185–195.
- Robinson, Stephen P., et al. (2011). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations.
- Rolland, Rosalind M., et al. (2012). Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 279, No. 1737, pp. 2363–2368.
- Ross, Donald (1976). *Mechanics of Underwater Noise / Donald Ross*. Pergamon Press New York.
- _____ (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, vol. 30, No. 2, pp. 257–261.
- Roth, Ethan H., et al. (2012). Underwater ambient noise on the Chukchi Sea continental slope from 2006–2009. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 1, pp. 104–110.

- Roul, Soubhagya, et al. (2019). Ambient noise estimation in territorial waters using AIS data. *Applied Acoustics*, vol. 148, pp. 375–380. <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.07.036>
- Rustemeier, J., et al. (2011). Testing of bubble curtains to mitigate hydro sound levels at offshore construction sites (2007 to 2011). www.rave-offshore.de/files/downloads/konferenz/konferenz-2012/Session4/4.4_Grieszmann.pdf.
- Rusu, E. (2020). An evaluation of the wind energy dynamics in the Mar Báltico, past and future projections. *Renewable Energy*, vol. 160, pp. 350–362.
- Samuel, Y., et al. (2005). Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 117, No. 3, pp. 1465–1472.
- Sánchez, Rodolfo A., and Ricardo Roura (2016). Supervision of Antarctic Shipborne Turismo: A Pending Issue? In *Turismo in Antarctica: A Multidisciplinary View of New Activities Carried Out on the White Continent*, eds. Monika Schillat et al., pp. 41–63. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-39914-0_3.
- Sertlek, Hüseyin Özkan, et al. (2019). Fuente specific sound mapping: Spatial, temporal and spectral distribution of sound in the Dutch Mar del Norte. *Environmental Pollution*, vol. 247, pp. 1143–1157.
- Shannon, Graeme, et al. (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 4, pp. 982–1005.
- Shell (2015). Shell updates on Alaska exploration. Accessed 14 February 2020. www.shell.com/media/news-and-media-releases/2015/shell-updates-on-alaska-exploration.html.
- Simpson, Stephen D., et al. (2008). Settlement-stage coral reef fishes prefer the higher frequency audible component of reef noise. *Animal Behaviour*, vol. 75, pp. 1861–1868. [10.1016/j.anbehav.2007.11.004](https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.11.004).
- _____ (2016a). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, vol. 7, p. 10544.
- _____ (2016b). Small-boat noise impacts natural settlement behavior of coral reef fish larvae. In *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 1041–1048. Springer.
- Širović, Ana, et al. (2016). Ocean ambient sound south of Bermuda and Panama Canal traffic. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 5, pp. 2417–2423.
- _____ (2013). Ocean noise in the tropical and subtropical Pacific Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 134, No. 4, pp. 2681–89. <https://doi.org/10.1121/1.4820884>.
- Sistema Mundial de Observación del Océano (GOOS) (2020). Essential Ocean Variables. Accessed 22 February 2020. www.goosocean.org/index.php?option=com_content&view=article&id=170&Itemid=114
- Sivle, Lise Doksæter, et al. (2012). Changes in dive behavior during naval sonar exposure in killer whales, long-finned pilot whales, and sperm whales. *Frontiers in Physiology*, vol. 3, art. 400.
- Smith, Laurence C., and Scott R. Stephenson (2013). New Trans-Arctic shipping routes navigable by mid-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 13, pp. E1191–E1195. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214212110>.
- Spiga, Ilaria, et al. (2016). Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*, vol. 27: p.040005. ASA.
- Thompson, Kirsten F., et al. (2018). Seabed mining and approaches to governance of the deep seabed. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 480.
- Tournadre, J. (2014). Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters*, vol. 41, No.22, pp. 7924–32. <https://doi.org/10.1002/2014GL061786>.
- Tsuji, Koki, et al. (2018). Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PloS One*, vol. 13, No. 10. e0204112.

- Turner, Stephen, et al. (2006). Preliminary acoustic level measurements of airgun sources from Conoco Phillips' 2006 seismic survey in Alaskan Chukchi Sea. *JASCO Research, Victoria, BC*.
- Tyack, Peter L., et al. (2011). Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS One*, vol. 6, No. 3. e17009.
- Urosevic, M., et al. (2019). Seismic Exploration of Mineral Resources in Western Australia with Distribute Acoustic Sensing, vol. 2019, No. 1, pp. 1–5. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201902377>.
- Vettor, Roberto, and C. Guedes Soares (2015). Detection and Analysis of the Main Routes of Voluntary Observing Ships in the Atlántico septentrional. *Journal of Navegación*, vol. 68, No. 2, pp. 397–410. <https://doi.org/10.1017/S0373463314000757>.
- Weilgart, Lindy S. (2018). The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates. Report for Ocean-Care, Switzerland. www.oceancare.org/wp-content/uploads/2017/10/OceanNoise_FishInvertebrates_May2018.pdf.
- Wenz, Gordon M. (1962). Acoustic Ambient Noise in the Ocean: Spectra and Fuentes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 34, No. 12, pp. 1936–56. <https://doi.org/10.1121/1.1909155>.
- Wiggins, Sean M., et al. (2016). Golfo de México low-frequency ocean soundscape impacted by airguns. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 140, No. 1, pp. 176–183.
- Würsig, B., et al. (2000). Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research*, vol. 49, No. 1, pp. 79–93.
- Xu, W., et al. (2020). Proliferation of offshore wind farms in the Mar del Norte and surrounding waters revealed by satellite image time series. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 133, p. 110167.
- Yang, Chun-Mei, et al. (2018). Observation and comparison of tower vibration and underwater noise from offshore operational wind turbines in the East China Sea Bridge of Shanghai. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 144, No. 6, EL522.

Capítulo 21

Novedades en el ámbito de las fuentes de energía renovable

Contribuidores: Takvor Soukissian, Joan Bondareff, Valerie Cummins, Amardeep Dhanju, Carlos Garcia-Soto (corresponsable), Lars Golmen, Osman Keh Kamara (corresponsable), Jimmy Murphy, Eric Mwangi Njoroge, Anastasia Strati (responsable) y Georges Vougioukalakis.

Ideas clave

- El sector eólico marino se está expandiendo a regiones del planeta que en la actualidad no tienen instalaciones para servicios públicos (conectadas a la red pública). El uso de plataformas flotantes es un gran paso adelante, ya que permite al sector expandirse a aguas más profundas.
- En 2019 el sector eólico marino desplegó 28,3 gigavatios (GW) de capacidad instalada a nivel mundial (22 GW en Europa, principalmente en el mar del Norte, 5,9 GW en China y 0,4 GW en otros mercados).
- En el próximo decenio, Asia y los Estados Unidos de América podrían ser grandes impulsores del desarrollo y la instalación de infraestructuras de energía eólica marina.
- Por el momento ningún proyecto de energía undimotriz o de las corrientes oceánicas ha logrado la plena comercialización de la energía para servicios públicos, y los proyectos de energía mareomotriz siguen siendo escasos.
- Los avances en el almacenamiento de energía podrían contribuir de manera considerable al desarrollo de la energía eólica marina y otras tecnologías de energía renovable marina (ERM).
- El emplazamiento adecuado de los proyectos de ERM podría minimizar los conflictos con otros usos del océano y los efectos en el medio marino.

1. Introducción

En este capítulo se tratan los avances realizados en los últimos años en cuanto a los conocimientos y la capacidad relativos a los diversos tipos de ERM a nivel mundial. A los efectos del presente capítulo, la categoría de ERM incluye la energía eólica marina, la energía mareomotriz y de las corrientes oceánicas, la energía undimotriz, la energía térmica oceánica, la potencia osmótica, la energía de la biomasa marina y la energía solar y geotérmica marina. Este capítulo guarda relación con los capítulos 6F, 8A, 7K, 9, 19, 20, 26, 27 y 28 de la presente Evaluación.

1.1. El cambio climático y el reto de la energía limpia

El uso de energía a base de combustibles fósiles es el responsable de una gran proporción de las emisiones antropógenas de gases de efecto invernadero a nivel mundial. En 2019 el consumo mundial de energía aumentó un

0,6 %, ² mientras que las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) relacionadas con la energía disminuyeron un 3,2 % (Agencia Internacional de Energía (AIE), 2020). No obstante, la concentración media mundial de CO₂ atmosférico fue de 409,8 partes por millón, la máxima en 800.000 años (Dlugokencky y Tans, 2020), al tiempo que la temperatura media mundial fue 1,1 °C superior a los niveles preindustriales, considerando un error medio de 0,1 °C (Organización Meteorológica Mundial (OMM), 2020).

Dada la situación actual de las emisiones de gases de efecto invernadero, es muy probable que se supere el umbral de temperatura acordado, a saber, un aumento de 1,5 °C o 2 °C con respecto a niveles preindustriales. Como se señaló claramente en el informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático titulado Global Warming of 1.5 °C (2018), para que el calentamiento global no sea de más de 1,5 °C, para 2030 las emisiones antropógenas netas mundiales de CO₂ tendrían que haber disminuido un 45 %

² Enerdata, "Consumption", Global Energy Statistical Yearbook 2020. Pueden consultarse en <https://yearbook.enerdata.net/total-energy/world-consumption-statistics.html> (accessed on 25 July 2020).

con respecto a los niveles de 2010, y en torno a 2050 se tendrían que lograr unas emisiones netas cero. Esto implica que las emisiones restantes tendrían que compensarse eliminando el CO₂ del aire. Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero es, por tanto, un paso importante para mitigar el cambio climático. A fin de avanzar en esa dirección, muchos Esta-

dos están tomando medidas para desarrollar las fuentes de energía renovable, como la ERM, con miras a cumplir los objetivos nacionales de energía limpia y cambio climático. La ERM también guarda relación con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 7, en el que se reconoce que la energía asequible y limpia es clave para el desarrollo.³

2. Estado de la energía renovable marina a nivel mundial

2.1. Avances en los conocimientos y la capacidad entre 2010 y 2020

El océano podría ser una de las principales fuentes de energía renovable. Además de contribuir a la mitigación del cambio climático, la ERM puede fomentar el desarrollo económico, la seguridad energética y el acceso a la energía en regiones costeras remotas (Edenhofer et al., 2011). En 2019 la capacidad eólica marina instalada a nivel mundial aumentó 4,7 GW y fue en total de 28,3 GW, lo que supone un aumento del 19,8 % con respecto a 2018. La capacidad mundial de otros tipos de ERM fue de 531 megavatios (MW), el 90 % de los cuales correspondieron a sendas presas mareomotrices en Francia y la República de Corea (Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA), 2020a).

Los diversos tipos de tecnologías de ERM evolucionan y se desarrollan a diferentes ritmos: la tecnología eólica marina fijada al fondo ha llegado a su madurez y está técnicamente avanzada, la tecnología eólica marina flotante está a punto de comercializarse y los convertidores de energía mareomotriz han llegado a la fase comercial, mientras que otras tecnologías se encuentran en fase de desarrollo.⁴ Entre los mercados emergentes de la energía eólica marina se cuentan los Estados Unidos, la India,

el Japón y la República de Corea.⁵ Se ha producido un aumento considerable de la capacidad nominal de las turbinas eólicas; de hecho, se prevé que en 2021 se empiecen a comercializar turbinas de hasta 12 MW.⁶

2.2. Avances regionales

2.2.1. Energía eólica marina

Según la AIE (en colaboración con Imperial College London), el potencial técnico mundial de la energía eólica marina supera los 120.000 GW (AIE, 2019). Domina el sector Europa, cuya capacidad acumulada en 2019 fue de 21,98 GW. Los principales países que explotan la energía eólica marina son el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (1,7 GW instalados en 2019 y 9,9 GW en total), Alemania (1,1 GW instalados en 2019 y 7,5 GW en total) y China (1,3 GW instalados en 2019 y 5,9 GW en total) (IRENA, 2020a).

Se han producido importantes avances en el sector. El mayor parque eólico marino del mundo, Hornsea One, en el Reino Unido, se terminó de construir en 2020 y tiene una capacidad instalada de 1,2 GW. En 2019, el prototipo Haliade-X 12 MW, diseñado por el fabricante estadounidense de turbinas eólicas GE, se convirtió en la mayor turbina eólica jamás construida. A medida que aumenta el tamaño de las turbinas

³ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

⁴ Véase Comisión Europea, "New technologies in the ocean energy sector", 29 de octubre de 2018.

⁵ Véase Consejo Mundial de Energía Eólica, "The growth of the global offshore wind market will be driven by Asia", 23 de septiembre de 2019.

⁶ Véase GE, "GE Renewable Energy unveils the first Haliade-X 12 MW, the world's most powerful offshore wind turbine", 22 de julio de 2019.

Figura I
Primer parque eólico comercial del mundo formado por turbinas eólicas flotantes



Photographer: Øyvind Gravås/Woldcam; image provided by Equinor.

y los parques eólicos marinos, adquieren más importancia cuestiones como su posible impacto ambiental, los efectos en la pesca y el uso por parte de las personas de zonas ubicadas en las proximidades de los parques eólicos o dentro de ellos.

La energía eólica marina está poniendo de manifiesto la viabilidad, tanto técnica como económica, de los proyectos para servicios públicos en diferentes entornos marinos. El costo energético normalizado ponderado mundial⁷ de los proyectos para servicios públicos ha disminuido un 28,6 % desde 2010, lo que ha impulsado la instalación en todo el mundo (IRENA, 2020b). Además, el sector considera que para 2030 se podría un costo energético normalizado del orden de los 50 €/MWh.⁸

Los costos se han reducido principalmente empleando turbinas más grandes y eficientes en parques eólicos marinos de mayor tamaño, disminuyendo los gastos de capital a la hora de financiar proyectos y teniendo asegurada una gran cartera de proyectos, que ha permitido la inversión y la innovación de la cadena de suministro. Las plataformas fijas son viables para profundidades de hasta 60 m, pero el sector también planea operar en aguas más profundas en la próxima década utilizando plataformas flotantes. Muchos países costeros consideran que la energía eólica flotante contribuirá en gran medida a lograr las metas de producción de energía renovable. El primer parque eólico marino flotante del mundo para servicios públicos, ubicado frente a la costa de Peterhead (Escocia, Reino Unido), comenzó a

⁷ El costo energético normalizado es el valor actual del precio mínimo medio de la energía eléctrica producida que se necesita para compensar el costo total de su producción (construcción, funcionamiento y mantenimiento, y combustible). Se normaliza a lo largo de la vida útil de una central.

⁸ Véase también Kerry Chamberlain, "Offshore wind opex set to fall 40% by 2030 as suppliers dig deep", Reuters Events, 25 de octubre de 2017.

producir energía en 2017 y utiliza el concepto Hywind, desarrollado por la empresa noruega Equinor (Musial et al., 2019; véase la figura siguiente). Esto supone un hito para el sector eólico marino en cuanto al desarrollo de proyectos en aguas más profundas y más lejos de la costa..

El que la energía eólica marina haya logrado reducir los gastos de instalación y producción, junto con los conocimientos especializados de la energía eólica terrestre, ha hecho que la energía eólica marina sea la principal ERM.

2.2.2. Energía mareomotriz y de las corrientes oceánicas

Según las estimaciones, la capacidad mundial de generación de energía mareomotriz (recurso combinado de la amplitud teórica de la marea y las corrientes de marea) es de 3 teravatios (TW) (Lewis et al., 2011; Scottish Enterprise, 2018), mientras que el potencial mundial de las corrientes oceánicas es de 450 GW.⁹ Para producir energía a partir de las corrientes de marea, es necesario que el agua fluya a una velocidad superior a los 2,0 m/s (Encarnacion et al., 2019). El efecto embudo de las bahías, los estuarios y las rías puede hacer que sea viable generar energía mareomotriz o de las corrientes. Lugares como la bahía de Fundy (Canadá), el estrecho de Cook (Nueva Zelanda) y el fiordo de Pentland (Escocia) son conocidos por presentar un potencial notable y han sido elegidos para explotarlos. Las primeras iniciativas comerciales, como las centrales mareomotrices de La Rance (Francia), de 240 MW, y Sihwa Lake (República de Corea), de 254 MW, aprovechan la energía mareomotriz con embalses generados mediante la construcción de presas.

Aunque se han propuesto varios proyectos de energía mareomotriz, en particular en la costa oeste del Reino Unido, se ha avanzado poco

en su construcción, principalmente porque las presas pueden afectar a los ecosistemas y la calidad del agua (Kadiri et al., 2012). El gasto de capital es también otro factor de disuasión, ya que es muy elevado. En consecuencia, el sector de la energía mareomotriz se ha centrado en generar energía a partir de corrientes de marea de gran velocidad empleando turbinas mareomotrices de eje horizontal, que han pasado de instalarse individualmente a modo de prototipo a instalarse en grupos pequeños (Encarnacion et al., 2019). El programa de vigilancia ambiental que acompañó a la instalación del primer generador de corriente de mareas comercial a gran escala (SeaGen) fue también la hoja de ruta de otros proyectos de energía mareomotriz (Savidge et al., 2014). La primera central mareomotriz con varias turbinas (3 de 100 kW) conectada a la red pública se encuentra en las islas Shetland y lleva en funcionamiento desde 2016,¹⁰ mientras que el proyecto MeyGen, también en Escocia, es en estos momentos la mayor central mareomotriz, con 6 MW.¹¹ No obstante, desde 2016 el sector ha estado en gran medida estancado, sobre todo en el Reino Unido. Además, con la notoria crisis de OpenHydro, el sector recibió bastante publicidad negativa.¹² En 2020, la energía mareomotriz aún no había dado el salto a la instalación de proyectos para servicios públicos.

2.2.3. Energía undimotriz

Se estima que el potencial teórico de la energía undimotriz a nivel mundial es de 2,11 TW, y en general se considera que los lugares con valores de en torno a los 30 kw/m (o incluso menos) son comercialmente viables para generar energía undimotriz, dependiendo de la tecnología que se utilice (Sandberg et al., 2016). Los lugares que presentan mayor potencial se encuentran entre las latitudes 40° y 60° (Gunn y Stock-Williams, 2012). Por ejemplo, en algunos

⁹ Véase Ocean Energy Council, "Ocean Current Energy". Pueden consultarse en www.oceanenergycouncil.com/ocean-energy/ocean-current-energy/ (accessed on 15 July 2020).

¹⁰ Véase Yasmin Ali, "World's first grid connected baseload tidal power station", Microgrid Knowledge, 27 November 2018.

¹¹ Véase Simec Atlantis Energy, "MeyGen", (accessed on 15 July 2020).

¹² Véase Offshore Energy, "OpenHydro another casualty of innovation 'valley of death', EMEC says", 27 July 2018.

lugares de la costa de Irlanda, la densidad de potencia media anual supera los 80 kW/m.

En 2019 al sector aún le faltaba bastante para llegar a la etapa de comercialización, pero se había avanzado en la evaluación de las dificultades que conlleva generar energía undimotriz a un costo razonable. Entre los principales desafíos se cuentan el hostil entorno en el que los convertidores generan energía y la necesidad de diseñar tecnologías que puedan funcionar durante toda la vida útil de los proyectos comerciales. Se están desarrollando numerosos conceptos y dispositivos de conversión de la energía undimotriz, pero esta variedad ha dado pie a la falta de convergencia y de objetivos generales en el sector. No obstante, desde 2015, empresas como Wello Oy¹³ y SeaBased¹⁴ han desplegado múltiples convertidores de energía undimotriz a gran escala, mientras que Ocean Energy instalará un dispositivo de conversión de energía undimotriz en Hawái.¹⁵

2.2.4. Energía del gradiente de salinidad y del gradiente térmico

La energía del gradiente de salinidad es producto de las diferencias de salinidad de distintas masas de agua del mar y se obtiene cuando se mezclan el agua dulce y el agua salada. Para este recurso se estima un potencial teórico mundial de entre 647 GW y 1.183 GW (IRENA, 2014; Álvarez-Silva et al., 2016). Hasta la fecha, las tecnologías más prometedoras son la ósmosis por presión retardada y la electrodiálisis inversa (Schaetzle y Buisman, 2015). La ósmosis por presión retardada se utilizó por primera vez en 2009, en Noruega (Chae y Kim, 2018), mientras que la electrodiálisis inversa se utilizó por primera vez en 2014, en una central piloto del sur de Italia (Tedesco et al., 2017).

La energía del gradiente térmico es producto de las diferencias de temperatura de varias masas de agua de mar a diversas profundida-

des (Rau y Baird, 2018). Se estima que el potencial teórico de la conversión de energía térmica oceánica es de entre 1 TW y 3 TW, o de hasta 7 TW si se incluye la desalinización (Scottish Enterprise, 2018). El diferencial mínimo de temperatura entre masas de agua de mar necesario para producir energía es del orden de los 20 °C, lo cual ocurre en la zona comprendida entre las latitudes 30° norte y 30° sur (Breeze, 2019). Los países más activos del sector de la conversión de energía térmica oceánica son China, los Estados Unidos, Filipinas, Francia, el Japón, Malasia, Omán, los Países Bajos y la República de Corea (Edenhofer et al., 2011; Lewis et al., 2011). Hay varios proyectos de conversión de energía térmica oceánica en fase de desarrollo o ya plenamente operativos, como una instalación terrestre de 100 KW en Kailua-Kona (Hawái, Estados Unidos), que se conectó a la red eléctrica en 2015 (Patel, 2015), un prototipo terrestre instalado en 2012 en la Reunión (Francia)¹⁶ y una planta de 250 kW ubicada en la isla de Kumejima (Japón), que lleva en funcionamiento desde 2013.¹⁷ Las aguas profundas, ricas en nutrientes, pueden utilizarse también para mejorar la maricultura y la piscicultura en tierra, con lo que se generarían unos ingresos adicionales considerables. La conversión de energía térmica oceánica, la energía undimotriz y la energía de las corrientes oceánicas presentan un gran potencial para el continente africano.

2.2.5. Energía de la biomasa marina

La energía de la biomasa marina supone utilizar algas marinas y otra materia orgánica viable para producir biocombustible. El uso de la biomasa marina podría solventar muchas de las limitaciones asociadas a la producción de energía de la biomasa terrestre, como la competencia por las tierras agrícolas con los cultivos alimentarios y el uso en la agricultura de fertilizantes y plaguicidas intensivos en ener-

¹³ Véase <https://wello.eu>.

¹⁴ Véase <https://seabased.com/projects>.

¹⁵ Véase Association of Energy Engineers, Hawaii Capítulo, Blog Archives, "Navy's wave energy test site: Ocean energy deployment", 27 February 2020. Pueden consultarse en https://aeehawaii.org/blog///wave_article.

¹⁶ Véase Ocean Energy Europa, "OTEC", (accessed on 17 July 2020).

¹⁷ Véase OTEC Okinawa, Renewable Energy for the Future, "Related projects". Pueden consultarse en <http://otecokinawa.com/en/Project/index.html>, (accessed on 17 July 2020).

gía. El interés en la energía de la biomasa también se ve impulsado por la gran productividad de los ecosistemas marinos en comparación con los ecosistemas terrestres (Sheehan et al., 1998; Perlack et al., 2005) y la versatilidad de la biomasa marina, que puede adaptarse a muy diversas condiciones de salinidad e intensidad lumínica.

El ciclo de producción de biocombustibles marinos tiene dos componentes: el cultivo continuo de biomasa marina a una escala lo suficientemente grande como para sustentar el ciclo de producción de biocombustibles, y la conversión de la biomasa marina en biocombustibles. Se considera que el kelp gigante, que crece unos 60 cm al día, es uno de los organismos más prolíficos del planeta.¹⁸ En la actualidad se está tratando de desarrollar en mar abierto, frente a la costa del Pacífico de los Estados Unidos, un sistema de cultivo de kelp gigante, para convertirlo posteriormente en biocrudo (Buck, 2019). Aunque la biomasa marina sigue siendo una prometedora fuente de energía, todavía no se produce biocombustible a partir de ella a escala industrial. Además, es necesario proseguir los cálculos de la intensidad de carbono de los biocombustibles marinos teniendo en cuenta la absorción de CO₂ en el sistema de cultivo durante la fotosíntesis y las emisiones que se generan durante la combustión de biocombustible.

2.2.6. Nuevas fuentes de energía renovable marina

Entre las fuentes de ERM nuevas cabe destacar la energía solar marina y la energía geotérmica del fondo marino. La energía solar marina se encuentra en una etapa de desarrollo incipiente, pero presenta un potencial comercial considerable (Wang et al., 2019). Por su parte, la energía geotérmica del fondo marino, a diferencia de la tecnología de generación de energía geotérmica en tierra, sigue en una eta-

pa conceptual (Shnell, 2009; Shnell et al., 2015; Pedamallu et al., 2018).

La energía solar marina se basa en sistemas flotantes diseñados para soportar las duras condiciones ambientales que existen en el mar.¹⁹ Dado que en el medio marino se puede aprovechar íntegramente la radiación solar durante el día, parece ser una alternativa ideal para el sector solar. Si bien los sistemas de energía solar marinos son más caros de instalar que los terrestres, suelen ser más eficientes, ya que los paneles están en contacto directo con el agua del mar, de manera que se reducen las pérdidas térmicas y se reduce la temperatura de los paneles (Trapani y Redón Santafé, 2015; Sahu et al., 2016; Ranjbaran et al., 2019; Spencer et al., 2019). El primer parque de paneles solares flotantes en el medio marino se instaló en 2014 en Maldivas.²⁰ Los Emiratos Árabes Unidos, el Japón, los Países Bajos y Singapur están interesados también en construir parques de energía solar marinos. En muchos otros países, como Australia, el Brasil, China, la India, el Japón y la República de Corea, existen parques flotantes en masas de agua interiores en funcionamiento o en etapa de desarrollo o consideración (Grupo Banco Mundial et al., 2019)

En la actualidad el uso de energía geotérmica se limita a zonas terrestres que albergan recursos geotérmicos (Tester et al., 2006; Saibi et al., 2013). No obstante, en el fondo oceánico se pueden encontrar grandes cantidades de recursos geotérmicos en estado supercrítico (fluidos a temperaturas y presiones muy altas), por ejemplo en las dorsales volcánicas mesoceánicas (Hiriart y Hernandez, 2010). Entre los beneficios de la energía geotérmica marina destaca el uso de agua del mar como fluido geotérmico ilimitado y, por su fría temperatura, como condensador ilimitado para el sistema de intercambiadores de calor (Banerjee et al., 2018). Las centrales geotérmicas marinas no necesitan superficie terrestre ni que se amplíe

¹⁸ Véase Oceana, "Giant kelp", (accessed on 17 July 2020).

¹⁹ Véase Kosatka.Media, "High-wave offshore panels soon a reality", 22 July 2019.

²⁰ Véase Swimsol, "Recent Swimsol solar energy projects". Pueden consultarse en <https://swimsol.com/solar-projects-offshore-solar-sea-and-rooftop>.

el campo energético y, en comparación con las centrales terrestres, presentan un mayor potencial de desarrollo, aunque en el marco financiero actual no son rentables (Karason et al., 2013).

Las iniciativas en marcha, como el proyecto Marsili, en Italia, y el proyecto relativo a los respiraderos hidrotérmicos del golfo de California, producen energía a partir del vapor que emiten, respectivamente, un volcán sub-

marino y respiraderos hidrotérmicos. Se han encontrado asimismo lugares con potencial de exploración geotérmica marina en Islandia e Indonesia (Karason et al., 2013; Prabowo et al., 2017). En los Países Bajos, el Programa de Exploración del Calor Geotérmico Ultraprofundo está estudiando la viabilidad de proyectos geotérmicos marinos para valorar si se hacen nuevas inversiones (Heijnen et al., 2019).

3. Posibles impactos ambientales del desarrollo de la energía renovable marina

La generación de energía a partir de ERM puede contribuir a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, la contaminación del agua, la materia particulada y los desechos y a mitigar el cambio climático. No obstante, dado que toda intervención humana en el medio marino tiene impactos inevitables en los sistemas bióticos y abióticos circundantes, es fundamental mitigar o evitar los efectos negativos y aumentar los positivos; para evaluar esos efectos, es indispensable evaluar el impacto ambiental (Mendoza et al., 2019). La magnitud y la duración de los impactos ambientales depende del tamaño y la escala del proyecto, su ubicación y el tipo de ERM en cuestión; por ejemplo, en estudios de simulación se ha constatado que los efectos en el medio físico de grupos reducidos de convertidores de energía undimotriz son mínimos. Una manera práctica de evaluar el impacto ambiental de una instalación de ERM es considerar las interacciones entre los factores de estrés ambiental introducidos por la instalación (p. ej., el riesgo de colisión o el ruido submarino) y los receptores (p. ej., los elementos del ecosistema, como las aves o los mamíferos marinos). Los receptores que se tratan a continuación son los hábitats bentónicos y pelágicos, los peces y la pesca, las aves marinas y los murciélagos, los mamíferos

marinos y el sistema oceanográfico y la morfología costera.

Como hay en marcha proyectos eólicos marinos desde 1991, se ha podido ir acumulando experiencia en cuanto a sus efectos ambientales. Por ejemplo, en 2008 se puso en marcha un programa integral de vigilancia ambiental en la parte belga del mar del Norte, cuando comenzaron a funcionar las primeras turbinas eólicas marinas, y desde entonces, hasta 2019, se han publicado anualmente informes sobre sus efectos ambientales.²¹ Sin embargo, los impactos de otros sistemas de ERN no se han estudiado en profundidad porque existen pocos convertidores de energía undimotriz y pocas turbinas de energía mareomotriz y de las corrientes oceánicas; por ello, los datos de referencia y posteriores a la instalación de estos sistemas son limitados (Copping y Hemery, 2020). Se pueden consultar análisis de los impactos ambientales de las instalaciones de ERM en Bray et al., 2016; Willstead et al., 2017; Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), 2019; y Copping y Hemery, 2020.

3.1. Hábitats bentónicos y pelágicos

La infraestructura submarina de las instalaciones de ERM, como las cimentaciones y las

²¹ Véase Kelle Morau, "Offshore wind farms and the marine ecosystem: 10 years of monitoring", Royal Belgian Institute of Natural Sciences, 15 June 2020.

anclas, los sistemas de amarre y los cables, puede afectar a los hábitats bentónicos (p. ej., arrecifes, formaciones coralígenas y praderas submarinas) y pelágicos, alterando su función y sus características. Estas alteraciones son consecuencia de los daños (p. ej., durante la instalación de cables o por la erosión en torno al dispositivo o la cimentación) y de la creación de hábitats (mediante el establecimiento de reservas y arrecifes artificiales y la bioincrustación) (Copping y Hemery, 2020). Al introducir un sustrato duro, la infraestructura instalada contribuye en gran medida a la creación de hábitats nuevos (que pueden reemplazar a otros o restaurar hábitats dañados), que podrían atraer también a nuevas especies; esta cuestión debería considerarse en el marco de los objetivos concretos de gestión de cada instalación. Se describen más efectos indirectos en Copping y Hemery (2020).

Aunque no cabe duda de que es necesario seguir investigando al respecto, los arrecifes artificiales diseñados adecuadamente pueden tener impactos positivos en el medio marino. Las cimentaciones de las turbinas eólicas pueden utilizarse como arrecifes artificiales, mejorar la conectividad entre áreas marinas protegidas y facilitar la acuicultura sostenible (Bishop et al., 2017; Boero et al., 2017; Roa-Ureta et al., 2019; Glarou et al., 2020). Además, se considera que los beneficios ambientales de no retirar completamente los parques eólicos marinos una vez desmantelados son notables, ya que las subestructuras que queden pueden mejorar la biodiversidad, proporcionar hábitats de arrecifes y brindar protección frente a la pesca de arrastre (Topham et al., 2019).

Es necesario investigar mucho más las interacciones de la energía solar flotante y la energía geotérmica del fondo oceánico con los hábitats acuáticos. Los paneles solares flotantes, que son objeto de bioincrustación, pueden tener efectos ambientales en las especies que dependen de la radiación solar (como los corales, las praderas submarinas y los bosques de kelp) y alterar la biodiversidad (Sahu et al., 2016; Pimentel Da Silva y Branco, 2018). Los cambios en la concentración de fluido derivados del uso de energía geotérmica del fondo oceánico

podrían causar impactos ambientales a gran escala, como la pérdida y la degradación de los hábitats (Pedamallu et al., 2018).

3.2. Peces y pesca

La infraestructura submarina de las instalaciones de ERM puede plantear riesgo de colisión para los peces. Este riesgo varía en función de la abundancia de peces, la velocidad del agua y la frecuencia de rotación de la turbina, entre otras cosas. No obstante, por ahora se desconoce si efectivamente se han producido colisiones de peces contra turbinas submarinas, y, de producirse, serían difíciles de observar. Así pues, se desconoce si la colisión tiene consecuencias, como lesiones o la muerte, y es necesario seguir investigando los efectos subletales y no relacionados con el contacto (Copping y Hemery, 2020). Además, se carece de información pertinente sobre el comportamiento de los peces ante las estructuras submarinas de ERM. Es probable que los animales marinos de gran tamaño tengan problemas de enredamiento (Taormina et al., 2018).

Los cables de transmisión que conectan los proyectos de ERM a subestaciones eléctricas terrestres generan cambios electromagnéticos que pueden afectar a los organismos que tienen electrorreceptores específicos para fines de orientación, apareamiento, navegación y caza, como los elasmobranquios, los mamíferos marinos y los invertebrados. Los factores que determinan la vulnerabilidad de los organismos marinos a los campos electromagnéticos son: a) el volumen o el tamaño de la corriente eléctrica que transporta el cable, b) el diseño del cable y c) la distancia entre los organismos marinos y el cable eléctrico (Snyder et al., 2019). Evidentemente, es necesario seguir investigando para entender si los campos electromagnéticos son perjudiciales para las pocas especies que los pueden detectar. En Copping y Hemery (2020) se señala que los datos preliminares indican que es posible eliminar el riesgo que plantean los campos electromagnéticos derivados de un número reducido de dispositivos de ERM.

Por último, es necesario investigar en mayor profundidad las posibles interacciones am-

bientales de la ERM con la pesca, teniendo presente que algunos de los principales mercados de energía eólica marina, como Dinamarca y el Reino Unido, permiten la pesca comercial dentro de los parques eólicos marinos. En el contexto de la explotación de la energía de la biomasa marina, deberían considerarse los efectos que cualquier producción a gran escala de macroalgas podría tener en la pesca y los riesgos que supondría para las especies protegidas (Langton et al., 2019).

3.3. Aves marinas y murciélagos

Se considera que el desarrollo de las ERM supone un riesgo para las aves marinas. La presencia física de parques eólicos marinos puede suponer una amenaza para las aves marinas tanto a nivel individual como a nivel de población, y la magnitud del impacto se determina teniendo en cuenta numerosos factores, como la especie, las características y las condiciones del lugar y las variaciones estacionales. Los efectos más importantes son las colisiones, tanto letales como subletales, de aves, la obstaculización del movimiento (sobre todo el desplazamiento de las zonas de alimentación), la evasión, la atracción y la pérdida de hábitats. Dierschke et al. (2016) observan que se desconoce el grado en que las aves marinas se ven desplazadas de los parques eólicos marinos o atraídas a ellos. En concreto, un estudio analítico de 20 parques eólicos marinos de mares europeos puso de manifiesto que las respuestas conductuales de las aves marinas eran variadas, e iban desde una fuerte evasión hasta una fuerte atracción. Al mismo tiempo, muchas especies apenas presentaron respuesta conductual, y algunas especies utilizaron las estructuras de los parques para descansar en seco. El aumento de la disponibilidad de alimentos por el efecto de los arrecifes artificiales parece influir bastante en varias especies. También se ha constatado que las aves de gran tamaño corporal evitan las turbinas eólicas marinas (Fox y Petersen, 2019). No obstante, es necesario llevar a cabo campañas de monitoreo a largo plazo para completar los conocimientos sobre el compor-

tamiento de las aves, incluidas las marinas, en torno a las turbinas eólicas y para disponer de estimaciones fiables sobre las colisiones de aves con ellas. El emplazamiento adecuado de los parques y el apagado de las turbinas a demanda podrían disminuir el número de muertes de aves durante el funcionamiento de los parques eólicos marinos (Marques et al., 2014; Best and Halpin, 2019).

Como existen pocos estudios sobre las interacciones directas entre las aves buceadoras y las turbinas mareomotrices, no hay datos que demuestren que esas interacciones efectivamente se producen ni que las turbinas sean perjudiciales para las aves a nivel individual o de población. La información más reciente publicada sobre los efectos del desarrollo de la ERM en las aves marinas figura en Copping y Hemery (2020), mientras que Isaksson et al. (2020) formulan recomendaciones al respecto.

Por último, los posibles efectos de los parques eólicos marinos en los murciélagos no se entienden bien. Dado que se han observado murciélagos en entornos marinos, cabe esperar impactos similares a los de los parques eólicos terrestres (Arnett et al., 2016).

3.4. Mamíferos marinos

Si bien no se han observado colisiones de mamíferos marinos con las partes móviles de los dispositivos de ERM (p. ej., las palas de las turbinas mareomotrices), la posibilidad de que se produzcan y las consecuencias que podrían tener, que siguen sin conocerse, continúan siendo objeto de investigación. El enredamiento de los mamíferos marinos con los amarres, los cables y las anclas es otra cuestión que también se ha comenzado a investigar recientemente. Se considera que el riesgo de lesión y muerte de mamíferos marinos a causa del enredamiento es bajo en el caso de un único dispositivo; no obstante, para poder analizar mejor el riesgo es necesario disponer de resultados de modelización y observaciones de campo. Entre las cuestiones que se desconocen o sobre las que hay incertidumbre se cuentan el riesgo de colisión que plantean

los grupos de turbinas y el riesgo de colisión a nivel de población (Copping y Hemery, 2020).

En cuanto al ruido submarino que emiten los dispositivos de ERM al funcionar, no es probable que cause lesiones acústicas a los animales marinos y es poco probable que altere su comportamiento. A diferencia de ello, el ruido submarino que se genera en la fase de construcción de las instalaciones de ERM sí puede tener impactos considerables. Por ejemplo, el ruido submarino que se genera en la hinca de pilotes (para parques eólicos marinos fijados al fondo) puede encubrir los sonidos de ecolocalización que emiten algunos mamíferos marinos para navegar, cazar y comunicarse, y podría dificultar la audición de los peces y los mamíferos. Estos problemas pueden solucionarse prohibiendo la hinca de pilotes durante la migración de los mamíferos marinos, por ejemplo, o adoptando medidas de mitigación del ruido (Koschinski y Lüdemann, 2013). En este sentido, los sistemas eólicos flotantes y las cimentaciones de parques eólicos marinos fijados al fondo que no necesitan pilotes —como las cimentaciones basadas en la gravedad y los cubos de succión— presentan ventajas con respecto a las cimentaciones fijadas al fondo con pilotes. Son también fuente de ruido submarino el aumento del tráfico marítimo durante las actividades de construcción y desmantelamiento, la rotación de las turbinas, el desplazamiento del líquido con las palas de las turbinas y operaciones como las explosiones submarinas, la descarga de rocas y el dragado.

4. Beneficios e impactos socioeconómicos del despliegue de energía renovable marina

4.1. Beneficios socioeconómicos

La ERM puede impulsar el desarrollo económico regional y local, ya que brinda acceso a energía fiable en las zonas costeras y en islas sin conexión y Estados insulares (Kuang et al., 2016). La presencia de ERM en la canasta de

3.5. Sistema oceanográfico y morfología costera

El desarrollo de la ERM en proyectos a gran escala podría alterar los procesos físicos determinados por las olas, las corrientes y las mareas. Habida cuenta de los resultados de diversas simulaciones con modelos numéricos, dentro de las instalaciones de ERM y en sus inmediaciones se producen cambios en la circulación del agua, la altura de las olas, la velocidad de las corrientes, la salinidad, el transporte de sedimentos y la calidad del agua. Hasta 2020 se habían hecho pocos estudios de campo y en laboratorio para cuantificar los impactos de los dispositivos de ERM. Es posible también que la modificación de las características hidrográficas y la presencia de instalaciones de ERM a gran escala, especialmente si se encuentran cerca del litoral, afecten a las zonas costeras cercanas, entre otras cosas al aumentar el riesgo de inundaciones (Cazenave et al., 2016; Soukissian et al., 2017).

En conclusión, para implantar con éxito proyectos de ERM es necesario minimizar el impacto ambiental y, al mismo tiempo, generar energía a un costo competitivo. Para ello se requieren más datos reales y estudios coordinados a fin de obtener una panorámica completa del impacto ambiental de diversos tipos de dispositivos de ERM.

energía puede reducir la vulnerabilidad a la volatilidad de los precios de la energía y a la fluctuación de la disponibilidad.

4.1.1. Creación de empleo

La explotación de la ERM puede generar oportunidades económicas y empleo en las zonas costeras (Hoegh-Guldberg et al., 2019). Siste-

mas de Energía Marina²² ha fijado como objetivo mundial para la ERM, excluida la energía eólica marina, 300 GW para 2050, con lo que se podrían ahorrar 5.200 millones de toneladas de CO₂ para ese año y crear 680.000 empleos directos (Huckerby et al., 2016).

En 2018 los sectores de la energía eólica terrestre y la energía eólica marina dieron empleo a 1,16 millones de personas (REN21, 2019). En 2019 el sector eólico marino recibió a nivel mundial una inversión de 29.900 millones de dólares, y el principal país destinatario fue China (14.000 millones de dólares) (Centro de Colaboración Frankfurt School - PNUMA/BloombergNEF, 2020). Los parques eólicos marinos requieren más mano de obra que los terrestres, lo que puede llevar a la revitalización económica de las comunidades costeras (IRENA, 2019).

4.1.2. Sinergias con otros sectores marinos

La acuicultura y la ERM podrían ser sectores sinérgicos. Las piscifactorías suelen emplazarse en zonas en que la situación energética es deficiente, por lo que la zona de sotavento de las instalaciones de ERM podría ser un lugar idóneo para el desarrollo de la acuicultura. Además, la coubicación multifuncional de estos dos sectores (compartiendo la misma infraestructura, por ejemplo) puede facilitarse mediante la planificación espacial marina (véase el cap. 26) y mediante avances técnicos en el diseño de jaulas piscícolas más robustas, avances tecnológicos en materia de automatización, avances en los sistemas de amarre y el reparto de beneficios (cuando las instalaciones de ERM actúan como refugio para las piscifactorías).

Las plataformas de hidrocarburos abandonadas pueden convertirse también en unidades de producción y almacenaje que transformen la electricidad de los parques eólicos marinos en hidrógeno y gas sintético (Jepma y Van Schot, 2016; véase también el cap. 19). Pueden surgir sinergias asimismo entre el sector de

la ERM y otras industrias marítimas, como el transporte y las operaciones, el suministro y la fabricación, los nuevos materiales y la minería (Huckerby et al., 2016), y las iniciativas de protección del litoral y de conservación marina (LiVecchi et al., 2019).

4.2. Posibles impactos socioeconómicos adversos

A fin de desplegar la ERM, como fuente nueva de energía, a una escala significativa habrá que hacer frente a desafíos considerables. Además de hacer frente al hecho de que la energía de las instalaciones de ERM cuesta más que la de las instalaciones terrestres, hay que abordar también la aceptación social. Las instalaciones de ERM pueden tropezar con la fuerte oposición de otros sectores marítimos y las comunidades costeras locales, reacios a compartir el espacio marino (Dalton et al., 2015; Lange et al., 2018). Entre los problemas más importantes que surgen de la interacción entre la pesca y los parques eólicos marinos se cuentan la pérdida de caladeros y el desplazamiento, el deterioro de los aparejos de pesca, la escasez de mecanismos de indemnización y la necesidad de que los pescadores participen más dinámicamente en los procesos de planificación (Gray et al., 2016). Las instalaciones de ERM podrían ser motivo de preocupación también para el sector del turismo costero, por su posible impacto visual. En estudios realizados en la costa mediterránea de Francia, así como en el norte de Gales (Reino Unido) y Nueva Zelanda, quedó patente la oposición de las comunidades costeras a los parques eólicos marinos y las instalaciones de energía undimotriz, especialmente en lugares de gran belleza paisajística (Devine-Wright y Howes, 2010; Westerberg et al., 2013; Brownlee et al., 2015). Pueden surgir también problemas de seguridad en cuanto a la navegación y el funcionamiento de los buques marinos cuando

²² Sistemas de Energía Marina es una iniciativa intergubernamental de colaboración entre países fundada en 2001 que opera en un marco establecido por la AIE. Promueve el desarrollo de la energía oceánica en todo el mundo. Véase www.ocean-energy-systems.org/.

las instalaciones de ERM están en las proximidades de las rutas de transporte marítimo.

En conclusión, todos estos posibles riesgos ambientales y socioeconómicos indican que, antes de planificar e instalar proyectos de

ERM, es importante contar con la amplia participación de los interesados y llevar a cabo evaluaciones sólidas del impacto ambiental y análisis del riesgo.

5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

5.1. Reducción de costos

La reducción de costos es el problema más importante que debe afrontar el sector de la ERM. Es posible que los parques eólicos marinos fijados al fondo se estén aproximando en algunos mercados a la paridad de costos con las fuentes convencionales de generación de energía; no obstante, las demás tecnologías de ERM no podrán ser comercialmente viables sin más investigación y desarrollo, innovación específica e incentivos financieros considerables. Para atraer inversiones e impulsar el desarrollo del sector es necesario reducir el costo de las ERM, lo cual se puede lograr tomando como base los siguientes pilares (SI Ocean, 2013; Smart y Noonan, 2018):

- **Escala y volumen.** Los gastos de fabricación e instalación se reducen en dispositivos de gran tamaño e instalaciones de múltiples dispositivos, mientras que los gastos de cada componente disminuyen cuando la fabricación se lleva a cabo a mayor escala.
- **Experiencia y generación de conocimientos.** Generar conocimientos es importante para la creación de capacidad y la reducción del costo en relación con la ERM. La adquisición de conocimientos mediante la experiencia y el aprendizaje en la práctica fomentarán la integración de la ERM en las políticas estatales pertinentes. El intercambio de datos e información y de experiencias, la investigación y el desarrollo y la extracción de enseñanzas son factores clave para reducir los costos.

- **Innovación.** La innovación específica (en la fase de investigación y desarrollo de un concepto de ERM o en el marco de los proyectos industriales de ERM en curso) reducirá los costos y aumentará el rendimiento y la fiabilidad de los dispositivos de ERM.
- **Almacenamiento de energía.** La precisión en las previsiones a corto plazo y el almacenamiento de energía son pertinentes para los problemas de generación intermitente de electricidad y fluctuación estocástica, respectivamente. En la actualidad se utilizan para almacenar energía sistemas electroquímicos (p. ej., baterías y células de combustible y almacenamiento mediante hidrógeno), sistemas eléctricos (p. ej., supercondensadores y sistemas magnéticos), sistemas mecánicos (baterías inerciales y bombas de agua) y sistemas térmicos (Ould Amrouche et al., 2016; Olabi, 2017). De todos estos sistemas, el más avanzado y el de mayor escala es el almacenamiento de energía hidroeléctrica por bombeo (véase también Wang et al., 2019).

5.2. Vigilancia ambiental y medidas de mitigación

A fin de determinar y cuantificar la variabilidad del medio marino desde la etapa de diseño hasta el desmantelamiento de instalaciones de ERM, reviste una importancia crucial la vigilancia ambiental de los organismos marinos y las características oceánicas y meteorológicas, mientras que cartografiar el fondo marino podría contribuir en gran medida al emplaza-

miento adecuado de las instalaciones de ERM (Mulcan et al., 2015).

Para abordar los efectos adversos que las actividades en cuestión puedan tener en la biodiversidad es necesario establecer bases de referencia ambientales (p. ej., cartografiando y caracterizando el fondo marino, incluida la composición de los sedimentos y la geología tanto de zonas superficiales como de zonas profundas) y monitorear los elementos bióticos. En este sentido, es necesario definir unas normas para analizar los datos de vigilancia ambiental de los lugares de desarrollo de ERM y definir la zona en la que se podrían producir efectos biológicos para recoger datos que conformen la base de referencia.²³ También es necesario fijar umbrales, determinar los cambios en la abundancia de las especies, la diversidad, la distribución y el comportamiento y reajustar las medidas de gestión (Foley et al., 2015). Al diseñar procedimientos de vigilancia deberían tenerse en cuenta las tecnologías de ERM utilizadas y los factores de estrés introducidos en el medio marino. Pueden utilizarse como complemento modelos predictivos, idealmente en combinación con observaciones in situ.

Pueden obtenerse datos meteorológicos y oceanográficos mediante mediciones in situ, modelos numéricos e instrumentos de teleobservación. A fin de llevar a cabo una estimación preliminar de los recursos de ERM disponibles y las características meteorológicas y oceanográficas de la zona de la instalación se requieren datos a largo plazo. Para las actividades de planificación operacional son también importantes las previsiones a corto (hasta 3 días) y medio (3-7 días) plazo de las condiciones meteorológicas y oceanográficas. En la fase de funcionamiento se necesitan previsiones a corto plazo fiables de la energía que se espera producir, con miras a su integración a gran escala.

5.3. Consideraciones estratégicas para el desarrollo de la energía renovable marina, incluida la financiación

Al concebir las estrategias energéticas nacionales pueden tenerse en cuenta objetivos diversos. En relación con ello, pueden ser factores determinantes reducir el costo de la ERM y ampliar su integración a gran escala en los sistemas de energía eléctrica; aprovechar diversas fuentes de ERM y determinar su distribución geográfica; reducir los obstáculos al despliegue, incluidos los conflictos relativos al emplazamiento y los procesos de concesión de permisos; y la atracción de una inversión importante al sector.

Además, el Congreso Mundial de la Naturaleza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), en su sexto período de sesiones, solicitó a los Estados y las autoridades competentes que apliquen una estrategia de desarrollo de las energías renovables marinas que tenga en cuenta los desafíos ambientales y la sometan a una evaluación ambiental estratégica rigurosa (UICN, 2016). Este compromiso está en plena consonancia con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 7.³

El desarrollo íntegro de la ERM puede aumentar la diversidad de las opciones energéticas bajas en carbono y brindar alternativas viables a los combustibles fósiles. Las fuentes de financiación comerciales tradicionales suelen ser insuficientes para lograr ese objetivo, por lo que hacen falta estrategias innovadoras. Se considera que las alianzas público-privadas son fundamentales para el desarrollo de la ERM. Por ejemplo, la Comisión Europea ha creado Ocean Energy Forum, en el que se reúnen el sector, interesados de las finanzas, miembros de la comunidad académica y autoridades públicas para buscar soluciones y aumentar el atractivo de las inversiones. En los Estados

²³ Véase, por ejemplo, Departamento de Comercio de los Estados Unidos, Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, "Takes of marine mammals incidental to specified activities; taking marine mammals incidental to construction of the Vineyard Wind Offshore Wind Project", Federal Register, vol. 84, No. 83, 30 de abril de 2019. Se puede consultar en www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2019-04-30/pdf/2019-08666.pdf.

Unidos, Business Network for Offshore Wind²⁴ promueve el sector eólico marino.

El apoyo del sector público no solo es importante para financiar las primeras etapas de desarrollo de las nuevas tecnologías, sino que también lo es, y quizás incluso más, para crear un entorno propicio a las inversiones privadas mediante incentivos financieros y fiscales, normas relativas a las fuentes de energía renova-

bles, compensaciones o tarifas reguladas. En general, solo invierten en nuevas tecnologías los Estados que tienen medios financieros para aceptar los riesgos asociados a las tecnologías que no son comercialmente viables. No obstante, los países en desarrollo podrían invertir en las tecnologías de ERM que están más asentadas.

6. Tendencias previstas

Aunque se ha avanzado mucho en la explotación de la ERM, el sector, salvo la energía eólica marina, sigue en las etapas iniciales de desarrollo. Como en líneas generales la energía undimotriz y la energía mareomotriz no son comercialmente viables, el objetivo inmediato es alentar la instalación de más prototipos aislados o de grupos pequeños de dispositivos. Esto, si sale bien, creará confianza en el sector y alentará las inversiones necesarias para instalar parques a gran escala. A fin de mejorar el rendimiento y la fiabilidad de la toma de fuerza, también se requieren avances tecnológicos, junto con sistemas de control para maximizar la absorción de energía. La capacidad de supervivencia y la fiabilidad de las tecnologías de energía undimotriz y mareomotriz, así como sus posibilidades de reducir costos, compensan el gran riesgo de inversión que plantean.

En Europa se han establecido unas metas de reducción del costo energético normalizado de la energía eólica, undimotriz y mareomotriz en el marco del Plan Estratégico de Tecnología Energética (Dirección General de Energía de la Comisión Europea et al., 2018). En el caso de la energía eólica marina, el objetivo es reducir para 2025 el costo energético normalizado de las instalaciones fijadas al fondo hasta prescindir de los subsidios y el de las instalaciones flotantes hasta importes inferiores a 120 €/MWh. Las metas correspondientes a la ener-

gía undimotriz y mareomotriz son de 200 €/MWh y 150 €/MWh, respectivamente. El apoyo de los Gobiernos de todo el mundo permitiría que el sector desarrollara la masa crítica necesaria para generar grandes reducciones de costos. En cuanto a la energía del gradiente de salinidad y la conversión de energía térmica oceánica, las proyecciones son de 80 €/MWh y 150-200 €/MWh, respectivamente (Ocean Energy Europa, 2016).

Recientemente, la instalación de dispositivos de energía undimotriz, mareomotriz y de las corrientes oceánicas en mar abierto se ha centrado en nichos de mercado. Las opciones locales de ERM podrían satisfacer las necesidades energéticas de las zonas que no estén conectadas a la red pública y las comunidades costeras e insulares remotas (p. ej., pequeños Estados insulares en desarrollo), también para fines de desalinización y acuicultura (LiVecchi et al., 2019; Rusu y Onea, 2019).²⁵ En estos casos, la energía undimotriz y mareomotriz podría competir con los generadores de diésel. En su mayoría, los dispositivos serían más pequeños que los necesarios para servicios públicos, por lo que no sería necesario un gran desembolso de capital. Avanzar hacia el suministro público aumentando gradualmente los dispositivos en tamaño y número puede ser una manera de lograr la comercialización de la energía undimotriz y mareomotriz.

²⁴ Véase www.offshorewindus.org/about-us.

²⁵ Véase Estados Unidos de América Departamento de Energía, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, "Powering the Blue Economy".

Según las previsiones, el sector eólico marino se expandirá a nivel mundial y llegará incluso a zonas en las que en la actualidad no existen parques eólicos marinos. Además, en el próximo decenio Asia y los Estados Unidos harán avances considerables, y el crecimiento de la energía eólica marina también se acelerará en mercados emergentes. El uso de plataformas flotantes es un gran paso adelante para el sector. La energía eólica flotante está a punto de explotarse con fines comerciales, y existen di-

versas tecnologías nuevas en etapas iniciales de desarrollo que podrían ser adecuadas para el medio marino. Por ejemplo, las plataformas multiturbina podrían ser una alternativa al continuo aumento del tamaño de las turbinas eólicas. También avanzan en el proceso de desarrollo conceptos eólicos de gran altitud, como las cometas autónomas o las aeronaves no tripuladas, y plataformas híbridas que combinan diversos tipos de tecnología de ERM.

Agradecemos la considerable contribución de Nikolaos Koukouzas en materia de energía geotérmica marina.

Bibliografía

- Agencia Internacional de Energía (IEA) (2019). Offshore Wind Perspectivas 2019. World Energy Perspectives Special Report. Agencia Internacional de Energía.
- _____ (2020). Global CO₂ emissions in 2019, IEA, Paris. www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019.
- Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA) (2014). Salinity Gradient Energy Technology Brief. Agencia Internacional de Energías Renovables. www.irena.org/documentdownloads/publications/salinity_energy_v4_web.pdf.
- _____ (2019). Renewable Energy and Jobs. Annual Review 2019. Abu Dhabi: Agencia Internacional de Energías Renovables. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2019/Jun/IRENA_RE_Jobs_2019-report.pdf.
- _____ (2020a). Renewable Capacity Statistics 2020. Abu Dhabi: Agencia Internacional de Energías Renovables. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Mar/IRENA_RE_Capacity_Statistics_2020.pdf.
- _____ (2020b). Renewable Power Generation Costs in 2019. Abu Dhabi: Agencia Internacional de Energías Renovables. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Jun/IRENA_Power_Generation_Costs_2019.pdf.
- Alvarez-Silva, O.A., et al. (2016). Practical global salinity gradient energy potential. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1387–1395.
- Arnett, E.B., et al. (2016). Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, eds. Voigt, C.C., and T. Kingston, Springer International Publishing.
- Banerjee, A., et al. (2018). Evaluation of possibilities in geothermal energy extraction from oceanic crust using offshore wind turbine monopiles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 92, pp. 685–700.
- Best, B.D., and P.N. Halpin (2019). Minimizing wildlife impacts for offshore wind energy development: Winning tradeoffs for seabirds in space and cetaceans in time. *PLOS ONE*. vol. 14, No. 5, e0215722.

- Bishop, M.J., et al. (2017). Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 492, pp. 7–30.
- Boero, F., et al. (2017). CoCoNet: towards coast to coast networks of marine protected areas (from the shore to the high and deep sea), coupled with sea-based wind energy potential. *SCIRES-IT - SCIENTIFIC RESEARCH and Information Technology*, vol. 6 (Supplement), pp. 1–95.
- Bray, L., et al. (2016). Expected effects of offshore wind farms on Mediterráneo marine life. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 1, 18.
- Breeze, P. (2019). Capítulo 14 - Marine Power Generation Technologies. In *Power Generation Technologies*, ed. P Breeze, Third Edition, pp. 323–349. Newnes.
- Brownlee, M.T.J., et al. (2015). Place attachment and marine recreationists' attitudes toward offshore wind energy development. *Journal of Leisure Research*, vol. 47, No. 2, pp. 263–284.
- Buck, H.J. (2019). Marine cultivation technology opening the door to the rich sources of clean energy in our oceans. *Science Focus*. www.sciencefocus.com/planet-earth/marine-cultivation-technology-opening-the-door-to-the-rich-sources-of-clean-energy-in-our-oceans.
- Cazenave, P.W., et al. (2016). Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography*, vol. 145, pp. 25–41.
- Centro de Colaboración Frankfurt School - PNUMA/BloombergNEF (2020). Global Tendencias in Renewable Energy Investment 2020. www.fs-unep-centre.org/wp-content/uploads/2020/06/GTR_2020.pdf.
- Chae, S.H., and J.H. Kim (2018). Recent issues relative to a low salinity pressure-retarded osmosis process and suggested technical solutions. In *Membrane-Based Salinity Gradient Processes for Water Treatment and Power Generation*, eds. Sarp, S., and N. Hilal, pp. 273–295. Elsevier.
- CIEM (2019). Working Group on Marine Benthic Renewable Developments (WGMRED). ICES Scientific Reports. Dinamarca: International Council for the Exploration of the Sea. www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/HAPISG/2019/Working%20Group%20on%20Marine%20Benthic%20and%20Renewable%20Energy%20Developments.pdf.
- Copping, A., and L.G. Hemery, eds., (2020). OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES). <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/2020-State-of-the-Science-Report-LR-Tabs.pdf>.
- Dalton, G., et al. (2015). Economic and socio-economic assessment methods for ocean renewable energy: Public and private perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 45, pp. 850–878.
- Devine-Wright, P., and Y. Howes (2010). Disruption to place attachment and the protection of restorative environments: A wind energy case study. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 30, No. 3, pp. 271–280.
- Dierschke, V., et al. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, vol. 202, pp. 59–68.
- Dirección General de Energía de la Comisión Europea et al. (2018). SET Plan Delivering Results: The Implementation Plans. Research & Innovation Enabling the EU's Energy Transition. European Union. https://setis.ec.europa.eu/sites/default/files/setis%20reports/setplan_delivering_results_2018.pdf.
- Dlugokencky Ed, and Pieter Tans (2020). Tendencias in Atmospheric Carbon Dioxide, NOAA/GML. www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends.
- Edenhofer, O., et al. (2011). Renewable Energy Fuentes and Climate Change Mitigation: Special Report of the Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge University Press, USA.

- Encarnacion, J.I., et al. (2019). Design of a horizontal axis tidal turbine for less energetic current velocity profiles. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 7, No. 7, 197.
- Foley, M.M., et al. (2015). Using ecological thresholds to inform resource management: current options and future possibilities. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 95.
- Fox, A.D., and I.K. Petersen (2019). Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, vol. 113, No. 3, pp. 86–101.
- Glarou, et al. (2020). Using Artificial-Reef Knowledge to Enhance the Ecological Function of Offshore Wind Turbine Foundations: Implications for Fish Abundance and Diversity. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 8, 332.
- Gray, M., et al. (2016). Changes to Fishing Practices Around the UK as a Result of the Development of Offshore Windfarms–Phase 1. The Crown Estate121. www.thecrownestate.co.uk/media/2600/final-published-ow-fishing-revised-aug-2016-clean.pdf.
- Grupo Banco Mundial et al. (2019). Where Sun Meets Water: Floating Solar Market Report. Washington, DC: Banco Mundial. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/579941540407455831/pdf/Floating-Solar-Market-Report-Executive-Summary.pdf>. Gunn, K., and C. Stock-Williams (2012). Quantifying the global wave power resource. *Renewable Energy*, vol. 44, pp. 296–304.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty, eds. Masson-Delmotte, V., et al.. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. In press.
- Heijnen, L., et al. (2019). Ultra-Deep Geothermal Program in the Países Bajos. In *European Geothermal Congress*. The Hague, The Países Bajos: European Geothermal Energy Council, p. 6.
- Hiriart, G., and I. Hernandez (2010). Electricity Generation from Hydrothermal Vents. *Geothermal Resources Council Transactions*, vol. 34, pp. 1033–1038.
- Hoegh-Guldberg, O., et al. (2019). The ocean as a solution to climate change: Five opportunities for action. https://oceanpanel.org/sites/default/files/2019-10/HLP_Report_Ocean_Solution_Clima_Change_final.pdf.
- Huckerby, J et al. (2016). An International Vision for Ocean Energy. Version III. Ocean Energy Systems Technology Collaboration Programme. <https://testahemsidez2.files.wordpress.com/2017/03/oes-international-vision.pdf>.
- Isaksson, Natalie, et al. (2020). Assessing the effects of tidal stream marine renewable energy on seabirds: A conceptual framework. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 157, 111314.
- Jepma, C., and M. van Schot (2016). Connect Mar del Norte oil and gas platforms to offshore wind farms to produce green gas. *EnergyPost.Eu*. <https://energypost.eu/connect-north-sea-oil-gas-platforms-offshore-wind-farms-produce-green-gas>.
- Kadiri, M., et al. (2012). A review of the potential water quality impacts of tidal renewable energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, No. 1, pp. 329–341.
- Karason, B., et al. (2013). Utilization of Offshore Geothermal Resources for Power Production. In *Proceedings of Thirty-Eighth Workshop on Geothermal Reservoir Engineering*, Stanford University, Stanford, California, (SGP-TR-198), p. 10.
- Koschinski, S., and K. Lüdemann (2013). Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction. Federal Agency for Nature Conservation. www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbem²014-01/other/mcbem²014-01-submission-noise-mitigation-en.pdf.

- Kuang, Y., et al. (2016). A review of renewable energy utilization in islands. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 59, pp. 504–513.
- Lange, M., et al. (2018). Governance challenges of marine renewable energy developments in the US—Creating the enabling conditions for successful project development. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 37–46.
- Langton, R., et al. (2019). An Ecosystem Approach to the Culture of Seaweed. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-195. <https://spo.nmfs.noaa.gov/sites/default/files/TMSPO195.pdf>.
- Lewis, A., et al. (2011). Ocean Energy. In *IPCC Special Report on Renewable Energy Fuentes and Clima Change Mitigation*, eds. Edenhofer, O., et al., Cambridge University Press.
- Marques, A.T., et al. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, vol. 179, pp. 40–52.
- Mendoza, E., et al. (2019). A framework to evaluate the environmental impact of OCEAN energy devices. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 112, pp. 440–449.
- Mulcan, A., et al. (2015). Marine Benthic Habitats and Seabed Suitability Mapping for Potential Ocean Current Energy Siting Offshore Southeast Florida. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 3, pp. 276–298.
- Musial, W.D., et al. (2019). 2018 Offshore Wind Technologies Market Report. National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (Estados Unidos de América). www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/2018%20Offshore%20Wind%20Technologies%20Market%20Report.pdf.
- Ocean Energy Europa (2016). European Commission Issue Paper on Ocean Energy Industria Response. Technical Report. https://setis.ec.europa.eu/system/files/tpoandoe_input_act1and2_ocean.pdf.
- Olabi, A.G. (2017). Energías renovables and energy storage systems. *Energy*, vol. 136, pp. 1–6.
- Organización Meteorológica Mundial (OMM) (2020). WMO Statement on the State of the Global Clima in 2019. WMO-No. 1248. Suiza: World Meteorological Organization. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10211.
- Ould Amrouche, S., et al. (2016). Overview of energy storage in renewable energy systems. *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 41, No. 45, pp. 20914–20927.
- Patel, S. (2015). Largest OTEC Facility Inaugurated in Hawaii. *Power Magazine*. www.powermag.com/largest-otec-facility-inaugurated-in-hawaii.
- Pedamallu, L.R.T., et al. (2018). Environmental Impacts of Offshore Geothermal Energy. *Geothermal Resources Council Transactions*, vol. 42, p. 10.
- Perlack, R.D., et al. (2005). Biomass as feedstock for a bioenergy and bioproducts industry: The technical feasibility of a billion-ton annual supply. US Departamento de Energía and US Department of Agriculture. https://www1.eere.energy.gov/bioenergy/pdfs/final_billionton_vision_report2.pdf.
- Pimentel Da Silva, G.D., and D.A.C. Branco (2018). Is floating photovoltaic better than conventional photovoltaic? Assessing environmental impacts. *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 36, pp. 390–400.
- Prabowo, T.R., et al. (2017). A new idea: The possibilities of offshore geothermal system in Indonesia marine volcanoes. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 103, 012012. IOP Publishing.
- Ranjbaran, P., et al. (2019). A review on floating photovoltaic (FPV) power generation units. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 110, pp. 332–347.
- Rau, G.H., and J.R. Baird (2018). Negative-CO₂-emissions ocean thermal energy conversion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 95, pp. 265–272.
- REN21 (2019). Renewables 2019 Global Status Report. Paris: REN21 Secretariat. www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr_2019_full_report_en.pdf.

- Roa-Ureta, R.H., et al. (2019). Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. *Ecological Modelling*, vol. 407, 108727.
- Rusu, E., and F. Onea (2019). An assessment of the wind and wave power potential in the island environment. *Energy*, vol. 175, pp. 830–846.
- Sahu, A., et al. (2016). Floating photovoltaic power plant: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 66, pp. 815–824.
- Saibi, H., et al. (2013). Geothermal energy. In *Handbook of Sustainable Engineering*, eds. Kauffman J., and K.M. Lee, Springer.
- Sandberg, A., et al. (2016). Critical factors influencing viability of wave energy converters in off-grid luxury resorts and small utilities. *Sustainability*, vol. 8, No. 12, 1274.
- Savidge, G., et al. (2014). Strangford Lough and the SeaGen Tidal Turbine. In *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions. Humanity and the Sea*, eds. Shields M., and A. Payne, Springer.
- Schaetzle, O., and C.J.N. Buisman, (2015). Salinity Gradient Energy: Current State and New Tendencias. *Engineering*, vol. 1, No. 2, pp. 164–166.
- Scottish Enterprise (2018). Marine Renewable Energy, Subsea Engineering Opportunity, International Market Insights Report Series. p. 10.
- Sheehan, J., et al. (1998). Look back at the US department of energy's aquatic species program: biodiesel from algae; close-out report. National Renewable Energy Lab., Golden, CO. (US). www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/24190.pdf.
- Shnell, J. (2009). Global Supply of Clean Energy from Deep Sea Geothermal Resources. *Geothermal Resources Transactions*, pp. 137–142.
- Shnell, J., et al. (2015). Energy from Ocean Floor Geothermal Resources. In *Proceedings World Geothermal Congress 2015*, Melbourne, Australia, p. 6.
- SI Ocean (2013). Ocean Energy: Cost of Energy and Cost Reduction Opportunities. <https://oceanenergy-sweden.se/wp-content/uploads/2018/03/130501-si-ocean-cost-of-energy-report.pdf>.
- Smart, G., and M. Noonan (2018). Tidal Stream and Wave Energy Cost Reduction and Industrial Benefit: Summary Analysis. Report by ORE Catapult. www.marineenergywales.co.uk/wp-content/uploads/2018/05/ORE-Catapult-Tidal-Stream-and-Wave-Energy-Cost-Reduction-and-Ind-Benefit-FINAL-v03.02.pdf.
- Snyder, D.B., et al. (2019). Evaluation of Potential EMF Effects on Fish Species of Commercial or Recreational Fishing Importance in Southern New England. OCS Study BOEM 2019-049. https://espi.boem.gov/final%20reports/BOEM_2019-049.pdf.
- Soukissian, T.H., et al. (2017). Marine renewable energy in the Mar Mediterráneo: status and perspectives. *Energies*, vol. 10, 1512.
- Spencer, R.S., et al. (2019). Floating photovoltaic systems: Assessing the technical potential of photovoltaic systems on man-made water bodies in the continental Estados Unidos de América. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, No. 3, pp. 1680–1689.
- Taormina, B., et al. (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Carencias en materia de conocimientos, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 96, pp. 380–391.
- Tedesco, M., et al. (2017). Towards 1 kW power production in a reverse electrodialysis pilot plant with saline waters and concentrated brines. *Journal of Membrane Science*, vol. 522, pp. 226–236.
- Tester, J.W., et al. (2006). The future of geothermal energy. Impact of Enhanced Geothermal Systems (EGS) on the Estados Unidos de América in the 21st Century. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA. https://www1.eere.energy.gov/geothermal/pdfs/future_geo_energy.pdf.

- Topham, Eva. et al. (2019). Challenges of decommissioning offshore wind farms: Overview of the European experience. In *Journal of Physics: Conference Series*, vol. 1222, 012035. IOP Publishing.
- Trapani, K., and M. Redón Santafé (2015). A review of floating photovoltaic installations: 2007–2013. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, vol. 23, No. 4, pp. 524–532.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2016). Development of Offshore Renewable Energy and Biodiversity Conservation. IUCN Resolutions, Recommendations and Other Decisions. World Conservation Congress. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Honolulu, Hawai'i, Estados Unidos de América of America.
- Wang, Z., et al. (2019). A review of marine renewable energy storage. *International Journal of Energy Research*, vol. 43, No. 12, pp. 6108–6150.
- Westerberg, V., et al. (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterráneo. *Turismo Management*, vol. 34, pp. 172–183.
- Willsted, E., et al. (2017). Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground. *Science of the Total Environment*, vol. 577, pp. 19–32.

Capítulo 22

Especies

invasoras

Contribuidores: Thomas W. Therriault (coordinador), Marnie L. Campbell, Alan Deidun, Bella S. Galil, Chad L. Hewitt, Graeme Inglis, Henn Ojaveer (responsable), Chul Park (corresponsable), Bing Qiao, Renison Ruwa (corresponsable) y Evangelina Schwindt.

Ideas clave

- En todo el mundo, los desplazamientos por actividades humanas han introducido en nuevos lugares unas 2.000 especies no autóctonas (ENA) marinas. Aunque algunas tienen valor económico, la mayoría causan perjuicios ecológicos, socioeconómicos o sanitarios y es probable que las invasiones biológicas aumenten al intensificarse el comercio y el cambio climático.
- Aunque las ENA plantean importantes riesgos para la bioprotección y la diversidad biológica, apenas se han hecho grandes estudios con amplia cobertura taxonómica ni estudios que documenten sus diversos impactos en los entornos receptores.
- A nivel mundial, e incluso regional, apenas se han caracterizado ni se conocen bien los principales vectores de invasión (agua de lastre, bioincrustación, acuicultura, comercio de especímenes vivos, canales y desechos plásticos o de otro tipo) y no existen reglamentaciones, salvo para la gestión del agua de lastre y los sedimentos. Dado que tanto la introducción como la propagación de las ENA son multivectoriales, es necesario contar con instrumentos jurídicos amplios e integrados y aplicarlos estrictamente para mitigar el desplazamiento de las especies y establecer programas de vigilancia holísticos que ayuden a detectarlas.
- Se necesitan urgentemente mejores herramientas para evaluar los posibles riesgos de las ENA cuando cambian las condiciones ambientales, a fin de identificar las especies y los ecosistemas autóctonos que corren mayor peligro y determinar la mejor manera de reaccionar (detección temprana y respuesta rápida). Esto es especialmente importante cuando se trata de especies cuyo historial de invasión nunca se ha documentado.

1. Introducción

La invasión de especies no autóctonas (ENA) es un importante factor de cambio que puede reducir la biodiversidad, alterar la estructura y función de las comunidades, mermar la producción pesquera y acuícola y afectar a la salud y el bienestar de las personas. Sus efectos se ven exacerbados por el cambio climático, como los fenómenos extremos, y por otras perturbaciones antropógenas (Bax et al., 2003; Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM), 2005; Ojaveer et al., 2018). Las ENA son especies, incluidos microbios, que superan una barrera de dispersión natural y se establecen en una nueva zona biogeográfica situada fuera de su área de distribución autóctona como resultado intencional o involuntario de actividades humanas (Carlton, 1999). Posteriormente, esas especies pueden propagarse en la zona recién invadida, ya sea de forma natural o debido a otras actividades humanas, mediante diversos vectores de invasión, es decir, los medios físicos por los que se desplazan, como la bioincrustación, la

acuicultura, el comercio de especímenes vivos y los canales (Carlton y Ruiz, 2005; Richardson et al., 2011). Las vías de invasión combinan procesos y oportunidades que permiten a los individuos desplazarse de su lugar de origen a una zona no autóctona y tienen elementos en común con los vectores de invasión; de hecho, a veces se utilizan indistintamente los términos “vía de invasión” y “vector de invasión” (Carlton y Ruiz, 2005; Richardson et al., 2011). Las especies cuya distribución se modifica al alterarse el régimen ecosistémico o debido al cambio climático en su ámbito autóctono no se consideran ENA, ni tampoco las especies criptogénicas, es decir, aquellas cuyo ámbito autóctono se desconoce (Carlton, 1996). Existe un subconjunto de ENA que suelen denominarse “especies exóticas invasoras” y que tienen importantes repercusiones biológicas, económicas o sanitarias (Williamson, 1996; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2002). Casi nunca es

posible predecir cuáles son las ENA que invadirán una zona concreta y en qué circunstancias, por lo que, siguiendo el enfoque precautorio, en este capítulo se tratan todas las ENA de los sistemas marinos y estuarinos.

Las ENA provocan cambios en los ecosistemas invadidos y estos, a su vez, influyen en ellas, al igual que las actividades y eventos que les han permitido desplazarse desde su ámbito autóctono. Por otro lado, se está generalizando la opinión de que las ENA son un componente crucial de múltiples presiones, especialmente en los hábitats marinos costeros, y que la evolución de la economía mundial y la mejora del transporte contribuyen a su difusión (EEM, 2005). Se ha demostrado que los ecosistemas marinos que ya están sometidos a presión o degradados por otros impactos antropógenos, como la sobrepesca, la eutrofización, la acidificación de los océanos y la alteración del hábitat, son propensos a que se establezcan en ellos ENA (Crooks et al., 2011). Así pues, los cambios de la biodiversidad autóctona (incluidas las especies que figuran en los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres),¹ la productividad (incluida la pesca), la proliferación nociva de algas y la estructura y función de los ecosistemas (caps. 6, 7, 10 y 15) pueden influir directamente en el éxito de la invasión marina, incluso cuando las ENA son patógenas. Por otro lado, está previsto que aumenten los hábitats artificiales (cap. 14) que permiten la incrustación de especies en entornos que de lo contrario no serían favorables, lo que puede facilitar la introducción y propagación de las ENA. Actividades humanas como el transporte y la navegación por mar, los desplazamientos y la repoblación relacionados con la acuicultura y la pesca, la restauración de hábitats, los canales y azudes, los desechos y la basura marinos (en especial los plásticos, que tardan en degradarse y pueden por ello ser un vector persistente) y las actividades de investigación (cap. 16) también amplían su ámbito de distribución (Ruiz et al., 1997; Carlton et al., 2017; Galil et al., 2018; Therriault et al., 2018).

Las ENA pueden afectar, directa o indirectamente, a la biota y a los ecosistemas de los que dependen la salud y la productividad de las comunidades humanas. Aunque en ocasiones se han explotado especies introducidas involuntariamente o escapadas al medio silvestre tras su introducción intencionada (por ejemplo, la ostra del Pacífico *Crassostrea gigas*, el langostino del mar Rojo *Penaeus pulchricaudatus*, el langostino asiático *P. monodon*, el cangrejo azul *Portunus segnis* y la almeja de Manila *Ruditapes philippinarum*), el impacto a largo plazo suele ser negativo, ya que se reduce la diversidad autóctona. Las comunidades costeras también sufren perjuicios directos o indirectos, al disminuir la productividad y la resiliencia generales de los sistemas marinos que tradicionalmente sustentan la pesca o la acuicultura sostenibles (Molnar et al., 2008; Schröder y de Leaniz, 2011).

Para entender mejor las invasiones a escala mundial se necesitan inventarios georreferenciados de ENA validados y detallados que puedan consultarse en bases de datos con funciones de búsqueda a fin de conocer mejor su distribución y los posibles mecanismos de extensión. En muchos lugares del mundo, los conocimientos actuales sobre las ENA son escasos, incompletos o nulos, incluida la fecha en que llegaron (o se detectaron) por vez primera y los probables vectores. Aunque han progresado las evaluaciones de la diversidad biológica (Costello et al., 2010; Narayanaswamy et al., 2013), especialmente gracias a los avances de las técnicas moleculares (Darling et al., 2017), siguen existiendo importantísimas lagunas en materia de conocimientos. En concreto, no solo es necesario resolver plenamente la taxonomía de cada especie, sobre todo cuando hay solapamiento entre las ENA y especies autóctonas de la misma familia, sino también conocer su ámbito nativo. Es preciso asimismo entender mejor los vectores y vías de invasión desde el punto de vista geoespacial y temporal, porque, si bien ha habido algunos estudios regionales sobre el agua de lastre, la información sobre las ENA que transportan muchos vectores es, por

¹ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 993, No. 14537.

lo general, escasa. Tampoco se conocen bien aspectos como las características, las rutas, la frecuencia y la intensidad de importantes vías

de invasión, información que es esencial para fundamentar las políticas relativas a las ENA y su gestión.

2. Situación de referencia documentada y cambios en las especies no autóctonas

La primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017) no abordaba oficialmente la situación de las ENA y sus tendencias, por lo que es imposible evaluar los cambios acaecidos desde su publicación. Sin embargo, hay múltiples indicios de que las ENA siguen extendiéndose por todo el mundo y se han notificado introducciones en nuevos lugares, ya que, en general, no se gestionan ni controlan. Aunque el Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques, 2004,² entró en vigor en septiembre de 2017 (Organización Marítima Internacional (OMI), 2019), no está claro hasta qué punto se ha aplicado en el mundo ni si está sirviendo para reducir las invasiones marinas a nivel regional. No obstante, en esta etapa se está acumulando una experiencia que puede proporcionar información importante para futuras evaluaciones. Aunque algunos Estados han aplicado el Código de Prácticas para la Introducción y Transferencia de Organismos Marinos del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (CIEM, 2005) a fin de reducir la amenaza que representan las ENA cuando se introducen intencionalmente en nuevas zonas para su explotación, siguen produciéndose invasiones. El CIEM reconoce la creciente importancia de la incrustación del casco de los buques como vector, por lo que ha recomendado cuatro medidas para evaluar y mitigar las introducciones por bioincrustación (CIEM, 2019). Sin embargo, todavía hay muchos vectores de invasión que no están regulados a nivel mundial (véase más adelante).

La información sobre las ENA disponible en todo el mundo presenta considerables diferencias espaciales, temporales y taxonómicas, y

en muchos lugares no se estudian ni vigilan estas especies de forma habitual. También hay notables disparidades en la amplitud y profundidad de la cobertura y los conocimientos taxonómicos: la información sobre las especies más grandes y visibles (peces y grandes crustáceos) es mucho mejor que la relativa a especies cuyo tamaño y visibilidad son menores (gusanos y otros pequeños invertebrados).

Cabe señalar que las consecuencias de las invasiones marinas pueden tardar mucho tiempo en manifestarse y son sumamente difíciles de cuantificar, puesto que suele haber un desfase entre el momento en que se introduce la ENA en un nuevo lugar y el momento en que se detecta la especie o se percibe su impacto. Además, a menudo no se dispone de importantes datos de referencia previos a la invasión, por lo que resulta difícil atribuir específicamente a las ENA los cambios observados en los ecosistemas, sobre todo porque hay muchas otras presiones externas que afectan a los ecosistemas marinos. No obstante, si se establecen inventarios de referencia mundiales o regionales, como han propuesto Tsiamis et al. (2019) para los países de la Unión Europea, será posible comprender mejor tanto los cambios que experimentan las ENA en el espacio y en el tiempo como su repercusión en los ecosistemas y el bienestar de las personas, si bien habrá que hacer una validación crítica de los inventarios para poder utilizarlos con ese fin. A continuación figura el primer análisis regional exhaustivo sobre la situación de referencia y las tendencias de múltiples grupos taxonómicos (véase la secc. 4).

² Organización Marítima Internacional, documento BWM/CONF/36, anexo.

3. Consecuencias para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Las ENA no solo menoscaban el logro del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 (conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible) contribuyendo a la degradación de los hábitats costeros y los bienes y servicios de los correspondientes ecosistemas, sino que también pueden afectar directa o indirectamente al de muchos otros Objetivos³ (véase Consejo Internacional para la Ciencia (ICSU) et al., 2017). Así, el logro del Objetivo 1 (poner fin a la pobreza en todas sus formas y en todo el mundo) puede verse obstaculizado por la continua propagación de ENA que perjudican directa o indirectamente a la pesca y la acuicultura al alterar la estructura y la función de los ecosistemas, especialmente en el caso de los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados, que no tienen reglamentos ni políticas sobre las ENA ni planes de vigilancia, detección temprana y respuesta rápida. También podrían dificultar el logro del Objetivo 2 (poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible) al comprometer la seguridad y la inocuidad de los alimentos de origen marino por los mismos motivos. En muchos casos, las ENA, especialmente las que afectan a la salud humana, se consideran un contaminante biológico, por lo que su continua propagación mundial, sobre todo la de patógenos humanos como *Vibrio cholerae*, también perjudica el logro del Objetivo 3 (garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades). Algunas ENA pueden alterar drásticamente los entornos y las comunidades de las costas y, en consecuencia, amenazar el logro del Objetivo 6 (garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos). Cada vez hay más indicios de que muchas ENA marinas bioincrustantes son capaces de aprovechar estructuras antropógenas, como

muelles, plataformas petrolíferas y parques eólicos y, dado que la creciente demanda de energía fomenta el desarrollo de infraestructuras costeras y de alta mar, las ENA también podrían obstaculizar el logro del Objetivo 7 (garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos). El crecimiento sostenible de la pesca y la acuicultura podría correr peligro en las zonas donde las ENA siguen propagándose de forma incontrolada, por lo que también podrían llegar a comprometer el logro del Objetivo 8 (promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos) y del Objetivo 9 (construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación).

La buena gobernanza de los océanos, vinculada al Objetivo 16 (promover sociedades pacíficas e inclusivas para el desarrollo sostenible, facilitar el acceso a la justicia para todos y construir a todos los niveles instituciones eficaces e inclusivas que rindan cuentas) podría ser importante para conocer mejor las ENA marinas y su impacto en todo el mundo. Como parte de esa gobernanza podrían establecerse un marco de presentación de informes o una base de datos para documentar los constantes cambios en la distribución de las ENA, lo que facilitaría la gestión con conocimiento de causa o la formulación de políticas en las zonas situadas fuera de las jurisdicciones nacionales. Además, hay muchos ecosistemas marinos para los que ni siquiera existe información básica sobre las ENA (véanse las seccs. 2 y 4) y, a este respecto, podrían crearse alianzas y capacidades a nivel mundial con arreglo al Objetivo 17 (fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible). Es posible que la propagación y el impacto de las ENA se exacerben si no se avanza con más rapidez hacia el logro de los Objetivos de

³ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

Desarrollo Sostenible: por ejemplo, si no se progresa en el Objetivo 13 (adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos), es probable que en los pocos ecosistemas marinos donde actualmente solo hay un pequeño número de ENA, como los océanos Ártico y Antártico (véase la secc. 4), las invasiones cobren un ritmo mucho mayor al volverse esos entornos más adecuados para una amplia variedad de taxones y al degradarse o desaparecer las barreras abióticas y bióticas que impiden la invasión.

El problema de las ENA también se aborda en otros documentos normativos mundiales, en particular los que se refieren a la biodiversidad, dado el efecto negativo que tienen en ella. Por ejemplo, el Convenio sobre la Diversidad Biológica⁴ reconoce el peligro que representan y en su artículo 8 h) dispone que cada parte contratante, en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenazan a ecosistemas, hábitats o especies. La Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas también ha reconocido el impacto negativo de las ENA en todo el mundo y ha iniciado un proceso para evaluarlas.

Algunas ENA pueden menoscabar la salud y el bienestar humanos, como las bacterias *Vibrio* y las especies de algas nocivas (dinoflagelados, diatomeas y cianobacterias) cuyas toxinas tienen efectos negativos para la biota marina y los consumidores que probablemente empeoren, ya que se benefician del cambio climático (Ruiz et al., 2000; Paerl y Huisman, 2009). En el Mediterráneo, que sufre gran número de invasiones, hay nueve ENA venenosas y tóxicas procedentes del océano Índico o del Indopacífico occidental que plantean riesgos para la salud (Galil, 2018) y el pez león del Indopacífico *Pterois volitans* produce una toxina peligrosa para el ser humano, aunque casi nunca es letal. Pese a ello, la información disponible sobre las tendencias espaciales y temporales de esos efectos en la salud es fragmentaria, pues resulta difícil evaluar cuantitativamente

la incidencia mundial de los casos que reciben tratamiento médico debido a que no todos se diagnostican y se notifican, y tampoco es fácil analizar el riesgo al no conocerse el alcance, la gravedad y las tendencias de esas nuevas amenazas para la salud pública.

Aunque algunas ENA introducidas intencional o involuntariamente reportan beneficios económicos, estos suelen contrarrestarse con las repercusiones ecológicas. Por ejemplo, la ostra del Pacífico se ha introducido en entornos costeros de todo el mundo, como en América del Norte, América del Sur, África, Australia y Europa, generando oportunidades económicas y una producción mundial de más de 4 millones de toneladas (Shatkin, 1997; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2019). Sin embargo, en muchos lugares esta especie se ha extendido fuera de los criaderos y en algunas zonas ha perjudicado a la biodiversidad autóctona y el funcionamiento de los ecosistemas, así como al bienestar humano (Molnar et al., 2008; Herbert et al., 2016). El salmón del Atlántico (*Salmo salar*) también ha servido para crear oportunidades económicas en países de todo el mundo, pero se dan fugas a gran escala que pueden tener repercusiones ecológicas y socioeconómicas negativas (Schröder y de Leaniz, 2011). En el mar de Barents, el cangrejo real rojo (*Paralithodes camtschaticus*), que se introdujo intencionadamente para la pesca, ha invadido con gran rapidez las aguas adyacentes y es cada vez más abundante, lo que provoca conflictos entre diferentes grupos de usuarios y repercute negativamente en la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, especialmente en los fiordos de la costa (Falk-Petersen et al., 2011). El establecimiento de pesquerías de ENA tiene consecuencias a más largo plazo, sobre todo teniendo en cuenta el interés por asegurar que su sostenibilidad. Además, ciertas ENA, como la borraza (*Spartina alterniflora*), que se introdujo intencionalmente en China como ingeniero de ecosistemas, han provocado importantes cambios en los ecosistemas que han invadido

⁴ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1760, No. 30619.

(Wan et al., 2009). Schlaepfer et al. (2011) indican que, aunque algunas ENA podrían reportar beneficios desde el punto de vista ecológico o

de la conservación, estos suelen ser difíciles de predecir y dependen del contexto.

4. Principales datos de referencia, cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Ártico

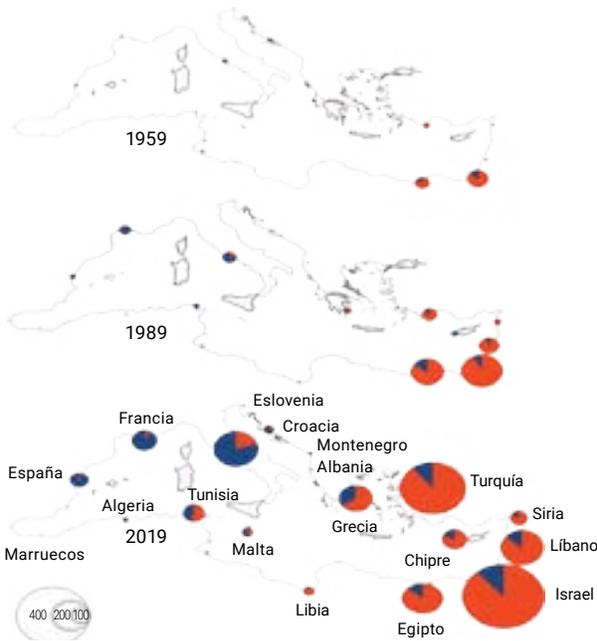
Aunque no se han hecho evaluaciones de ENA que abarquen toda la cuenca del océano Ártico, de momento parece que las invasiones son relativamente escasas (Molnar et al., 2008; Chan et al., 2013). Sin embargo, con los rápidos cambios ambientales, como el aumento de las temperaturas y la reducción del hielo marino, estas aguas podrían llegar a ser adecuadas para una serie de especies invasoras (Ware et al., 2016; Goldsmit et al., 2018). Además, esos cambios podrían modificar la presencia de vectores humanos de invasión en el Ártico, especialmente el transporte marítimo, aumentando la presión de los propágulos en el futuro (Miller y Ruiz, 2014).

4.2. Océano Atlántico Norte, Mar Báltico, Mar Negro, Mediterráneo y Mar del Norte

El Mediterráneo tiene un largo historial de invasiones y ya antes de 1900 se habían registrado 22 ENA (Galil, 2012). A principios de la década de 2000, varios países empezaron a elaborar inventarios y, en 2011, un total de 787 ENA figuraban en la lista de especies presentes en las aguas marinas de la Unión Europea (incluida Macaronesia), principalmente en el Mediterráneo occidental, con 242 (Tsiamis et al., 2019;

véase también Gómez, 2019, sobre 52 especies de microalgas). Sin embargo, al omitirse datos del Mediterráneo oriental y meridional se creó un sesgo importante, ya que el número de ENA es mucho mayor en el Mediterráneo oriental que en el occidental (solo en la costa de Israel se han registrado más de 400). Hay 727 ENA metazoicas en todo el Mediterráneo y su número aumenta rápidamente (Galil et al., 2018) (véase la figura), mientras que en el mar Negro se habían registrado 173 ENA y especies criptogénicas hasta 2018. Pese a que cada vez está más claro el papel que desempeña el canal de Suez en las invasiones del Mediterráneo, todavía no se ha considerado la posibilidad de incluir en el proyecto “Nuevo Canal de Suez”, emprendido en 2014 para ampliar sustancialmente la profundidad y anchura del canal original, medidas que mitiguen el probable aumento de los propágulos de ENA (Galil et al., 2017). Así pues, los principales vectores de invasión en el Mediterráneo son la introducción de biota del mar Rojo por el canal de Suez, la navegación comercial y recreativa, la maricultura y el comercio de artículos para acuarios. Aunque son menos las ENA trasladadas por estos últimos vectores, algunas han tenido un impacto desproporcionado, como el alga verde (*Caulerpa taxifolia*) procedente de un acuario (Meinesz y Hesse, 1991) y el alga parda (*Fucus spiralis*) introducida en envoltorios de cebos de pesca (Sancholle, 1988).

Figura I
Cambios cronológicos del número de especies no autóctonas observadas en el Mediterráneo



Fuente: Agnese Marchini y Bella Galil..

Nota: el rojo indica las especies introducidas por el canal de Suez y el azul, las introducidas por otros vectores.

Desde comienzos del siglo XXI se han introducido en el mar Báltico 3,2 especies al año, casi el doble de las 1,4 especies al año observadas entre 1950 y 1999 (CIEM, 2018). El agua de lastre y la incrustación del casco de las embarcaciones son los principales vectores de introducción primaria, seguidos de la propagación natural de las ENA a través de los ríos y el mar del Norte. La mayoría de las ENA del Báltico proceden de América del Norte, la región pontocaspiana y Asia Oriental, pero con el reciente aumento de las ENA subtropicales se han registrado en ese mar un total de 174 ENA y especies criptogénicas (AquaNIS, 2019; Ojaveer et al., 2017; CIEM, 2018). Aun así, todavía no se conocen a ciencia cierta la tendencia y la magnitud de los efectos de las ENA, ni siquiera las más extendidas, en la estructura y la dinámica de los ecosistemas del Báltico (Ojaveer y Kotta, 2015).

Aunque hay cierta superposición entre distintos estudios, puede afirmarse que las ENA

registradas en el Atlántico oriental incluyen al menos 80 especies presentes en el mar del Norte (Reise et al., 2002), 90 en aguas del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (Minchin et al., 2013), 104 en aguas del Atlántico francés (Gouletquer et al., 2002) y más de 100 en el Canal de la Mancha (Dauvin et al., 2019). En el Atlántico occidental se han notificado al menos 189 ENA (Ruiz et al., 2015), pero es probable que el número sea mayor. Es necesario contar con listas regionales validadas para la labor normativa y de gestión.

4.3. Océano Atlántico Sur y Wider Caribbean

Los registros de las ENA presentes en el Atlántico Sur y el Gran Caribe están incompletos tanto desde el punto de vista espacial como temporal. Las primeras compilaciones se hicieron en Sudáfrica, donde a principios del decenio de 1990 se notificaron 12 ENA, incluidas dos que han invadido diversas zonas del mundo: el cangrejo verde europeo (*Carcinus maenas*) y el mejillón mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*) (Griffiths et al., 1992). Mead et al. (2011) volvieron a evaluar la presencia de ENA en la región e identificaron 86 especies, señalando que los principales vectores eran el agua de lastre y la incrustación de las embarcaciones. Salvo en Sudáfrica, apenas se han estudiado las ENA de la costa del Atlántico Sur oriental, aunque un estudio llevado a cabo recientemente en Angola registró 29 especies (Barros Pestana et al., 2017). En el Atlántico Sur occidental, las primeras compilaciones, realizadas en la Argentina y el Uruguay, detectaron 31 ENA, incluida una especie introducida intencionalmente (la ostra u ostión del Pacífico) (Orensanz et al., 2002). No hace mucho se volvió a evaluar la situación regional y se registraron más de 120 ENA de diversos grupos taxonómicos (desde virus hasta plantas y peces), incluidas 33 nuevas especies detectadas desde 2002 (Schwindt et al., 2020); como en Sudáfrica, los buques eran el principal vector de introducción. En el Brasil, los últimos estudios detectaron 73 ENA (Lopes et al., 2009; Teixeira y Creed, 2020) a lo largo de un litoral extenso con un largo historial

de navegación, por lo que se sospecha que el número real podría ser mayor. Apenas existen datos sobre la costa atlántica más septentrional de América del Sur (desde Guayana Francesa hasta Guyana), donde se ha prestado poca atención a las ENA (Schwindt y Bortolus, 2017), y tampoco hay ningún registro amplio de la región del Gran Caribe, aunque se dispone de información sobre la República Bolivariana de Venezuela, donde se han identificado 22 ENA (Pérez et al., 2007), y sobre Colombia, donde se han registrado 16 (Gracia et al., 2011). El pez león *Pterois volitans* es una de las ENA más problemáticas y estudiadas de la región del Caribe, pero también hay dos corales invasores (*Tubastraea coccinea* y *T. tagusensis*) que se han propagado rápidamente en el Atlántico occidental tropical y en el golfo de México, y que, por su mayor competitividad y crecimiento han terminado por sustituir a los corales autóctonos (Creed et al., 2017).

4.4. Océano Índico, Mar Árabe, Golfo de Bengala, Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico

Los registros regionales de ENA están incompletos, tanto desde el punto de vista espacial como temporal. Pese al tamaño y la diversidad del océano Índico, se han realizado muy pocos estudios sobre las ENA marinas, en su mayoría cualitativos y dispersos geográficamente, por lo que existen importantes carencias en materia de conocimientos (Comisión del Océano Índico, 2016). Por ejemplo, dos algas rojas (*Eucheuma denticulatum* y *Kappaphycus alvarezii*) originarias de Filipinas que se introdujeron en explotaciones de maricultura de la costa de África Oriental (Kenya, República Unida de Tanzania y Mozambique) tuvieron un impacto muy negativo (Bergman et al., 2001; Halling et al., 2013). La especie *K. alvarezii*, que también se introdujo en toda la costa occidental de la India, ha invadido la reserva de la biosfera del golfo de Mannar, perjudicando a los corales autóctonos (Chandrasekaran et al., 2008). Como en otros lugares, la introducción intencional de especies se atribuye a las actividades de maricultura desarrolladas para

hacer frente a la inseguridad alimentaria y al comercio de artículos para acuarios en busca de beneficios económicos, mientras que la introducción involuntaria se debe casi siempre a las actividades de transporte marítimo o al desplazamiento sobre objetos flotantes (Comisión del Océano Índico, 2016; Anil et al. 2003).

4.5. Océano Pacífico Norte

El Pacífico Norte es una zona de gran extensión y diversidad biogeográfica y, al igual que en otras regiones, la información sobre las ENA es incompleta. Sin embargo, hasta 2012 se habían notificado al menos 747 especies en las 23 ecorregiones estudiadas (que incluían Hawái, los Estados Unidos de América y la zona norte del Indopacífico Central), cifra similar a la registrada en el Mediterráneo. Más del 70 % de ellas pertenecen a cuatro filos: artrópodos (224), cordados (tunicados y peces) (114), moluscos (110) y anélidos (89) (Lee y Reusser, 2012; Kestrup et al., 2015). El 32 % eran originarias de otras zonas del océano Pacífico Norte, el 48 % procedían de regiones situadas fuera de él y el 20 % eran criptogénicas (Lee y Reusser, 2012; Kestrup et al., 2015). El número de ENA era similar en el Pacífico Norte oriental (368) y en Hawái (347), pero menor en el Pacífico Norte occidental (208) y en el Indopacífico Central septentrional (75), posiblemente debido al distinto nivel de muestreo. Cabe señalar además que hay al menos otras 27 ecorregiones del océano Pacífico Norte que no se han estudiado sistemáticamente, sobre todo en Asia Sudoriental (Spalding et al., 2007), por lo que se sospecha que existe un mayor número de ENA en todo ese océano. Se han realizado algunos estudios más amplios a escalas espaciales más pequeñas o centrados en grupos taxonómicos concretos. Por ejemplo, en el mar de Bohai y en varios puertos de China hay al menos 6 ENA de plancton y 10 de algas (Qiao, 2019) que no se figuraban en los estudios de referencia (Liu, 2008; Wang y Li, 2006) y la bahía de San Francisco tiene más de 234 ENA (Cohen y Carlton, 1998).

Al igual que en otras regiones, en el Pacífico Norte los principales vectores son las des-

cargas de agua de lastre, la incrustación del casco de las embarcaciones, la repoblación intencional, las fugas de explotaciones acuícolas, las especies vinculadas a la acuicultura y el comercio de plantas y artículos para acuarios. La repoblación intencional y las fugas de explotaciones acuícolas tienen más influencia en el Pacífico Norte occidental que en el Pacífico Norte oriental o en Hawái, debido probablemente a la mayor escala de las actividades de acuicultura en Asia. Otra diferencia entre el Pacífico Norte oriental y el occidental es que en el primero son más las ENA vinculadas a la acuicultura (alrededor del 42 % de las especies), posiblemente porque muchas de ellas se introdujeron como “acompañantes” al importar la ostra del Atlántico (*Crassostrea virginica*) desde la costa atlántica de América del Norte y la ostra del Pacífico desde Asia y se establecieron fuera de su ámbito autóctono. Gracias al aumento de la reglamentación en los últimos decenios se ha reducido el número de desplazamientos accidentales de ENA vinculados a la acuicultura. En 2011, el gran terremoto del Japón oriental y el posterior tsunami fueron un singular vector que trasladó especies autóctonas del Japón por el Pacífico Norte hasta Hawái y América del Norte (Carlton et al., 2017; Therriault et al., 2018).

4.6. Océano Pacífico Sur

No se han realizado evaluaciones sintéticas del estado de las bioinvasiones marinas en todo el Pacífico Sur, que es una zona geográfica, cultural y ecológicamente diversa. La mayor parte de la información existente procede de la bibliografía y los estudios de campo llevados a cabo desde finales de la década de 1990 en Australia, Nueva Zelandia y Chile. En una revisión bibliográfica combinada con estudios de ENA realizados en 41 puertos australianos entre 1995 y 2004, se determinó que había 132 ENA en toda Australia (Sliwa et al., 2009) y solo en la bahía de Port Phillip se detectaron 100 especies (Hewitt et al., 2004). Había más ENA en la zona templada del sur de Australia que en la zona tropical del norte (Hewitt, 2002), pero estos resultados pueden estar distorsionados

debido a que en los entornos tropicales la resolución taxonómica es menos clara y a que el sur de Australia tiene mayores centros urbanos y una tradición más larga de transporte marítimo (Hewitt y Campbell, 2010). Entre 2001 y 2007 se hicieron en Nueva Zelandia 43 estudios de referencia similares (Seaward et al., 2015) que, junto con los registros publicados, los fondos de diversos museos y las presentaciones al Marine Invasives Taxonomic Service (Cranfield et al., 1998; Kospartov et al., 2010), indican que hasta marzo de 2018 se habían detectado 377 ENA en las aguas marinas de ese país (se considera que 214 especies ya están establecidas en los sistemas receptores, mientras que las 163 restantes fueron registradas únicamente desde buques o estructuras transitorias o no lograron introducirse). Entre 2010 y 2018 se registraron 46 nuevas ENA, de las que solo 15 parecen haberse establecido (Seaward e Inglis, 2018).

En Chile se han notificado al menos 53 ENA marinas (1 hierba marina, 15 algas, 26 invertebrados y 11 peces) (Castilla y Neill, 2009; Turon et al., 2016). Sin embargo, lo más probable es que el número sea mayor, pues parece que apenas se han estudiado las agregaciones de bioincrustación en puertos y muelles, donde suelen abundar más las especies introducidas. Por ejemplo, recientemente se detectaron en las islas Galápagos (Ecuador) 53 ENA de invertebrados marinos (Carlton et al., 2019), de las cuales 30 (el 57 %) se observaron por primera vez en estudios de placas de incrustación y orillas de muelles e infraestructuras de transporte marítimo. Cárdenas-Calle et al. (2019) han identificado 6 ENA en el Ecuador continental.

La información sobre la distribución y el impacto de las ENA en los países y territorios de las islas del Pacífico es escasa, ya que son relativamente pocos los estudios sistemáticos realizados en la región. En 2002 se llevaron a cabo en Samoa Americana (Estados Unidos) estudios que detectaron 17 ENA, la mayoría de las cuales solo se encontraban en el puerto de Pago Pago y eran especies cuya presencia se conocía en una amplia zona geográfica (Coles et al., 2003). Se han detectado 40 ENA en Guam (Estados Unidos) (Paulay et al., 2002) y en un estudio

preliminar de las agregaciones de incrustación del puerto de Malakal (Palau) se encontraron 11 (Campbell et al., 2016); en ambos casos se trataba sobre todo de ascidias, briozoos, hidroides y moluscos bivalvos. En el remoto atolón de Palmyra (Estados Unidos) se han observado 6 ENA, 5 invertebrados y 1 alga, (Knapp et al., 2011). Por último, se han notificado proliferaciones nocivas de algas fucales, posiblemente propagadas por el transporte marítimo, en Tahití (Francia) (Stiger y Payri, 1999) y Tuvalu (De Ramon N'Yeurt y Iese, 2013).

En Australia y Nueva Zelandia, más del 80 % de las ENA conocidas se deben al transporte incidental en aguas de lastre o a la bioincrustación (Hewitt y Campbell, 2010; Kospartov et al., 2010), mientras que las especies acuícolas introducidas deliberadamente representan menos del 2 %. Estas últimas son más numerosas en Chile y el Perú (Castilla y Neill, 2009), así como en los países y territorios de las islas del Pacífico, donde en los últimos 50 años se han introducido deliberadamente al menos 38 ENA para intentar establecer pesquerías o pequeñas explotaciones de acuicultura (Eldredge, 1994). En las décadas de 1970 y 1980, el mejillón verde (*Perna viridis*), procedente de Filipinas, se introdujo sucesivamente en Nueva Caledonia (Francia), Fiji, Tonga, las islas de la Sociedad (Francia), Samoa y las Islas Cook (Baker et al., 2007).

4.7. Océano Antártico

La corriente circumpolar antártica es una fuerte barrera que impide la dispersión natural, lo

que probablemente contribuye a la singularidad de las comunidades del océano Antártico, cuyas plataformas continentales son además pequeñas y con aguas poco profundas y una fauna apenas descrita (Brandt et al., 2007). Los vectores más probables que podrían introducir ENA en esas aguas son o bien las actividades humanas de traslado directo, como el transporte marítimo, o bien el traslado indirecto a mayores distancias sobre balsas de detritos marinos artificiales (Lewis et al., 2003; Barnes et al., 2006; Hughes y Ashton, 2017). Aunque este entorno presenta condiciones ambientales difíciles para cualquier especie que llegue a él, con el empeoramiento del cambio climático podría ser más propenso a las invasiones. Hasta la fecha, solo el centollo del Atlántico Norte *Hyas araneus* parece haber sido introducido en el océano Antártico por actividades humanas (Tavares y de Melo, 2004), pero es muy posible que en el futuro se produzcan invasiones de especies como el mejillón azul (Lee y Chown, 2007), la estrella de mar depredadora *Asterias amurensis* (Byrne et al., 2016) y el kelp (*Undaria pinnatifida*) (James et al., 2015). El sistema del Antártico tiene una biodiversidad relativamente escasa, una estructura ecosistémica sencilla y singulares agregaciones en las que predominan los organismos de cuerpo blando, por lo que podría ser especialmente vulnerable a la introducción de ENA, en particular especies depredadoras cuyo impacto podría ser considerable.

5. Perspectivas

Aunque siguen introduciéndose especies como resultado de las actividades humanas, hay muchas regiones en las que no ha sido posible realizar análisis cronológicos porque la información sobre las ENA está muy poco documentada o es completamente inexistente. Además, el cambio climático, junto con otros factores que provocan alteraciones en

el océano, como la contaminación del agua, las fuertes tormentas y la sobrepesca, puede llegar a aumentar la abundancia, el ámbito de distribución y el impacto de las ENA, puesto que modifica los ecosistemas receptores, sometiendo a las especies autóctonas a una presión creciente y alterando la conectividad de las actividades humanas con nuevos vec-

tores y vías de invasión. Alrededor del 40 % de la población mundial vive en comunidades costeras, por lo que los ecosistemas marinos sufren mayor presión de múltiples actividades que contribuyen a la introducción y propagación de ENA, como el transporte marítimo, la navegación de recreo, la maricultura, la contaminación de origen terrestre y la basura marina, las instalaciones y la urbanización de las costas, la producción de energía y diversas operaciones de extracción (petróleo y gas, sedimentos y peces). Se prevé que, en regiones como el Ártico, los cambios de las condiciones ambientales aumenten la probabilidad de que se produzcan nuevas invasiones de diversos taxones (por ejemplo, Goldsmit et al., 2018). También pueden alterar las rutas de transporte marítimo, ya que se espera que aumente el tráfico por la ruta del mar del Norte y sea posible transitar por el paso del Noroeste, lo que a su vez podría incrementar la disponibilidad de propágulos (Miller y Ruiz, 2014).

Pese al riesgo que suponen, las ENA están muy infrarrepresentadas en las bases de datos y los registros existentes, de modo que muchas de las dificultades que plantea el tratamiento de esas especies se deben a que su conocimiento es escaso o incompleto. No resulta fácil valorar la magnitud y amplitud de esta falta de conocimientos, ya que varía según los taxones, los hábitats y las regiones y guarda una estrecha relación con la inaccesibilidad de los ecosistemas marinos, que encarece las investigaciones en comparación con otros ecosistemas, la falta de conocimientos especializados y el escaso interés en las ENA que no reportan beneficios ni interfieren en las necesidades humanas. Por lo general, los impactos no se documentan bien a menos que las ENA sean rentables o sumamente destructivas, de ahí que no se hayan hecho estudios cuantitativos o experimentales de la inmensa mayoría de las ENA marinas en períodos de tiempo y escalas espaciales suficientemente amplios, por lo que no se conoce su impacto ni sus vínculos acu-

mulativos y sinérgicos con otros factores de cambio que afectan al medio marino (Ojaveer et al., 2015).

La gestión de los vectores es la estrategia más eficaz para prevenir la translocación de plantas y animales y reducir así la introducción y propagación de las ENA marinas. A falta de un control efectivo de la transferencia de propágulos por los principales vectores, la gestión se limita a tratar de erradicarlos, eliminarlos y controlarlos, a menudo sin éxito. Cuando se sabe o se sospecha que determinadas ENA son nocivas y se detectan mientras todavía están confinadas en un espacio concreto, hay que eliminarlas para mitigar los costos que acarrearía su gestión permanente a largo plazo. Pero, una vez que se han propagado, las ENA son casi imposibles de erradicar o eliminar y los intentos de reducir su población hasta un nivel que sea aceptable a largo plazo desde el punto de vista económico o ecológico rara vez surten efecto (Forrest y Hopkins, 2013). Hasta ahora solo se han promulgado leyes, reglamentos y políticas a posteriori y de manera fragmentaria, con frecuencia a raíz de brotes de ENA que han acarreado desastrosas consecuencias y enormes gastos. La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar⁵ fue el primer instrumento mundial jurídicamente vinculante que abordó la introducción intencional o accidental de especies marinas. En 1991 se establecieron directrices para prevenir la introducción de organismos acuáticos no deseados y patógenos procedentes del agua de lastre y las descargas de sedimentos de los buques, y en 2017 entró en vigor el Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques⁶ pero todavía no se exige gestionar la bioincrustación de los buques, pese a las directrices aprobadas por la OMI en 2011 (OMI, 2019; resolución de la OMI MEPC.207(62)). Por otro lado, la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica pidió, en el Plan Estratégico para la Diversidad Bioló-

⁵ Ibid., vol. 1833, No. 31363.

⁶ IMO, documento BWM/CONF/36, anexo.

gica 2011–2020 y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica,⁷ que para 2020 se hubieran identificado y priorizado las especies exóticas invasoras y las vías de introducción, se hubieran controlado o erradicado las especies prioritarias y se hubieran establecido medidas para gestionar las vías de introducción, objetivo que no se va a alcanzar, como tampoco es probable que se logre el objetivo de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina de la Unión Europea de garantizar, entre otras cosas, que en 2020 las ENA se encuentren presentes en niveles que no afecten de forma adversa a los ecosistemas. El Reglamento (UE) No. 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la prevención y la gestión de la introducción y

propagación de especies exóticas invasoras, que se centraba en las especies ampliamente propagadas y en las que eran “preocupantes para la Unión”, seguramente no influirá en los ecosistemas marinos, ya que por ahora solo se ha incluido una especie marina en la lista. A pesar de que existen reglamentaciones en determinados países, como Australia, el Canadá, los Estados Unidos y Nueva Zelandia, todavía no hay ningún marco ni mecanismo que sea jurídicamente vinculante y cuente con una supervisión estricta para hacer frente a los grandes vectores de introducción mundiales y regionales, como la bioincrustación, el cultivo y el comercio de organismos vivos y los canales marítimos.

6. Otros

Aunque desde hace tiempo se sabe que las ENA son una grave amenaza para la biodiversidad autóctona (Bax et al., 2003), apenas se han tomado en consideración al planificar, regular y gestionar la conservación y las áreas protegidas (Giakoumi et al., 2016; Mačić et al., 2018). Habida cuenta de los compromisos mundiales para establecer y ampliar las áreas de conservación (es decir, la Meta de Aichi para la Diversidad Biológica 11, el artículo 8 del Convenio sobre la Diversidad Biológica y el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14), esta omisión podría menoscabar los esfuerzos de conservación, incluida la eficacia de las áreas marinas protegidas, en las regiones invadidas por ENA (Galil, 2017; Iacarella et al. 2019). Por ejemplo, en el Caribe y el golfo de México se han documentado en áreas marinas protegidas grandes poblaciones de peces león del Indopacífico (*Pterois volitans* y *P. miles*) que han perjudicado a la biodiversidad autóctona (Ruttenberg et al., 2012; Aguilar-Perera et al., 2017). En el Mediterráneo, muchas especies eritreas han pasado a ser las más vistas en las áreas marinas protegidas, tras desplazar y sustituir a las especies autóctonas, dando

al traste con los esfuerzos de conservación marina y obstaculizando la recuperación de las poblaciones de especies que son importantes desde el punto de vista económico y ecológico (Jiménez et al., 2016; Galil, 2018; Stern y Rothman, 2019).

Hasta la fecha se han notificado pocas ENA en zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, posiblemente debido a los escasos intentos de detectarlas en esos ecosistemas, aunque también es probable que la mayoría de las ENA identificadas a nivel mundial se encuentren sobre todo en aguas costeras (de todos los continentes). Tampoco se han descrito apenas las comunidades abisales oceánicas, por lo que, incluso si se detectaran posibles ENA, puede que no se reconocieran como tales y que se clasificaran, al menos inicialmente, como especies autóctonas. Así ocurrió con la borraza (*Spartina alterniflora*) en América del Sur, donde los “espejismos ecológicos” ocultaban la verdadera situación (Bortolus et al., 2015).

Las ENA marinas crean en todo el mundo importantes peligros para la bioprotección y la di-

⁷ Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento PNUMA/CBD/COP/10/27, anexo, decisión X/2, anexo.

versidad biológica cuya detección y mitigación está mucho más atrasada que en los sistemas terrestres, que tienen una tradición más larga de lucha contra las plagas agrícolas y forestales. Hay que hacer mayores esfuerzos por documentar las ENA marinas, sus vectores y vías de introducción, y su impacto a una escala espacial más amplia, ya que los datos suelen ser escasos e incompletos, posiblemente debido a limitaciones logísticas y de capacidad. Las políticas destinadas a prevenir la introducción de

especies y los planes de detección temprana y respuesta rápida pueden reducir el impacto potencial de esas especies. Para comprender realmente las ENA marinas y sus vectores y, en última instancia, gestionarlos a nivel mundial, hay que asignar fondos específicos, tener voluntad política y crear capacidad para el estudio científico de las invasiones. Esta es la única manera de garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas marinos.

Bibliografía

- Aguilar-Perera, A., et al. (2017). Lionfish invaded the mesophotic coral ecosystem of the Parque Nacional Arrecife Alacranes, Southern Golfo de México. *Marine Biodiversity*, vol. 47, No. 1, pp. 15–16.
- Anil, Arga, et al. (2003). *Ballast Water Risk Assessment: Ports of Mumbai and Jawaharlal Nehru India, October 2003, Final Report*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3554.9768>.
- AquaNIS. Editorial Board (2019). Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species. 23 October, 2019. www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis.
- Baker, Patrick, et al. (2007). Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical waters of the southeastern Estados Unidos de América. *Journal of Shellfish Research*, vol. 26, No.2, pp. 345–356.
- Barnes, David K.A., et al. (2006). Incursion and excursion of Antarctic biota: past, present and future. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 15, No.2, pp. 121–142.
- Barros Pestana, Lueji, et al. (2017). A century of introductions by coastal sessile marine invertebrates in Angola, South East Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, No. 1, pp. 426–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.041>
- Bax, Nicholas, et al. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, vol. 27, No.4, pp. 313–323.
- Bergman, Kajsa C, et al. (2001). Influence of algal farming on fish assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, No. 12, pp. 1379–1389.
- Bortolus, Alejandro, et al. (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, vol. 21, No. 11, pp. 1267–1283.
- Brandt, Angelika, et al. (2007). First insights into the biodiversity and biogeography of the Océano Antártico deep sea. *Nature*, vol. 447, No. 7142, p. 307.
- Byrne, Maria, et al. (2016). From pole to pole: the potential for the Arctic seastar *Asterias amurensis* to invade a warming Océano Antártico. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 12, pp. 3874–3887.
- Campbell, Marnie L., et al. (2016). Marine pests in paradise: capacity building, awareness raising and preliminary introduced species port survey results in the Republic of Palau. *Management of Biological Invasions*, vol. 7, No. 4, pp. 351–363.
- Cárdenas-Calle, M., et al. (2019). First report of marine alien species in mainland Ecuador: threats of invasion in rocky shores. In *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, eds. C.R. Veitch, et al.. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 62, Gland, Suiza, pp. 452–457.
- Carlton, James T. (1996). Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology*, vol. 77, No.6, pp. 1653.

- _____ (1999). The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. In *Invasive Species and Biodiversity Management*, eds. Sandlund Odd Terje, et al., p. 431. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Carlton, James T., et al. (2019). Assessing marine bioinvasions in the Galápagos Islands: implications for conservation biology and marine protected areas. *Aquatic Invasions*, vol. 14, No.1, pp. 1–20.
- Carlton, James T., and Gregory M. Ruiz (2005). Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*, vol. 63, pp. 36.
- Carlton, James T., et al. (2017). Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, vol. 357, No. 3658, pp. 1402-1406.
- Castilla, Juan C., and Paula E. Neill (2009). Marine bioinvasions in the southeastern Pacific: status, ecology, economic impacts, conservation and management. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, pp. 439–457. Springer.
- Chan, Farrah T. et al. (2013). Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. *Biological Invasions*, vol. 15, No. 2, pp. 295–308.
- Chandrasekaran, Sivagnanam, et al. (2008). Bioinvasion of *Kappaphycus alvarezii* on corals in the Gulf of Mannar, India. *Current Science (00113891)*, vol. 94, No. 9.
- Cohen, Andrew N., and James T. Carlton (1998). Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science*, vol. 279, No. 5350, pp. 555–558.
- Coles, S.L., et al. (2003). *Introduced Marine Species in Pago Pago Harbor, Fagatele Bay and the National Park Coast, American Samoa*. Bishop Museum Technical Report 26.
- Comisión del Océano Índico (2016). Marine invasive species: An emerging threat in the Western Océano Índico. Ebene: Comisión del Océano Índico. <https://studyres.com/doc/1377322/marine-invasive-species---commission-de-l-oc%C3%A9an-indien>.
- Consejo Internacional para la Ciencia (ICSU) et al. (2017). *SDG14 Conserve and Sustainably Use the Oceans, Seas and Marine Resources for Sustainable Development*. Consejo Internacional para la Ciencia.
- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2005). ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005.
- _____ (2018). ICES Ecosystem overviews: Mar Báltico.
- _____ (2019). ICES VIEWPOINT: Biofouling on Vessels – What is the Risk, and What Might be Done About It? In Report of the ICES Advisory Committee, 2019, vp.2019.01.
- Costello, Mark John, et al. (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PloS One*, vol. 5, No.8, p. e12110.
- Cranfield, H.J., et al. (1998). *Adventive Marine Species*. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, Nueva Zelandia.
- Creed, Joel, et al. (2017). The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 1, pp. 283–305.
- Crooks, Jeffrey A., et al. (2011). Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 1, pp. 165–176.
- Darling, John A., et al. (2017). Recommendations for developing and applying genetic tools to assess and manage biological invasions in marine ecosystems. *Marine Policy*, vol. 85, pp. 54–64.
- Dauvin, Jean-Claude, et al. (2019). The English Channel: Becoming like the Seas around Japón. In *Oceanography Challenges to Future Earth*, pp. 105–120. Springer.
- De Ramon N'Yeurt, Antoine, and Viliamu Iese (2013). *Overabundant Invasive Sargassum in Funafuti, Tuvalu - Report*.

- Eldredge, Lucius G. (1994). Perspectives in aquatic exotic species management in the Pacific Islands. *Introductions of Commercially Significant Aquatic Organisms to the Pacific Islands*, vol. 17, p. 1.
- Falk-Petersen, Jannike, et al. (2011). Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea—a review. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 3, pp. 479–488.
- Forrest, Barrie M., and Grant A Hopkins (2013). Population control to mitigate the spread of marine pests: insights from management of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* and colonial ascidian *Didemnum vexillum*. *Management of Biological Invasions*, vol. 4, No. 4, pp. 317–326.
- Galil, Bella S. (2012). Truth and consequences: the bioinvasion of the Mar Mediterráneo. *Integrative Zoology*, vol. 7, No. 3, pp. 299–311.
- _____ (2017). Eyes wide shut: managing bio-invasions in Mediterráneo marine protected areas. *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 187–206.
- _____ (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mar Mediterráneo and human health. *Invasive Species and Human Health*, vol. 10, p. 1.
- Galil, Bella S., et al. (2017). The enlargement of the Suez Canal—Erythraean introductions and management challenges. *Management of Biological Invasions*, vol. 8, No. 2, pp. 141–152.
- Galil, Bella S., et al. (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mar Mediterráneo. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 201, pp. 7–16.
- Giakoumi, Sylvaine, et al. (2016). Space invaders; biological invasions in marine conservation planning. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 12, pp. 1220–1231.
- Goldsmid, Jessica, et al. (2018). Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biological Invasions*, vol. 20, No. 2, pp. 501–517.
- Gómez, Fernando (2019). Comments on the non-indigenous microalgae in the European seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 148, pp. 1–2.
- Gouletquer, Philippe, et al. (2002). Open Atlantic coast of Europa—a century of introduced species into French waters. In *Invasive Aquatic Species of Europa. Distribution, Impacts and Management*, pp. 276–290. Springer.
- Gracia, Adriana, et al. (2011). Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia.
- Griffiths, C.L. et al. (1992). Marine invasive aliens on South African shores: implications for community structure and trophic functioning. *South African Journal of Marine Science*, vol. 12, No. 1, pp. 713–722.
- Halling, Christina, et al. (2013). Introducción of Asian strains and low genetic variation in farmed seaweeds: indications for new management practices. *Journal of Applied Phycology*, vol. 25, No. 1, pp. 89–95.
- Herbert, Roger J.H., et al. (2016). Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europa. *Biodiversity Conservation*, vol. 25, pp. 2835–2865.
- Hewitt, Chad L. (2002). Distribution and biodiversity of Australian tropical marine bioinvasions. *Pacific Science*, vol. 56, No. 2, pp. 213–222.
- Hewitt, Chad L., and M.L. Campbell (2010). The relative contribution of vectors to the Introducción and translocation of invasive marine species. Commissioned by The Department of Agriculture, Pesca and Forestry (DAFF), Canberra. 56pp. ISBN: 978-1-921575-14-3 <www.marinepests.gov.au/what-we-do/research/vectors-Introducción-translocation>. Accessed 17 February 2020.
- Hughes, Kevin A., and Gail V. Ashton (2017). Breaking the ice: the Introducción of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 27, No. 1, pp. 158–164.
- Iacarella, Josephine C., et al. (2019). Non-native species are a global issue for marine protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 17, No. 9, pp. 495–501.

- James, Kate, et al. (2015). Using satellite-derived sea surface temperature to predict the potential global range and phenology of the invasive kelp *Undaria pinnatifida*. *Biological Invasions*, vol. 17, No. 12, pp. 3393–3408.
- Jimenez, Carlos, et al. (2016). Veni, vidi, vici: The successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, vol. 41, p. 417.
- Kestrup, Åsa M., et al. (2015). Report of Working Group 21 on Non-indigenous Aquatic Species. *PICES Scientific Report*, No. 48, p. 1.
- Knapp, I.S., et al. (2011). Records of non-indigenous marine species at Palmyra Atoll in the US Line Islands. *Marine Biodiversity Records*, vol. 4.
- Kospartov, M. et al. (2010). Non-indigenous and cryptogenic marine species in Nueva Zelandia—Current state of knowledge: Interim report. *Report Prepared for MAFBNZ Project BNZ10740. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington*.
- Lee, Henry II, and Deborah Reusser (2012). *Atlas of Nonindigenous Marine and Estuarine Species in the North Pacific. Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory. EPA/600/R/12/631*.
- Lee, J.E., and S.L. Chown (2007). *Mytilus* on the move: transport of an invasive bivalve to the Antarctic. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 339, pp. 307–310.
- Lewis, Patrick N., et al. (2003). Marine introductions in the Océano Antártico: an unrecognised hazard to biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, No. 2, pp. 213–223.
- Liu, Ruiyu (2008). *Checklist of Marine Biota of China Seas*. Science Press.
- Lopes, Rubens M., et al. (2009). *Informe Sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas No Brasil*. 574.5 INF.
- Mačić, Vesna, et al. (2018). Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 178.
- Mead, Angela, et al. (2011). Revealing the scale of marine bioinvasions in developing regions: a South African re-assessment. *Biological Invasions*, vol. 13, No.9, pp. 1991–2008.
- Meinesz, Alexandre, and B. Hesse (1991). Introducción et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta*, vol. 14, No. 4, pp. 415–426.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water*. World Resources Institute.
- Miller, A. Whitman, and Gregory M. Ruiz (2014). Arctic shipping and marine invaders. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 6, p. 413.
- Minchin, Dan, et al. (2013). Alien species in British brackish and marine waters. *Aquatic Invasions*, vol. 8, No. 1, pp. 3–19.
- Molnar, Jennifer L., et al. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, No. 9, pp. 485–492.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2002). *COP 6 Decision VI/23. Alien Species That Threaten Ecosystems, Habitats or Species. The Hague, 7-19 April 2002*.
- Narayanaswamy, Bhavani E., et al. (2013). Synthesis of knowledge on marine biodiversity in European Seas: from census to sustainable management. *PLoS One*, vol. 8, No.3, pp. e58909.
- Ojaveer, Henn, et al. (2015). Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology*, vol. 13, No. 4, p. e1002130.
- _____ (2017). Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 3, p. 799–813.

- _____ (2018). Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *PLoS One*, vol. 13, No. 8, p. e0202383.
- Orensanz, Jose Maria Lobo, et al. (2002). No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, vol. 4, Nos. 1–2, pp. 115–143.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2019). FAO Pesca & Acuicultura - Cultured Aquatic Species Information Programme - *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). 2019. www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_gigas/en.
- Organización Marítima Internacional (OMI) (2019). Status of IMO Treaties. Comprehensive information on the status of multilateral Conventions and instruments in respect of which the Organización Marítima Internacional or its Secretary-General performs depositary or other functions.
- Paerl, Hans W., and Jef Huisman (2009). Cambio climático: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, vol. 1, No. 1, pp. 27–37.
- Paulay, Gustav, et al. (2002). Anthropogenic biotic interchange in a coral reef ecosystem: a case study from Guam. *Pacific Science*, vol. 56, No. 4, pp. 403–422.
- Pérez, Julio, et al. (2007). Especies marinas exóticas y criptogénicas en las costas de Venezuela. *Boletín Del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, vol. 46, No. 1.
- Qiao, Bing (2019). Technical methods for determining the baseline, causal relationship and degree of marine ecological environment damage + 2019 annual scientific and technological progress report. In *Science and technology report of the people's Republic of China No.400001918-2016YFC0503602/0 (to be disclosed)*, pp. 18–22.
- Reise, Karsten, et al. (2002). Introduced Marine Species of the Mar del Norte Coasts. In *Invasive Aquatic Species of Europa. Distribution, Impacts and Management*, eds. Erkki Leppäkoski, Stephan Gollasch, and Sergej Olenin, pp. 260–266. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Richardson, David M., et al. (2011). A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. In *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*, pp. 409–420. John Wiley & Sons.
- Ruiz, Gregory M., et al. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*, vol. 37, No. 6, pp. 621–632.
- _____ (2000). Global spread of microorganisms by ships. *Nature*, vol. 408, No. 6808, p. 49.
- _____ (2015). Invasion history and vector dynamics in coastal marine ecosystems: A North American perspective, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, vol. 18, No. 3, pp. 299–311.
- Ruttenberg, Benjamin I., et al. (2012). Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, USA: evidence from multiple pre-and post-invasion data sets. *Bulletin of Marine Science*, vol. 88, No. 4, pp. 1051–1059.
- Sancholle, M. (1988). Présence de *Fucus spiralis* (Phaeophyceae) en Méditerranée occidentale. *Cryptogamie Algologie*, vol. 9, No. 2, pp. 157–161.
- Schlaepfer, Martin A., et al. (2011). The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology*, vol. 25, No. 3, pp. 428–437.
- Schröder, V., and Carlos Garcia de Leaniz (2011). Discrimination between farmed and free-living invasive salmonids in Chilean Patagonia using stable isotope analysis. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 1, pp. 203–213.
- Schwindt, Evangelina, and Alejandro Bortolus (2017). Aquatic invasion biology research in América del Sur: Geographic patterns, advances and perspectives. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, vol. 20, No. 4, pp. 322–333.
- Seaward, Kimberley, and Graeme Inglis (2018). *Long-Term Indicators for Non-Indigenous Species (NIS) in Marine Systems*. NIWA Client Report CHC2016-024.

- Shatkin, Greg (1997). Considerations regarding the possible Introducción of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to the Gulf of Maine: a review of global experience. *Journal of Shellfish Research*, vol. 16, pp. 463–478.
- Sliwa, Cathryn, et al. (2009). Marine bioinvasions in Australia. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, pp. 425–437. Springer.
- Spalding, Mark D., et al. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, vol. 57, No. 7, pp. 573–583.
- Stern, Nir, and Shevy B.S. Rothman (2019). Divide and conserve the simultaneously protected and invasive species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 29, No. 1, pp. 161–162.
- Stiger, Valérie, and Claude Payri (1999). Spatial and seasonal variations in the biological characteristics of two invasive brown algae, *Turbinaria ornata* (Turner) J. Agardh and *Sargassum mangarevense* (Grunow) Setchell (Sargassaceae, Fucales) spreading on the reefs of Tahiti (French Polynesia). *Botanica Marina*, vol. 42, No. 3, pp. 295–306.
- Tavares, Marcos, and Gustavo A.S. de Melo (2004). Discovery of the first known benthic invasive species in the Océano Antártico: the Atlántico septentrional spider crab *Hyas araneus* found in the Antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, vol. 16, No. 2, pp. 129–131.
- Teixeira, Larissa M.P., and Joel C. Creed (2020). A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brasil. *Aquatic Invasions* vol. 15, No. 1, pp. 30–43.
- Therriault, Thomas W., et al. (2018). The invasion risk of species associated with Japanese tsunami detritus marinos in Pacific North America and Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 82–89.
- Tsiamis, Konstantinos, et al. (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 429–435.
- Turon, Xavier, et al. (2016). Too cold for invasions? Contrasting patterns of native and introduced ascidians in subantarctic and temperate Chile. *Management of Biological Invasions*, vol. 7, No.1, pp. 77–86.
- Wan, Shuwen, et al. (2009). The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, vol 35, No. 4, pp. 444–452.
- Wang, Xiulin, and Keqiang Li (2006). Appendix I List of Phytoplankton and Red Tide Reasons in Bohai Sea. *Marine Environmental Capacity of Major Chemical Pollutants in Bohai Sea*. Science Press. pp. 311–316.
- Ware, Chris, et al. (2016). Biological Introducción risks from shipping in a warming Arctic. *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, No. 2, pp. 340–349.
- Williamson, Mark Herbert (1996). *Biological Invasions*. 1st ed. London; New York: Chapman & Hall.

Capítulo 23

Novedades en la exploración y utilización de los recursos genéticos marinos

Contribuidores: Robert Blasiak y Ellen Kenchington (coordinadores), Jesús M. Arrieta, Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve, Hilconida Calumpong (corresponsable), Shao Changwei, Sanae Chiba (responsable), Hebe Dionisi, Carlos Garcia-Soto (corresponsable), Helena Vieira y Boris Wawrik.

Ideas clave

- Cada vez son más las aplicaciones, comerciales o no, de los recursos genéticos marinos.
- Gracias a la rapidez con que se han abaratado las secuenciaciones y síntesis genéticas y se ha avanzado en los campos de la ingeniería metabólica y la biología sintética dentro del sector de la biotecnología, los científicos dependen menos de las muestras físicas y utilizan cada vez más las bases de datos públicas de secuencias genéticas, que se están ampliando a un ritmo exponencial.
- Las esponjas y las algas continúan suscitando gran interés por las propiedades bioactivas de sus compuestos naturales.
- En el contexto de los Objetivos de Desarrollo Sostenible,¹ persisten los problemas de creación de capacidad, ya que la mayor parte de las actividades de investigación y desarrollo de los recursos genéticos marinos son realizadas por entidades de unos pocos países.
- Entre los procesos y acuerdos internacionales que guardan relación con los recursos genéticos marinos figuran el Protocolo de Nagoya² sobre Acceso a los Recursos Genéticos y Participación Justa y Equitativa en los Beneficios que se Deriven de su Utilización, el Convenio sobre la Diversidad Biológica y la conferencia intergubernamental sobre un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar³ relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.⁴

1. Introducción

El océano alberga una enorme diversidad de formas de vida que constituyen una rica fuente de recursos genéticos marinos, es decir, material genético de origen marino que contiene unidades hereditarias funcionales con valor real o potencial, cuya característica es la gran diversidad biológica y química (Appeltans et al., 2012; Naciones Unidas, 2017). Se han descrito más de 34.000 productos naturales marinos y últimamente se han llegado a descubrir más de 1.000 compuestos al año (Lindequist, 2016; Carroll et al., 2019). Desde 2008 se han descrito en total 188 nuevos productos naturales marinos procedentes de organismos que viven en aguas profundas (Bryozoa, Chordata, Cnidaria, Echinodermata, Mollusca, Porifera y microbios) (Skropeta y Wei, 2014). Aproximadamente el 75 % de esos novedosos productos

tienen un grado notable de bioactividad y el 50 % muestra una citotoxicidad entre moderada y alta para una serie de líneas celulares del cáncer humano. Aunque la bioactividad de muchos productos naturales marinos indica que hay grandes posibilidades de descubrir nuevos medicamentos, hasta la fecha solo se ha autorizado la comercialización de 13 fármacos de origen marino (Liang et al., 2019; Mayer et al., 2010).⁵ aunque, en el momento de redactarse este capítulo, se estaban realizando ensayos clínicos de otros 28 (Alves et al., 2018). La investigación sobre los antiincrustantes marinos se centra actualmente en detectar sustancias viables que no sean tóxicas y, según una reseña reciente, se han obtenido más de 198 compuestos antiincrustantes de invertebrados marinos, en concreto esponjas, gorgonias y

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

² Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento UNEP/CBD/COP/10/27, anexo, decisión X/1

³ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

⁴ Véase la resolución de la Asamblea General 72/249.

⁵ Véase Midwestern University, "Clinical Pipeline, Marine Pharmacology" (consultado el 16 de julio de 2020).

corales blandos (Qi y Ma, 2017), además de los productos derivados de macroalgas y microalgas que se mencionaban en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017). Algunas investigaciones innovadoras también han detectado en peces descartados ingredientes que pueden utilizarse para cosméticos de gama alta y otros productos (Young, 2014). Hasta 2018 se habían comercializado un total de 76 ingredientes cosmeticéuticos de productos naturales marinos de uso libre, lo que ilustra el crecimiento de este nuevo sector (Calado et al., 2018).

De forma paralela, aumenta rápidamente la demanda de productos nutricéuticos, como se preveía en la primera Evaluación. Se espera que el mercado mundial de productos nutricéuticos alcance los 580.000 millones de dólares en 2025, más del triple que la cifra de 180.000 millones estimada para 2017 en la pri-

mera Evaluación, crecimiento que se atribuye a una mayor innovación y sensibilización de los consumidores (Grand View Research, 2017). Los productos nutricéuticos marinos, como el aceite y el colágeno de pescado, copan gran parte del mercado mundial y se prevé un aumento de la demanda en la región de Asia y el Pacífico, sobre todo en China y la India (Suleria et al., 2015).

Si bien los recursos genéticos marinos son cada vez más importantes para la economía azul mundial, la mayor parte de la actividad comercial se concentra en un número relativamente pequeño de países, por lo que podrían surgir oportunidades para transferir tecnología y crear capacidad (Thompson et al., 2017; Blasiak et al., 2018). Actualmente están en marcha varios procesos internacionales que se ocupan de los recursos genéticos, incluidos los marinos.

2. Tendencias registradas entre 2010 y 2020

Las innovaciones tecnológicas han sido fundamentales para los recientes avances de la exploración y explotación de los recursos genéticos marinos. Se ha acelerado el descubrimiento de nuevas moléculas marinas y sus fuentes, en especial a partir de la década de 1970 (figura I) y en noviembre de 2019 ya se habían documentado un total de 34.197 productos naturales marinos (Carroll et al., 2019). Es muy probable que este rápido crecimiento se deba a las modernas técnicas de muestreo y análisis, que han permitido obtener novedosos recursos genéticos marinos en entornos de aguas más profundas, cuya diversidad química es mayor. Alrededor del 11 % de los recursos genéticos para los que se solicitan patentes se encuentran en comunidades de los fondos marinos y los respiraderos hidrotermales, lo que refleja el aumento de las investigaciones en entornos oceánicos remotos y extremos (Blasiak et al., 2018). Sin embargo, el número de recursos genéticos obtenidos en profundidades superiores a los 50 m sigue siendo insignificante si se compara con todo el conjunto de productos naturales marinos (Skropeta y Wei, 2014).

También se están descubriendo cada vez más enzimas de organismos marinos gracias al desarrollo de innovadoras metodologías de cribado (Ferrer et al., 2019) y suscita particular interés la aplicación en procesos industriales de enzimas de microorganismos adaptados a condiciones extremas, que suelen permanecer activas en circunstancias operacionales difíciles (Birolli et al., 2019).

2.1. Principales aplicaciones comerciales

2.1.1. Aplicaciones farmacéuticas

Trece medicamentos de origen marino han recibido autorización de la Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos o de la Agencia Europea de Medicamentos para salir al mercado, seis de ellos desde 2010. La mayoría de estos medicamentos se desarrollaron como parte de la quimioterapia utilizada para tratar el cáncer (Calado et al., 2018; Liang et al., 2019; Mayer et al., 2010).

⁶Desde que se autorizó el uso oncológico de la citarabina en 1969, se considera que las esponjas son una de las fuentes más prometedoras de medicamentos anticancerosos (Hu et al., 2015; véase la secc. 2.3), si bien hay otros invertebrados marinos, como las especies de tunicados y cónidos, de las que también se extraen importantes productos naturales marinos, al igual que ocurre con los peces. En 2015, la Administración de Alimentos y Medicamentos de los Estados Unidos autorizó el uso de la trabectedina (ET-743) para tratar el sarcoma de tejidos blandos y el cáncer ovárico, y la Administración de Bienes Terapéuticos de Australia aprobó en 2018 el uso de la plitidepsina en el tratamiento del mieloma múltiple, la leucemia y el linfoma (véase Mayer et al., 2010),⁷ mientras que en 2020, se autorizó la lurbinectedina para tratar el carcinoma microcítico de pulmón con metástasis (véase Mayer et al., 2010);⁸ los tres compuestos proceden de los tunicados. También se obtienen fármacos de las macroalgas: por ejemplo, OligoG es un oligoalginato con estructura definida derivado de las algas pardas que se encuentra actualmente en la fase II de un ensayo clínico para el tratamiento de la fibrosis quística (Rye et al., 2018) y Carragelose es un biopolímero derivado de las algas rojas que por sus excelentes propiedades antiviricas se utiliza para tratar enfermedades respiratorias (Hackl, 2017).

2.1.2. Aplicaciones cosmeticéuticas

El sector de la cosmeticéutica (cosméticos con propiedades farmacéuticas) es uno de los mercados para la comercialización de productos naturales marinos que más rápido está creciendo, debido a que el ciclo de desarrollo de los productos cosmeticéuticos es más corto que el de los farmacéuticos y

nutricéuticos (Rampelotto y Trincone, 2018). Estos novedosos productos con ingredientes biológicamente activos constituyen un tipo completamente nuevo de cosméticos que será emblemático en las próximas décadas. La mayoría de ellos son derivados de macroalgas y microalgas, pero cada vez se generan más mediante procesos de biotecnología marina a partir de microorganismos como las bacterias y los hongos (Calado et al., 2018). Sin embargo, ciertos ingredientes cosméticos suscitan preocupaciones ambientales (Juliano y Magrini, 2017).

2.1.3. Aplicaciones en alimentos y piensos

El consumo de ácidos grasos poliinsaturados de cadena larga omega-3 reporta múltiples beneficios para la salud (Ruxton et al., 2007), pero la producción de especies de acuicultura con alto contenido de esos ácidos sigue dependiendo de los piensos a base de pescado, de ahí el gran interés que suscita el desarrollo de aceites de algas y cultivos transgénicos alternativos de ácidos grasos poliinsaturados de cadena larga omega-3. Los primeros esfuerzos se han centrado en el cultivo de semillas oleaginosas aprovechando enzimas de especies marinas (algas marinas) (Ruiz-López et al., 2014; Zhao y Qiu, 2018). Diversas empresas agroindustriales han solicitado patentes relacionadas con esas innovaciones y está previsto que la producción en gran escala comience en 2020 (Sprague et al., 2017). Además de que pueden destinarse directamente al consumo humano, las macroalgas podrían emplearse también como aditivo en piensos para mitigar la producción de metano biológica en la industria ganadera (Roque et al., 2019; Costello et al., 2019). Asimismo, las microalgas están empezando a convertirse en un importante biocombustible (Fedder, 2013).

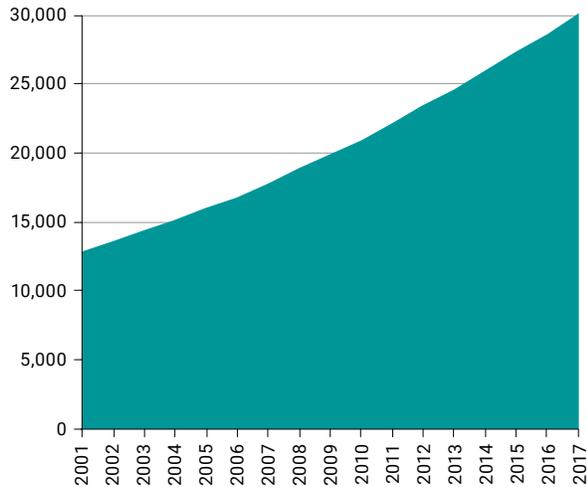
⁶ Ibid.

⁷ Ibid.

⁸ Ibid.

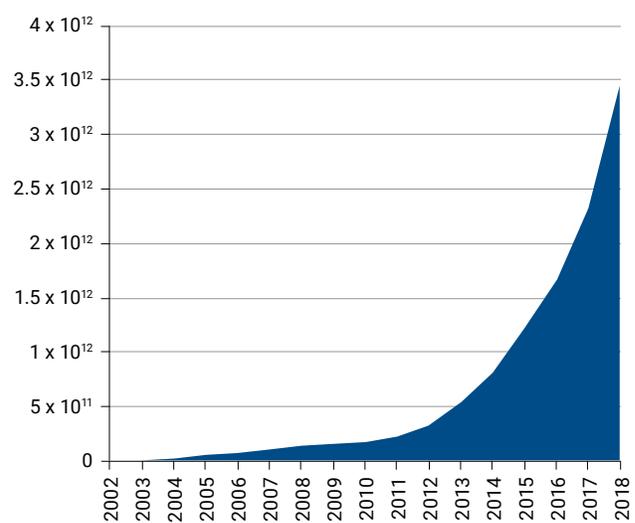
Figura I
Tendencias recientes en los recursos genéticos marinos

Figura I.A
Productos naturales marinos descubiertos (número acumulativo)



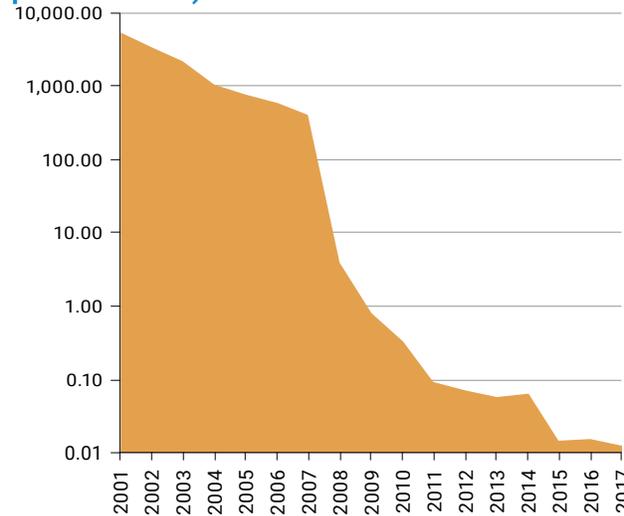
Fuente: Carroll et al., 2019.

Figura I.B
Sequence Read Archive de GenBank (número acumulativo de pares de bases)



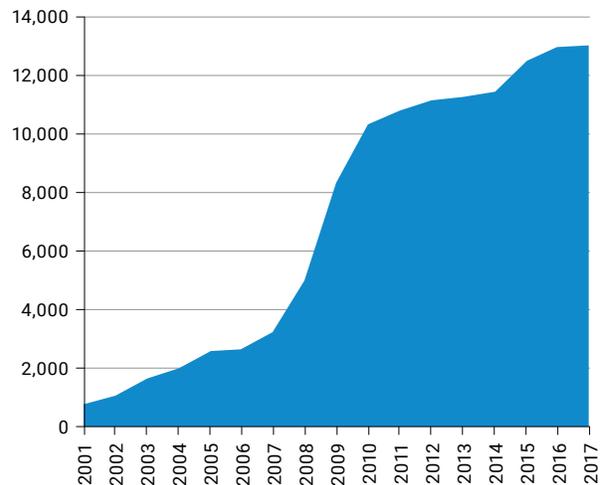
Fuente: Estados Unidos de América National Institutes of Health (Wetterstrand, 2018; Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI), 2018).

Figura I.C
Costo de la secuenciación (dólares por par de bases)



Fuente: Instituto Nacional de Investigaciones sobre el Genoma Humano.

Figura I.D
Secuencias marinas vinculadas a patentes (número acumulativo)



Fuente: Blasiak et al., 2018.

2.2. Aumento de las bases de datos de secuencias genéticas

Los archivos de datos públicos son parte integral de la investigación biológica moderna (Ellenberg et al., 2018; Rigden y Fernández, 2019), en gran medida porque los rápidos avances tecnológicos de los últimos 20 años han democratizado en gran medida la disponibilidad de la tecnología de secuenciación de ácidos nucleicos. De hecho, el costo por base de una secuencia ha disminuido más de cuatro órdenes de magnitud en la última década (Wetterstrand, 2018), coincidiendo con el crecimiento exponencial del tamaño de los repositorios de uso libre (véase la figura 1). En general, el número de bases de GenBank se duplica aproximadamente cada 18 meses desde 1982 (NCBI, 2018).

Aunque ha aumentado mucho el tamaño de las bases de datos públicas, hay motivos para creer que todavía existen importantes lagunas en los conocimientos sobre la diversidad genética del océano, como demuestran, sobre todo, los estudios basados en las ciencias ómicas. En el estudio más reciente y exhaustivo de la diversidad genética de los eucariotas marinos se identificaron unos 53 millones de genes (Carradec et al., 2018), alrededor de la mitad de los cuales no guardaban similitud con ninguna proteína existente (de Vargas et al., 2015). Además, las estimaciones relativas al plancton oceánico sugieren la presencia de unas 150.000 especies de eucariotas, cifra muy superior a las aproximadamente 11.200 especies que se han descrito formalmente (de Vargas et al., 2015). Algunas iniciativas a gran escala, como las expediciones oceanográficas del velero Tara (Sunagawa et al., 2015) y el Día del Muestreo Oceánico (Kopf et al., 2015), están generando una enorme cantidad de información que ayuda a conocer mejor la diversidad microbiana que existe en el océano a nivel mundial (Coutinho et al., 2018). Los conjuntos de datos públicos resultantes representan una importante fuente de información para las investigaciones basadas en secuencias (Kamble et al., 2019) y abren nuevas vías de

investigación, como el uso del ADN ambiental en la ecología molecular y en las evaluaciones de la diversidad (Seymour, 2019).

2.3. Investigaciones destacadas

En 2018 se publicaron dos volúmenes exhaustivos sobre biotecnología marina: en el primero se describían sistemáticamente las últimas novedades del sector y se intentaba determinar su potencial económico actual y futuro (Rampelotto y Trincone, 2018), mientras que el segundo trascendía los aspectos de investigación y desarrollo para ahondar en la legislación sobre propiedad intelectual y la protección brindada por las solicitudes de patentes (Guilloux, 2018). Los anteriores estudios sobre patentes relacionadas con los recursos genéticos marinos (Arrieta et al., 2010; Arnaud-Haond et al., 2011) se actualizaron con un análisis de las solicitudes de patentes vinculadas a 12.998 secuencias genéticas de 862 especies marinas (Blasiak et al., 2018): el 98 % correspondían a patentes solicitadas por agentes con oficinas o sedes en 10 países, mientras que 165 países no habían presentado ninguna solicitud (Blasiak et al., 2018).

SponGES⁹ es un proyecto de cuatro años que desde 2016 financia el programa de investigación e innovación de la Unión Europea Horizonte 2020 y cuyo objeto es vincular la exploración con la bioprospección para aplicaciones industriales, a saber, el descubrimiento de fármacos y la ingeniería de tejidos. Las esponjas y sus microorganismos son la fuente más rica y prolífica de nuevos productos naturales marinos y representan casi el 30 % (casi 5.000) de los compuestos descritos hasta la fecha (Mehbub et al., 2014); de hecho, entre 2001 y 2010 se descubrieron más de 2.400 productos naturales de 671 especies de esponjas (Mehbub et al., 2014). Las investigaciones de SponGES ya han detectado una sorprendente diversidad microbiana con gran potencial biotecnológico, como inusuales esteroides C30 y nuevos barridos que pueden tener propiedades antiincrustantes (Lauritano y Ianora, 2018).

⁹ Véase www.deepseasponges.org.

3. Consecuencias y cambios económicos y sociales

El interés por la exploración y el uso de los recursos genéticos marinos aumenta junto con los rápidos avances del sector biotecnológico mundial y las iniciativas encaminadas a explorar las posibilidades de la economía azul (Wynberg y Laird, 2018). Existen opiniones divergentes sobre el potencial económico de los recursos genéticos marinos, en particular los procedentes de zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (Leary, 2018; Blasiak et al., 2020). Sin embargo, la sólida cartera de fármacos de origen marino que se encuentran en fase de ensayo clínico indica que el interés es considerable, dado que el proceso para comercializar un nuevo medicamento puede costar hasta 2.800 millones de dólares (Wouters et al., 2020) y llevar entre 10 y 15 años (Blasiak et al., 2019).

El marco normativo que rige el acceso a los recursos genéticos marinos y su posterior utilización es distinto según los recursos procedan de zonas situadas dentro o fuera de la jurisdicción nacional: los primeros son competencia del Convenio sobre la Diversidad Biológica y su Protocolo de Nagoya¹⁰ mientras que los segundos están incluidos en un conjunto de cuestiones que se están negociando tras aprobarse en diciembre de 2017 la resolución 72/249 de la Asamblea General, en la que esta decidió convocar una conferencia intergubernamental para elaborar el texto de un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional. La conferencia celebró tres reuniones en 2018 y

2019 y tiene prevista una cuarta para el año 2020. El mandato de la conferencia es abordar el tema de los recursos genéticos marinos, incluidas las cuestiones relativas a la distribución de los beneficios, entre otras.

Se está debatiendo, tanto en el contexto de la conferencia intergubernamental como del Convenio sobre la Diversidad Biológica y su Protocolo de Nagoya, si conviene abordar y regular la utilización de los datos y la información sobre las secuencias digitales, y se han expresado diferentes opiniones sobre esa cuestión y la terminología correspondiente. En 2019, la Secretaría Ejecutiva del Convenio sobre la Diversidad Biológica encargó estudios sobre el concepto y el alcance de la información de las secuencias digitales (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2020), la trazabilidad y las bases de datos y las medidas nacionales, que se han publicado finalmente tras un período de revisión abierta.

Por último, en 2017, la Asamblea General de la Organización Mundial de la Propiedad Intelectual (OMPI) prorrogó el mandato de su Comité Intergubernamental sobre Propiedad Intelectual y Recursos Genéticos, Conocimientos Tradicionales y Folclore y convino en que debía, entre otras cosas, seguir agilizando su labor relativa a un acuerdo sobre la propiedad intelectual que garantizara la protección equilibrada y efectiva de los recursos genéticos.¹¹

Todos estos marcos normativos se aplican únicamente a los países signatarios y, por tanto, a los recursos genéticos marinos obtenidos en los Estados que son partes en los instrumentos pertinentes o por ellos.

¹⁰ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1760, No. 30619.

¹¹ Véase Organización Mundial de la Propiedad Intelectual, documento WO/GA/49/21.

4. Principales novedades regionales en materia de conocimientos y consecuencias

En la primera Evaluación se ofrecía un panorama general de los recursos genéticos marinos, sin evaluaciones ni reseñas regionales, debido en parte a lo difícil que resulta conseguir resúmenes regionales con información sobre tendencias. A continuación se tratan brevemente distintas cuestiones regionales sobre los océanos Pacífico, Antártico y Ártico, destacando las tendencias del último decenio. Relativamente más escaso ha sido el desarrollo de productos naturales marinos del océano Atlántico y el mar Mediterráneo (Skropeta y Wei, 2014), aunque este último, por su gran biodiversidad, podría dar lugar a nuevos productos farmacéuticos y nutricos (Briand, 2010).

Skropeta y Wei (2014), al actualizar los análisis regionales que habían llevado a cabo en 2008 sobre los productos naturales marinos descubiertos, constataron que, si bien la proporción de productos originarios de Australia seguía siendo elevada (24 %), se había producido un notable aumento de los metabolitos extraídos mediante el muestreo de sedimentos en las aguas profundas del mar de China meridional (hasta el 18 %) y del océano Pacífico, incluidas las zonas marítimas frente a la costa de Guam (Estados Unidos de América) y Palau (hasta el 17 %). El aumento se atribuyó a que los entornos remotos de aguas profundas eran más accesibles (Skropeta y Wei, 2014), puesto que el descubrimiento de productos naturales marinos en cada una de las regiones guardaba más relación con la disponibilidad de sumergi-

bles tripulados y operaciones de arrastre que con la diversidad biológica regional. La mayor accesibilidad de esos entornos se reflejaba también en la profundidad a la que se habían hecho los descubrimientos: en 2008 solo el 8 % de los productos naturales marinos procedían de organismos encontrados a más de 1.000 m de profundidad, frente al 37 % en 2013 (Skropeta y Wei, 2014).

Las actividades que se desarrollan en la región antártica están sujetas al Tratado Antártico¹² y los acuerdos conexos que colectivamente se denominan Sistema del Tratado Antártico (Oldham y Kindness, 2020). Se ha debatido la bioprospección en el marco del Sistema del Tratado Antártico, pero es un asunto que se complica mucho por cuestiones de gobernanza relacionadas con la actividad investigadora, la ética y la distribución de los beneficios. Al aumentar en general la investigación científica en la Antártida, también lo han hecho los estudios sobre la biodiversidad y el número de patentes derivadas de organismos antárticos solicitadas en los Estados Unidos y en Europa (Oldham et al., 2014); Oldham y Kindness, 2020).

Se ha establecido un modelo de investigación internacional colaborativa para el Ártico (Leary, 2008), aunque la mayoría de los estudios sobre el potencial biotecnológico de sus recursos genéticos se llevan a cabo en las zonas económicas exclusivas de los Estados árticos.

5. Carencias en materia de creación de capacidad

Muchos Estados tienen dificultades que les impiden participar directamente en la investigación de los recursos genéticos marinos, como un conocimiento limitado de la biodiversidad, escasa capacidad, tanto en lo que respecta a las instalaciones como a la especialización tecnológica, pocos recursos financieros para la

investigación y el desarrollo, falta de experiencia en los mecanismos de acceso y distribución de beneficios e insuficiente colaboración entre los sectores académico, gubernamental y privado (Thompson et al., 2017). De ahí que las iniciativas de creación de capacidad, como la Red Nacional de Investigación en Biotecnología

¹² Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 402, No. 5778.

Marina establecida en el Brasil (Thompson et al., 2018), sean fundamentales para subsanar esas limitaciones.

Wynberg (2016) señaló la rápida expansión de la actividad investigadora en el océano Índico occidental, particularmente en las costas de África Oriental y el litoral de África Meridional, que presenta un mayor nivel de biodiversidad y endemismo. Casi todas las investigaciones son realizadas por países desarrollados de otras regiones y, salvo Sudáfrica y Kenya, son pocos los países del océano Índico occidental

que participan como colaboradores. También son relativamente escasos los países que operan sus propios buques de investigación y menos todavía los que tienen capacidad para la recolección en zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional o en entornos de aguas profundas (figura II). Aunque existen en todo el mundo bases públicas de secuencias genéticas, muchos países carecen de la ciberinfraestructura necesaria para acceder a esos datos o para crear y gestionar bases de datos nacionales comparables (Thompson et al., 2017).

Figura II.A

País de origen de los buques de investigación marina, en junio 2019

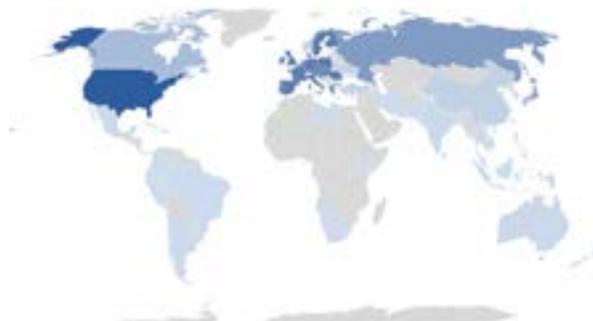
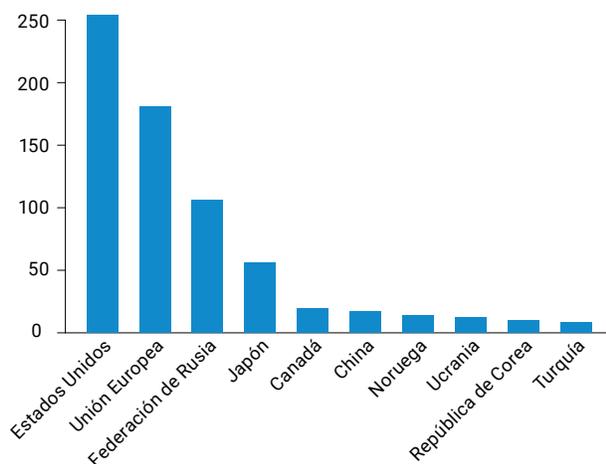
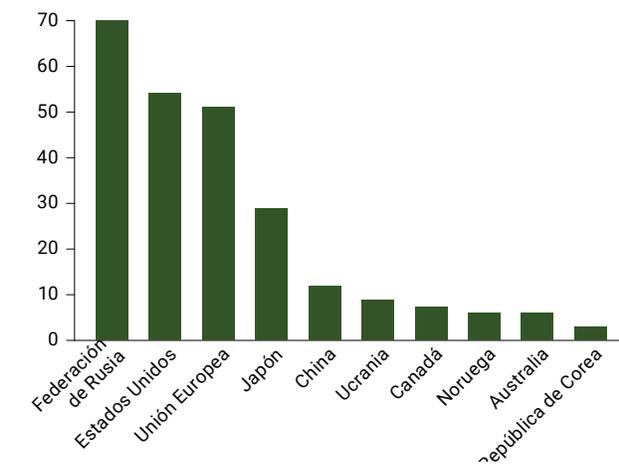


Figura II.B

Número y distribución de los buques de investigación con capacidad para operar mar adentro (60 m de eslora como mínimo) en junio 2019



Fuente: International Research Vessel Database.

6. Retos metodológicos y tendencias futuras

6.1. Nuevos avances de los enfoques ómicos

En los últimos decenios, las innovaciones de las tecnologías de análisis biomolecular han permitido realizar estudios más completos de los organismos marinos y sus comunidades (Coutinho et al., 2018). El altísimo rendimiento de las tecnologías de secuenciación ha ampliado mucho la cobertura de los análisis de las comunidades microbianas, las tecnologías de secuenciación de moléculas individuales producen secuencias de gran longitud a partir del ADN y el ARN, y los instrumentos portátiles de secuenciación en tiempo real pueden utilizarse sobre el terreno (Ip et al., 2015). Actualmente se está intentando desarrollar plataformas de secuenciación para aplicaciones específicas y mejorar la longitud de las secuencias y su cantidad, reduciendo al mismo tiempo las tasas de error en la secuenciación (Wuyts y Segata, 2019). Es fundamental mejorar la longitud y precisión de las secuencias para generar conjuntos de datos menos fragmentados. Además, si se ensamblan secuencias de aminoácidos deducidas, en lugar de datos de ADN, se pueden generar grandes catálogos de secuencias de proteínas completas a partir de complejos conjuntos de datos metagenómicos (Steinegger et al., 2019). A diferencia de los estudios ecológicos, las aplicaciones biotecnológicas requieren proteínas y grupos de genes completos.

Aunque las plataformas de secuenciación de alto rendimiento facilitan mucho la obtención de datos de las secuencias, sigue siendo complicado asignar funciones a los genes, las proteínas y las vías que se predicen (Woyke et al., 2019) y a menudo no es posible asignar una supuesta función o esta solo puede predecirse en líneas generales, sobre todo en el caso de las enzimas. La caracterización experimental de determinadas secuencias con potencial biotecnológico requiere tiempo y es costosa, por lo que se está tratando de combinar la síntesis génica con sistemas de expresión de proteínas

sin células y métodos de detección sensibles de alto rendimiento para descubrir nuevos biocatalizadores y variantes enzimáticas con mejores características (Rolf et al., 2019). Los avances de los sistemas de detección utilizados en la metagenómica funcional, que es un enfoque diferente de bioprospección, también están teniendo un impacto positivo en los biodescubrimientos (van der Helm et al., 2018).

Pese a los recientes avances de las tecnologías de secuenciación, sigue siendo difícil obtener genomas casi completos de gran calidad a partir de microorganismos no cultivados. Gracias a la secuenciación de los genomas de células microbianas individuales y a la reconstrucción de genomas a partir de complejos conjuntos de datos de metagenomas, se ha obtenido información genómica de miles de microorganismos marinos no cultivados (Parks et al., 2017; Coutinho et al., 2018; Tully et al., 2018), creando así un recurso público que puede utilizarse para la bioprospección. No obstante, se necesitarán avances tecnológicos para completar esos genomas y reducir, antes de la amplificación, el grado de contaminación del cóctel de ADN generado sin cultivos (Woyke et al., 2019). Otra técnica que facilita el análisis de los genomas de microorganismos no cultivados es el método metagenómico de captura de la conformación de cromosomas (meta3C), que revela los contactos físicos en diferentes regiones del ADN presente dentro de una célula. Cuando se aplica a las comunidades microbianas, este método facilita el ensamblaje de los genomas y permite analizar su organización tridimensional (Marbouty et al., 2014). Por último, es necesario mejorar las técnicas de cultivo de microorganismos marinos, sobre todo cuando se utilizan recursos genéticos marinos microbianos con fines industriales.

El aumento exponencial de los datos generados por los diferentes enfoques ómicos plantea retos y se siguen desarrollando nuevas herramientas y plataformas bioinformáticas para analizar e integrar esos datos a fin de comprender mejor los sistemas biológicos

(Dihazi et al., 2018; Rohart et al., 2017). Por ejemplo, la plataforma KBase (Systems Biology Knowledgebase),¹³ del Departamento de Energía de los Estados Unidos ofrece programas informáticos y datos de código abierto que permiten realizar análisis colaborativos de información multiómica, como ensamblaje, anotación, transcriptoma y modelos metabólicos del genoma o el metagenoma (Arkin et al., 2018). Integrando el análisis de datos metabolómicos, es decir, el análisis de pequeñas biomoléculas de organismos o comunidades microbianas, se pueden validar las vías detectadas y vincular la estructura, la dinámica, las interacciones y la función de la comunidad microbiana (Baidoo y Benites, 2019). Otra herramienta de integración multiómica es mixOmics, que se centra en la exploración y la minería de datos (Rohart et al., 2017).¹⁴

6.2. Recursos genéticos marinos y biología sintética

Los organismos que viven en el mar tienen una biodiversidad excepcional, por lo que los

recursos genéticos marinos prometen ser una importante fuente de genes y grupos de genes para rediseñar artificialmente organismos destinados a aplicaciones industriales (Bloch y Tardieu-Guigues, 2014; Reen et al., 2015). La biología sintética, junto con la ingeniería enzimática y metabólica, puede facilitar mucho el desarrollo de cepas de alto rendimiento para producir sustancias químicas, biomateriales y servicios. Por ejemplo, se pueden utilizar técnicas de biología sintética como alternativa a la síntesis química para obtener productos naturales marinos cuando no sea sostenible extraerlos de la fuente original (Kiran et al., 2018). La salud pública y las consideraciones éticas son importantes para la biología sintética y la adopción de esta tecnología en el sector industrial también se verá influida por la opinión pública sobre la inocuidad de los organismos modificados genéticamente (Kiran et al., 2018).

7. Recursos genéticos marinos y Objetivos de Desarrollo Sostenible

Independientemente de los beneficios económicos que reporta la comercialización de los recursos genéticos marinos, siguen existiendo carencias en materia de creación de capacidad (secc. 5), lo que repercute de forma notable en

el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. En el cuadro siguiente se resume la importancia de los recursos genéticos marinos para las metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible más pertinentes.

¹³ Véase <http://kbase.us>.

¹⁴ Véase <http://mixomics.org>.

Recursos genéticos marinos y Objetivos de Desarrollo Sostenible

Metas pertinentes de los Objetivos de Desarrollo Sostenible	Importancia de los recursos genéticos marinos
<p>14.2 De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos</p> <p>14.5 De aquí a 2020, conservar al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible</p>	<p>Asegurar que se tenga en cuenta la diversidad genética de las poblaciones en las áreas protegidas, entre otras cosas, para promover la resiliencia</p> <p>Utilizar los recursos genéticos marinos para comprender las interacciones bióticas y abióticas a fin de ayudar a gestionar los servicios ecosistémicos</p> <p>Promover y centrar la explotación en los productos naturales marinos obtenidos o desarrollados de manera sostenible</p>
<p>14.a Aumentar los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, a fin de mejorar la salud de los océanos y potenciar la contribución de la biodiversidad marina al desarrollo de los países en desarrollo, en particular los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados</p> <p>9.5 Aumentar la investigación científica y mejorar la capacidad tecnológica de los sectores industriales de todos los países, en particular los países en desarrollo, entre otras cosas, fomentando la innovación y aumentando considerablemente, de aquí a 2030, el número de personas que trabajan en investigación y desarrollo por millón de habitantes y los gastos de los sectores público y privado en investigación y desarrollo</p> <p>9.b Apoyar el desarrollo de tecnologías, la investigación y la innovación nacionales en los países en desarrollo, incluso garantizando un entorno normativo propicio a la diversificación industrial y la adición de valor a los productos básicos, entre otras cosas</p> <p>17.6: Mejorar la cooperación regional e internacional Norte-Sur, Sur-Sur y triangular en materia de ciencia, tecnología e innovación y el acceso a estas, y aumentar el intercambio de conocimientos en condiciones mutuamente convenidas, incluso mejorando la coordinación entre los mecanismos existentes, en particular a nivel de las Naciones Unidas, y mediante un mecanismo mundial de facilitación de la tecnología</p>	<p>Promover la innovación inclusiva y otros mecanismos para que los Estados tengan mayor capacidad de participar en la exploración y utilización de los recursos genéticos marinos</p>
<p>3.b Apoyar las actividades de investigación y desarrollo de vacunas y medicamentos contra las enfermedades transmisibles y no transmisibles que afectan primordialmente a los países en desarrollo y facilitar el acceso a medicamentos y vacunas esenciales asequibles de conformidad con la Declaración relativa al Acuerdo sobre los Aspectos de los Derechos de Propiedad Intelectual Relacionados con el Comercio y la Salud Pública, en la que se afirma el derecho de los países en desarrollo a utilizar al máximo las disposiciones del Acuerdo sobre los Aspectos de los Derechos de Propiedad Intelectual Relacionados con el Comercio respecto a la flexibilidad para proteger la salud pública y, en particular, proporcionar acceso a los medicamentos para todos</p>	<p>Sólida cartera de medicamentos de origen marino en ensayos clínicos y potencial de los organismos marinos como fuente de nuevos antibióticos</p>

Bibliografía

- Alves, Celso, et al. (2018). From marine origin to therapeutics: The antitumor potential of marine algae-derived compounds. *Frontiers in Pharmacology*, vol. 9.
- Appeltans, Ward, et al. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, vol. 22, No. 23, pp. 2189–2202.
- Arkin, Adam P., et al. (2018). KBase: the Estados Unidos de América department of energy systems biology knowledgebase. *Nature Biotechnology*, vol. 36, No. 7.
- Arnaud-Haond, Sophie, et al. (2011). Marine biodiversity and gene patents. *Science*, vol. 331, No. 6024, pp. 1521–1522.
- Arrieta, Jesús M., et al. (2010). What lies underneath: conserving the oceans' genetic resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, No. 43, pp. 18318–18324.
- Baidoo, Edward E.K., and Veronica Teixeira Benites (2019). Mass Spectrometry-Based Microbial Metabolomics: Techniques, Analysis, and Applications. In *Microbial Metabolomics*, pp. 11–69. Springer.
- Birrolli, Willian G., et al. (2019). Applications of marine-derived microorganisms and their enzymes in biocatalysis and biotransformation, the underexplored potentials. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10.
- Blasiak, Robert, et al. (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6, p. eaar5237.
- _____ (2019). Scientists Should Disclose Origin in Marine Gene Patents. *Tendencias in Ecology & Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- _____ (2020). The ocean genome and future prospects for conservation and equity. *Nature Sustainability*, pp.1–9.
- Bloch, Jean-François, and Elisabeth Tardieu-Guigues (2014). Marine biotechnologies and synthetic biology, new issues for a fair and equitable profit-sharing commercial use. *Marine Genomics*, vol. 17, pp. 79–83.
- Briand, Frédéric (2010). New Partnerships for Blue Biotechnology Development - Innovative solutions from the sea. Report on CIESM International Workshop. The Mediterráneo Science Commission.
- Calado, Ricardo, et al. (2018). How to Succeed in Marketing Marine Natural Products for Nutraceutical, Pharmaceutical and Cosmeceutical Markets. In *Grand Challenges in Marine Biotechnology*, pp. 317–403. Springer.
- Carradec, Quentin, et al. (2018). A global ocean atlas of eukaryotic genes. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, p. 373.
- Carroll, Anthony R., et al. (2019). Marine natural products. *Natural Product Reports*.
- Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI) (2018). GenBank and WGS Statistics. Pueden consultarse en www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/statistics/ (accessed on 18 December 2019).
- Costello, Christopher, et al. (2019). The Future of Food from the Sea. Washington, DC: World Resources Institute. www.oceanpanel.org/future-food-sea
- Coutinho, Felipe Hernandez, et al. (2018). Metagenomics sheds light on the ecology of marine microbes and their viruses. *Tendencias in Microbiology*, vol. 26, No. 11, pp. 955–965.
- De Vargas, Colomban, et al. (2015). Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, vol. 348, No. 6237, pp. 1261605.
- Dihazi, Hassan, et al. (2018). Integrative omics-from data to biology. *Expert Review of Proteomics*, vol. 15, No. 6, pp. 463–466.

- Ellenberg, Jan, et al. (2018). A call for public archives for biological image data. *Nature Methods*, vol. 15, No. 11, p. 849.
- Fedder, Bevis (2013). *Marine Genetic Resources, Access and Benefit Sharing: Legal and Biological Perspectives*. Routledge.
- Ferrer, Manuel, et al. (2019). Decoding the ocean's microbiological secrets for marine enzyme biodiscovery. *FEMS Microbiology Letters*, vol. 366, No. 1, p. 285.
- Grand View Research (2017). *Nutraceuticals Market Analysis By Product (Dietary Supplements, Functional Food, Functional Beverage), By Región (North America, Asia Pacific, Europa, CSA, MEA), And Segment Forecasts, 2018-2025*. Grand View Research. www.grandviewresearch.com/industry-analysis/nutraceuticals-market.
- Guilloux, Bleuenn (2018). *Marine Genetic Resources, R&D and the Law 1: Complex Objects of Use*. Wiley Online Library.
- Hackl, Christian (2017). Using Red Algae to Fight the Flu. *Les Nouvelles-Journal of the Licensing Executives Society*, vol. 52, No. 4.
- Hu, Yiwen, et al. (2015). Statistical research on the bioactivity of new marine natural products discovered during the 28 Years from 1985 to 2012. *Marine Drugs*, vol. 13, pp. 202-221.
- Instituto Nacional de Investigaciones sobre el Genoma Humano. DNA Sequencing Costs: Data. Pueden consultarse en www.genome.gov/about-genomics/fact-sheets/DNA-Sequencing-Costs-Data87 />.
- Ip, Camilla L.C., et al. (2015). MinION Analysis and Reference Consortium: Phase 1 data release and analysis. *F1000Research*, vol. 4.
- Juliano, Claudia, and Giovanni Antonio Magrini (2017). Cosmetic ingredients as emerging pollutants of environmental and health concern. A mini-review. *Cosmetics*, vol. 4, No. 11, pp. 1–18. <http://doi.org/10.3390/cosmetics4020011>.
- Kamble, Asmita, et al. (2019). In-Silico Bioprospecting: Finding Better Enzymes. *Molecular Biotechnology*, vol. 61, No. 1, pp. 53–59.
- Kiran, Seghal, et al. (2018). Synthetic biology approaches: Towards sustainable exploitation of marine bioactive molecules. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 112, pp. 1278–1288.
- Kopf, Anna, et al. (2015). The ocean sampling day consortium. *Gigascience*, vol. 4, No. 1, pp. s13742–015.
- Lauritano, Chiara, and Adrianna Ianora (2018). Grand Challenges in Marine Biotechnology: Overview of Recent EU-Funded Projects. In *Grand Challenges in Marine Biotechnology*, pp. 425–449. Springer.
- Leary, David (2008). Bi-polar Disorder? Is Bioprospecting an Emerging Issue for the Arctic as well as for Antarctica? *Review of European Community & International Environmental Law*, vol. 17, No. 1, pp. 41–55.
- _____ (2018). Marine Genetic Resources in Areas beyond National Jurisdiction: Do We Need to Regulate Them in a New Agreement? *Maritime Safety and Security Law Journal*, vol. 19, pp. 22–47.
- Liang, Xiao, et al. (2019). Advances in exploring the therapeutic potential of marine natural products. *Pharmacological Research*, vol. 147, pp. 104373-104390.
- Lindequist, Ulrike (2016). Marine-derived pharmaceuticals—challenges and opportunities. *Biomolecules & Therapeutics*, vol. 24, No. 6, p. 561.
- Marbouty, Martial, et al. (2014). Metagenomic chromosome conformation capture (meta3C) unveils the diversity of chromosome organization in microorganisms. *Elife*, vol. 3, p. e03318.
- Mayer, A.M.S., et al. (2010). The Odyssey of Marine Pharmaceuticals: A Current Pipeline Perspective. *Tendencias in Pharmacological Sciences*, vol. 31, pp. 255–265. www.midwestern.edu/departments/marinepharmacology/clinical-pipeline.xml, <https://doi.org/10.1016/j.tips.2010.02.005>

- Mehub, Mohammad Ferdous, et al. (2014). Marine sponge derived natural products between 2001 and 2010: trends and opportunities for discovery of bioactives. *Marine Drugs*, vol. 12, No. 8, pp. 4539–4577.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Oldham, Paul, and Jasmine Kindness (2020). Biodiversity research and innovation in Antarctica and the Océano Antártico. Preprint bioRxiv 2020.05.03.074849; <https://doi.org/10.1101/2020.05.03.074849>.
- Oldham, Paul, et al. (2014). Valuing the deep: Marine genetic resources in areas beyond national jurisdiction. *Defra Contract. MB*, vol. 128, 241 pp.
- Parks, Donovan H., et al. (2017). Recovery of nearly 8,000 metagenome-assembled genomes substantially expands the tree of life. *Nature Microbiology*, vol. 2, No.11, p. 1533.
- Qi, Shu-Hua, and Xuan Ma (2017). Antifouling compounds from marine invertebrates. *Marine Drugs*, vol. 15, No. 9, p. 263.
- Rampelotto, Pabulo H., and Trincone, Antonio (2018). *Grand Challenges in Marine Biotechnology*. Springer.
- Reen, F. Jerry, et al. (2015). Emerging concepts promising new horizons for marine biodiscovery and synthetic biology. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 5, pp. 2924–2954.
- Rigden, Daniel J., and Xose M. Fernandez (2019). The 27th annual Nucleic Acid Research database issue and molecular biology database collection. *Nucleic Acid Research*, vol. 48, pp. D1–D8.
- Rohart, Florian, et al. (2017). mixOmics: An R package for ‘omics feature selection and multiple data integration. *PLOS Computational Biology*, vol. 13, No. 11, p. e1005752.
- Rolf, Jascha, et al. (2019). Application of cell-free protein synthesis for faster biocatalyst development. *Catalysts*, vol. 9, No. 2, p. 190.
- Roque, Breanna Michell, et al. (2019). Effect of the macroalgae *Asparagopsis taxiformis* on methane production and rumen microbiome assemblage. *Animal Microbiome*, vol. 1, No. 1, p. 3.
- Ruiz-Lopez, Noemi, et al. (2014). Successful high-level accumulation of fish oil omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in a transgenic oilseed crop. *The Plant Journal*, vol. 77, No. 2, pp. 198–208.
- Ruxton, C., et al. (2007). Commentary on Ruxton, C.H.S., et al. (2004) The health benefits of omega-3 polyunsaturated fatty acids: a review of the evidence. *Journal of Human Nutrition and Dietetics*; 17, 449-459. *Journal of Human Nutrition and Dietetics: The Official Journal of the British Dietetic Association*, vol. 20, No. 3, p. 286.
- Rye, P.D., et al. (2018). Alginate Oligomers and Their Use as Active Pharmaceutical Drugs. In *Alginates and Their Biomedical Applications*, pp. 237–256. Springer.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020). Digital Sequence Information on Genetic Resources: Concept, Alcance and Current Use. Convenio sobre la Diversidad Biológica CBD/DSI/AHTEG/2020/1/3. www.cbd.int/doc/c/fef9/2f90/70f037ccc5da885dfb293e88/dsi-ahteg-2020-01-03-en.pdf
- Seymour, Mathew (2019). Rapid progression and future of environmental DNA research. *Communications Biology*, vol. 2, No. 80, pp. 1–3.
- Skropeta, Danielle, and Liangqian Wei (2014). Recent advances in deep-sea natural products. *Natural Product Reports*, vol. 31, No. 8, pp. 999–1025.
- Sprague, Matthew, et al. (2017). Microbial and genetically engineered oils as replacements for fish oil in aquaculture feeds. *Biotechnology Letters*, vol. 39, No. 11, pp. 1599–1609.
- Steinegger, Martin, et al. (2019). Protein-level assembly increases protein sequence recovery from metagenomic samples manyfold. *Nature Methods*, vol. 16, pp. 603–606.

- Suleria, Hafiz Ansar Rasul, et al. (2015). Marine-based nutraceuticals: An innovative trend in the food and supplement industries. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 10, pp. 6336–6351.
- Sunagawa, Shinichi, et al. (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, vol. 348, No. 6237, p. 1261359.
- Thompson, Cristiane C., et al. (2017). Unlocking marine biotechnology in the developing world. *Tendencias in Biotechnology*, vol. 35, No. 12, pp. 1119–1121.
- Thompson, Fabiano, et al. (2018). Marine biotechnology in Brasil: recent developments and its potential for innovation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 236.
- Tully, Benjamin J., et al. (2018). The reconstruction of 2,631 draft metagenome-assembled genomes from the global oceans. *Scientific Data*, vol. 5, p. 170203.
- Wetterstrand, K.A. (2018). DNA Sequencing Costs: Data from the NHGRI Genome Sequencing Program (GSP). www.genome.gov/sequencingcostsdata.
- Wouters, Olivier J., et al. (2020). Estimación research and development investment needed to bring a new medicine to market, 2009-2018. *JAMA*, vol. 323, pp. 844–853.
- Woyke, Tanja, et al. (2019). Genomes From Uncultivated Microorganisms. *Encyclopedia of Microbiology*, vol. 4e, pp. 437–442.
- Wuyts, Sander, and Nicola Segata (2019). At the Forefront of the Sequencing Revolution—Notas from the RINGS19 Conference. *Genome Biology*, vol. 20, No. 93, pp. 1–3.
- Wynberg, Rachel (2015). Marine Genetic Resources and Bioprospecting in the Western Océano Índico. *Western Océano Índico*, p. 407.
- Wynberg, Rachel, and Sarah A Laird (2018). Fast Science and Sluggish Policy: The Herculean Task of Regulating Biodiscovery. *Tendencias in Biotechnology*, vol. 36, No. 1, pp. 1–3.
- Young, Lucy (2014). Marine-Derived Nutraceuticals and Cosmetics. *Strategic Business Insights*. www.strategicbusinessinsights.com/about/featured/2014/2014-02-marine-nutraceuticals.shtml.
- Zhao, Xianming, and Xiao Qiu (2018). Analysis of the Biosynthetic Process of Fatty Acids in *Thraustochytrium*. *Biochimie*, vol. 144, pp. 108–114.

Capítulo 24

Los hidratos marinos: una posible cuestión emergente

Contribuidores: Alan Simcock (coordinador y responsable), Aninda Mazumdar, Aaron Micallef, Katherine E.A. Segarra y Leonid Yurganov.

Ideas clave

- Los hidratos marinos (principalmente hidratos de metano) se dan sobre todo en los taludes continentales de zonas donde el océano contiene grandes cantidades de gas metano, la presión es suficientemente alta y la temperatura, suficientemente baja.
- Suscitan preocupación los riesgos que para el clima supondría la repentina liberación de grandes cantidades de metano de los hidratos marinos, pero esta hipótesis no cuenta todavía con demasiado respaldo ni se menciona en el reciente informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático relativo a los océanos y la criósfera en un clima cambiante.
- Las zonas de aguas profundas donde rezuma gas de hidratos albergan una biodiversidad de enorme riqueza gracias a las bacterias quimiosintéticas.
- Recientemente, se han logrado en China y el Japón los primeros éxitos en la producción de metano a partir de hidratos marinos.

1. Introducción

En la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017c) no se analizaban con detalle los hidratos marinos, aunque en el resumen general se incluían entre los depósitos de aguas profundas que suscitaban interés, pero todavía no se explotaban.

Además, en el capítulo 21 se afirmaba que los hidratos marinos ofrecían posibilidades de futuro desarrollo energético mar adentro y se hacía una estimación de la cantidad de hidratos marinos existente en todo el mundo y su equivalente en carbono. Se indicaba además, que, si bien los hidratos podían contener una inmensa reserva de hidrocarburos, la producción de metano a partir de ellos solo se había documentado en pequeños experimentos de campo y su importancia para el suministro mundial de gas probablemente se vería eclipsada por la creciente explotación del gas natural en tierra firme.

En el capítulo 35 de la primera Evaluación se señalaba que, debido a la estrecha relación existente entre los rezumaderos de gas de los márgenes continentales y las zonas de interés para la exploración de recursos (petróleo, gas e hidratos de metano), antes de efectuar ninguna alteración o extracción convendría estudiar la naturaleza de la rica biodiversidad que hay en ellos y su papel en el funcionamiento de los ecosistemas. Este asunto se trata en el capítulo 7P de la presente Evaluación, relativo a los respiraderos hidrotermales y los rezumaderos fríos.

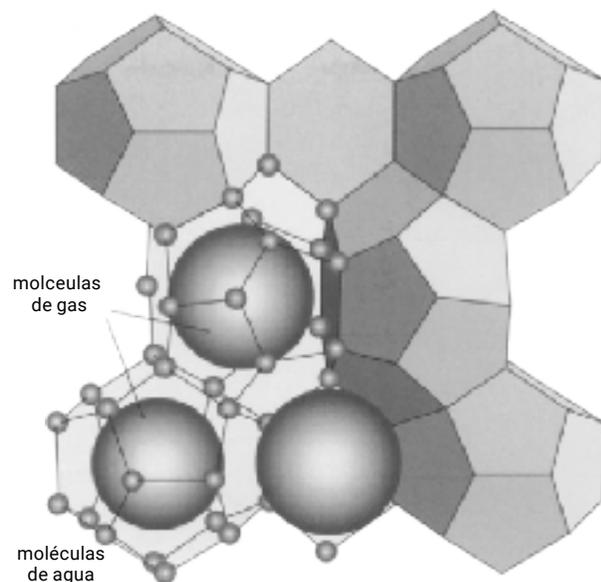
El propósito del presente capítulo es hacer un análisis más completo del origen y la abundancia estimada de los hidratos marinos, su potencial como fuente de energía y los riesgos para el clima de la Tierra, la estabilidad de los taludes y la sociedad.

2. ¿Qué son los hidratos marinos?

Los hidratos marinos son sólidos cristalinos compuestos de moléculas de gas natural atrapadas dentro de una estructura de moléculas de agua de apariencia similar al hielo. El más común es el hidrato de metano, cuya fórmula química es $(\text{CH}_4)_4(\text{H}_2\text{O})_{23}$, es decir, 1 mol de metano por cada 5,75 moles de agua, lo que en

masa representa un 13,4 % de metano (Maslin et al., 2010; Chou et al., 2000). Estos hidratos suelen denominarse clatratos marinos o de metano (del latín *clathri*, que significa “malla”), ya que las moléculas de agua forman una malla que encierra las moléculas de gas. En la figura I se muestra el esquema de un hidrato de gas.

Figura I
Estructura típica de un hidrato de gas; las moléculas de agua enlazadas forman una malla que atrapa las moléculas de gas, por ejemplo, metano



Fuente: Maslin et al., 2010.

Los hidratos de metano fueron descubiertos a finales del siglo XIX (Wróblewski, 1882; Villard, 1894) y se detectaron en estado natural en la década de 1930, porque al formarse cuando hacía frío obstruían los conductos de gas natural. En el decenio de 1950 se elaboraron modelos teóricos para los hidratos de gas y en el de 1960, científicos rusos como Vasiliev afirmaron que existían considerables depósitos marinos en todo el mundo (Vasiliev et al., 1970), conclusión que fue confirmada a principios de la década de 1970 al obtenerse muestras de hidratos de metano en el fondo del mar Negro (Yefremova y Zhizhchenko, 1974). Desde entonces se han obtenido muestras similares en todo el mundo (véase la figura II) y países como Alemania, el Canadá, China, los Estados Unidos de América, la India y el Japón tienen ya importantes programas de investigación sobre los hidratos (Sloan y Koh, 2007; Maslin et al., 2010; Song et al., 2014).

2.1. Ubicación y alcance de los hidratos marinos

Los hidratos surgen en zonas donde se genera gran cantidad de gas y la temperatura es suficientemente baja y la presión suficientemente alta para que se formen y mantengan. La inmensa mayoría son hidratos marinos y solo algo más del 1 % aparecen en suelos con permafrost (Ruppel, 2015). Casi todos los hidratos marinos se forman dentro de sedimentos subterráneos al acumularse el metano producido por la degradación de la materia orgánica en depósitos que llegan a tener cientos de metros de espesor (Milkov y Sassen, 2002; Ruppel y Kessler, 2017), principalmente cuando el gas fluye a través de fallas y canales de la columna sedimentaria, y pueden encontrarse a la vista en el fondo del mar.

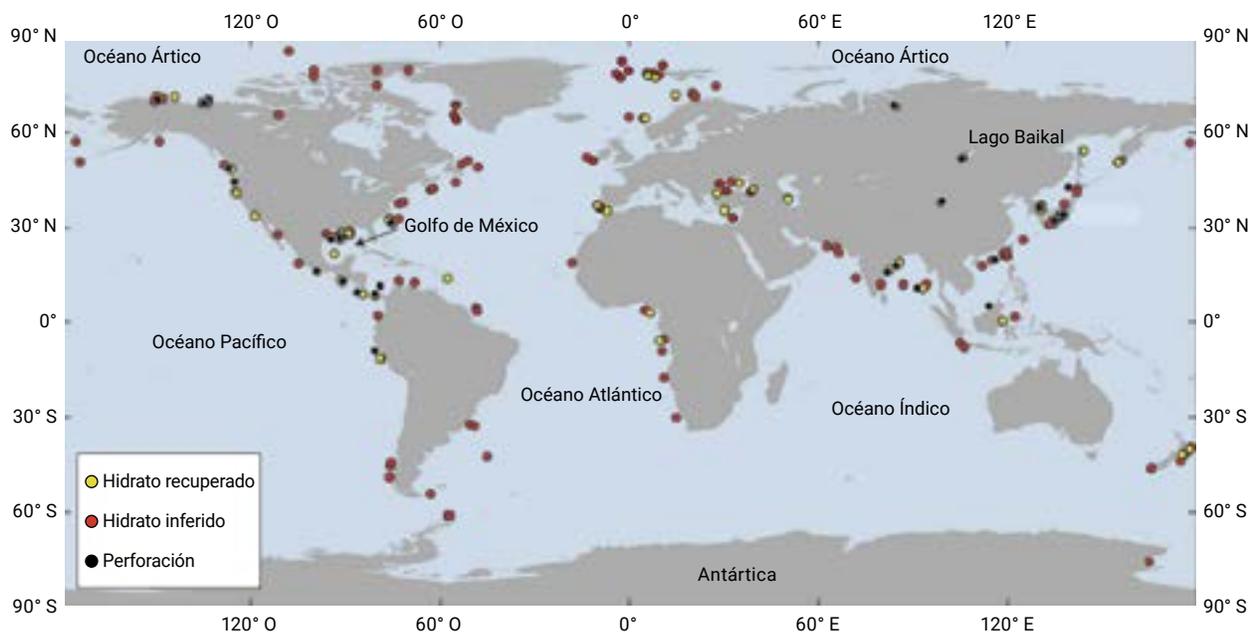
La distribución de los hidratos marinos está determinada por la presencia de una fuente de gas y por la profundidad del agua (generalmente más de 500 m, pero depende de la composición del gas) y la temperatura (gradiente geotérmico), que estabilizan los hidratos y la permeabilidad de los sedimentos. El método más utilizado para detectar los hidratos de gases es la reflexión sísmica, ya que la frontera entre los hidratos y los sedimentos subyacentes que contienen gas libre refleja formas con un contraste negativo entre las dos impedancias imitando el fondo del mar (reflector simulador del fondo) y puede interpretarse para encontrar la base de la zona de estabilidad de los hidratos. También pueden tomarse directamente muestras del fondo marino con sacatestigos u otros dispositivos de muestreo, pero requieren medidas especiales para mantener su estabilidad cuando llegan a la superficie (Maslin et al., 2010). Los datos sísmicos indican que hay hidratos de metano en los sedimentos del talud continental, mientras que en el océano Ártico se encuentran a menos profundidad debido a que la temperatura de la columna de agua es inferior (Dillon y Max, 2012). No se forman hidratos en el centro de las cuencas oceánicas, debido a la escasa generación biógena de gas por falta de materia orgánica, ni en los mares epicontinentales, porque hay menos presión

en el fondo del mar. También se crean hidratos dentro y debajo de los suelos de permafrost terrestre de Alaska y Siberia (Maslin et al., 2010). En la figura II se muestra un mapa reciente de los lugares donde se sabe o se supone que hay hidratos de metano.

La presencia de hidratos marinos está limitada por las condiciones en las que pueden mantenerse. En primer lugar, es necesaria una fuente de gas, normalmente metano de origen biógeno procedente de la descomposición de la materia orgánica atrapada en sedimentos del fondo del mar, que genere más metano del que se puede disolver en el agua circundante. Además, tiene que darse una combinación apropiada de alta presión y baja temperatura en el fondo del mar. Las aguas del Ártico,

por su baja temperatura, pueden alcanzar la presión necesaria, dependiendo de la composición del gas, incluso a 400 m, pero en aguas más cálidas son necesarias profundidades de hasta 1.000 m. Por último, existe un umbral mínimo para la producción de hidratos marinos: aunque la presión sea elevada, el hecho de que la temperatura aumente con la profundidad bajo el suelo marino (gradiente geotérmico) fija el límite para la estabilidad de los hidratos marinos en unos 1.600 m (Kvenvolden y Lorenson, 2001; Maslin et al., 2010). La presencia de hidratos de metano también puede actuar como un sello que impide la salida del gas libre, haciendo que los sedimentos subyacentes retengan considerables cantidades de metano (Hornbach et al., 2004).

Figura II
El mapa muestra los lugares en que se han obtenido hidratos de gas, se ha inferido su presencia a partir de datos sísmicos o se han completado expediciones de perforación en el permafrost o en entornos marinos profundos que han permitido obtener hidratos de gases



Fuente: Ruppel, 2018, enmendado en función de Ryu et al., 2013; Minshull et al., 2020.¹

Nota: las fronteras y los nombres que figuran en el mapa y las designaciones que se utilizan en él no implican la aprobación o aceptación oficial de las Naciones Unidas.

¹ El equipo de redacción da las gracias a Chibuzo Ahaneku Valeria por ayudar a actualizar el mapa.

En 1988 y 1990 se hicieron sendas estimaciones independientes según las cuales la cantidad total de hidratos en todo el mundo era de $21 \times 10^{15} \text{ m}^3$ (MacDonald, 1990; Kvenvolden, 1999), cifra que fue aceptada por consenso. Sin embargo, en 2011, tras analizar exhaustivamente otras evaluaciones y los resultados de numerosos programas de perforación, se calculó, teniendo en cuenta la temperatura y la presión normales, que había $3 \times 10^{15} \text{ m}^3$ de gas metano (Boswell y Collett, 2011), cifra que se encontraría en el extremo inferior del rango (entre $1\text{--}5 \times 10^{15} \text{ m}^3$ y $15\text{--}20 \times 10^{15} \text{ m}^3$) calculado por Milkov (2004) y sería más de 30 veces menor que la de $1 \times 10^{17} \text{ m}^3$ estimada por Klauda y Sandler (2005). Algunos expertos

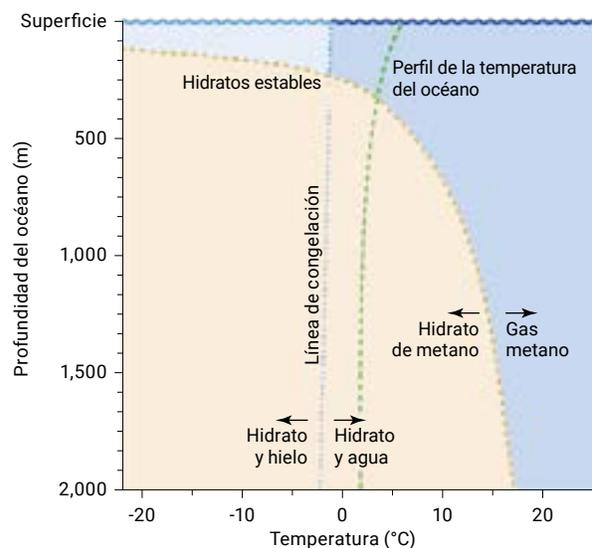
siguen propugnando una estimación más alta (Kvenvolden, 2012) y el rango de Milkov equivale a entre $500\text{--}1.000$ y $7.500\text{--}10.000$ gigatoneladas de carbono (Maslin et al., 2010). A modo de comparación, el Servicio Geológico de los Estados Unidos estimó en 2000 que las reservas totales de todos los demás combustibles fósiles contenían 5.000 gigatoneladas de carbono (Servicio Geológico de los Estados Unidos, World Energy Assessment Team, 2000). Otros trabajos posteriores respaldan el llamamiento a seguir investigando el total mundial de hidratos marinos que se hizo durante los amplios debates celebrados en la Royal Society de Londres en 2010 (Day y Maslin, 2010).

3. Riesgos que pueden plantear los hidratos de metano marinos

3.1. Riesgos para la atmósfera

El metano es un potente gas de efecto invernadero que, según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, en un siglo puede conservar 25 veces más calor que el dióxido de carbono (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2013), aunque cálculos más recientes indican que el factor podría ser más alto, posiblemente hasta un 25 % (Etminan et al., 2016). Se estima que en el decenio 2008–2017 las emisiones mundiales de metano alcanzaron las 0,572 gigatoneladas al año (Saunio et al., 2019). Dado que la estabilidad de los hidratos de gas depende de la temperatura y la presión, sobre todo de la temperatura (véase la figura III), se teme que el calentamiento global pueda hacer que se libere metano de los depósitos de hidratos, con consecuencias catastróficas (hipótesis del fusil de clatratos) (Henriet y Mienert, 1998; Haq, 1999). Se ha propuesto un mecanismo similar para explicar los períodos de rápido calentamiento registrados durante la era cuaternaria (Kennett et al., 2000; Maslin et al., 2004), aunque esta hipótesis cuenta con escaso apoyo y las pruebas empíricas no son concluyentes (Sowers, 2006; O'Hara, 2008).

Figura III
Estabilidad de los hidratos de metano



Fuente: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Undersea_methane_hydrate_phase_diagram.svg.

En un examen exhaustivo de la interacción entre el cambio climático y los hidratos de metano llevado a cabo recientemente no se encontraron pruebas observacionales de que el metano procedente de los hidratos estuviera llegando a la atmósfera ni pudiera hacerlo en cantidades suficientes para afectar al presu-

puesto total de metano. Se indicó además que, al considerar el posible efecto de la disociación de los hidratos marinos en la afluencia de metano a la atmósfera, era esencial tener en cuenta los procesos (sumideros) que lo interceptarían antes de llegar, puesto que, al atravesar el metano los sedimentos, los microbios pueden descomponerlo por oxidación anaerobia. La conclusión general es que el metano de los hidratos disociados no llegaría a la atmósfera, sino que podría disolverse en agua dentro del sedimento o en la columna de agua, y en esta última podría seguir descomponiéndose por oxidación microbiana. Sin embargo, se necesitan más datos observacionales y mejores modelos numéricos para caracterizar en detalle las futuras sinergias entre el clima y los hidratos (Ruppel y Kessler, 2017).

Así pues, no está claro el papel de los hidratos de metano en el cambio climático actual y futuro. Es posible que el aumento de la temperatura de los océanos haya provocado en otros tiempos una liberación gradual del metano de los hidratos marinos, en vez de un impacto catastrófico y repentino, y que este proceso pueda durar milenios o períodos más largos (Archer, 2007; Archer et al., 2009).

No obstante, el océano Ártico se está calentando a un ritmo más rápido que el resto del planeta (Larsen et al., 2014) y hay indicios de que en él se está liberando una importante cantidad de metano, que posiblemente proceda del permafrost submarino cercano a la costa de la plataforma ártica de Siberia oriental (Shakhova et al., 2014). Sin embargo, los cambios estacionales que se producen en la mezcla de la columna de agua parecen impedir que el metano llegue a la atmósfera durante el verano (Yurganov et al., 2019).

En su reciente informe especial sobre el océano y la criósfera en un clima cambiante (IPCC, 2019), el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático no mencionaba los hidratos marinos, salvo para señalar (en el cap. 5 del informe) la posibilidad, con bajo nivel de confianza, de que el aumento de las temperaturas del fondo del mar o el desplazamiento de las corrientes cálidas en los márgenes

continentales fomentara la disociación de los hidratos de gas enterrados en los márgenes, lo que a su vez podría intensificar la oxidación anaerobia del metano (que produce sulfuro de hidrógeno) y ampliar la cobertura de las comunidades de los rezumaderos de metano.

3.2. Riesgos para la estabilidad de los fondos marinos

Cuando los hidratos de gas se encuentran enterrados en los sedimentos y la saturación es suficientemente elevada, pueden actuar como un cemento que compacta y estabiliza el fondo del mar. Por el contrario, si se forman en depósitos que aún no están consolidados, impiden el aumento normal de la compactación a medida que el sedimento gana peso y, si se desestabilizan al bajar la presión o, sobre todo, al subir la temperatura del fondo del mar, pueden llegar a disociarse y provocar desprendimientos en el talud submarino (Maslin et al., 2010). Un caso particularmente notorio en el que se cree que influyeron los hidratos de gases fue el deslizamiento de Storegga, que ocurrió en el centro de la costa occidental de Noruega hace unos 8.200 años y cuyo volumen estimado de 3.000 km³ provocó un tsunami que afectó a Noruega, las Islas Feroe (Dinamarca), Escocia y el norte de Inglaterra (Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte), con una cota máxima de inundación de hasta 20 m. Es probable que la causa inmediata fuera un terremoto, pero la disociación de los hidratos marinos parece haber contribuido en gran medida (Bondevik et al., 2005; Bryn et al., 2005; Micallef et al., 2009). En estos momentos, la opinión general es que, si bien la disociación de los hidratos marinos puede agravar la magnitud y, por ende, el impacto de los grandes desprendimientos de los taludes, suele haber otro desencadenante, como un terremoto o un fenómeno meteorológico extremo (Tappin, 2010).

4. Los hidratos marinos como fuente de energía

El metano, al ser un gas natural, es una fuente de energía bien conocida y varios países han emprendido grandes programas de investigación para estudiar la posibilidad de aprovechar los hidratos marinos para producir gas natural. Dos de los Estados que más se han esforzado a este respecto son China y el Japón, ya que carecen de fuentes terrestres de gas natural.

Para explorar y desarrollar la energía de los hidratos marinos en sus mares, el Japón creó en 2002 el Consorcio MH21 (Research Consortium for Methane Hydrate Resources in Japan), que incluía entidades como Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology y Engineering Advancement Association of Japan. El trabajo se planificó en tres fases, la primera de las cuales se realizó entre 2002 y 2008 en cooperación con otros Estados, como Alemania, el Canadá, los Estados Unidos y la India. Sus principales resultados fueron un mejor conocimiento de los hidratos marinos del Japón y dos pruebas de producción en tierra firme que generaron unos 13.000 m³ de metano. Durante la segunda fase, de 2008 a 2015, se llevó a cabo con éxito una prueba de producción en alta mar, se hizo una evaluación del impacto ambiental y se completaron la valoración económica y la verificación sobre el terreno. La tercera fase, cuyo principal objetivo es establecer una plataforma técnica para la comercialización, aún no ha concluido. El programa ha cobrado más importancia desde el terremoto que afectó a Tohoku en 2011, a raíz del cual se adoptó una política de reducción de la dependencia de la energía nuclear (Oyama y Masutani, 2017). Gracias a una iniciativa conjunta del Laboratorio Nacional de Tecnología Energética del Ministerio de Energía, Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, el Servicio Geológico de los Estados Unidos y Petro-technical Resources of Alaska, en cooperación con inversionistas de Prudhoe Bay, se hizo una perforación de prueba en la que se descubrieron, a unos 700 m y 844 m por debajo de la superficie, dos depósitos de hidratos de gases

que podrían seguir explorándose. Según el Servicio Geológico de los Estados Unidos, los hidratos ocupaban entre el 65 % y más del 80 % del espacio intermedio (porosidad) entre los granos de arena y el limo del depósito superior que constituyen la formación rocosa. El Japón también colabora con los Estados Unidos para llevar a cabo pruebas de producción en Prudhoe Bay en el ejercicio económico 2021/22, experiencia que le será útil cuando realice las pruebas piloto que tiene previstas para el ejercicio 2027/28.

En el golfo de México se han realizado numerosas actividades de exploración de los hidratos de metano como fuente de energía. En 2005 comenzó la primera parte del programa Gulf of Mexico Gas Hydrates Joint Industry Project, destinado a desarrollar tecnologías y reunir datos para caracterizar los hidratos de gas que surgen naturalmente en las profundidades del golfo de México. En este proyecto, cuyo objetivo era determinar el impacto de la explotación de los hidratos en la estabilidad de los fondos marinos y el cambio climático, y también evaluar el potencial del hidrato de metano como futuro recurso energético, participaron Chevron, ConocoPhillips, Halliburton, Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, Reliance Industries, Schlumberger, Total y el Servicio de Administración de Minerales de los Estados Unidos, en colaboración con el Instituto de Tecnología de Georgia, la Universidad Rice y el Servicio Geológico de los Estados Unidos. La investigación (Ruppel, 2018) reveló que se podían perforar sedimentos de grano fino para obtener hidratos de gases sin que su disociación perturbara el fondo marino, como se temía. Además, los resultados pusieron de manifiesto que el flujo de gas enfocado a través de una zona de permeabilidad localizada, por ejemplo, una masa de arena o una fractura, era importante para la formación de depósitos de hidratos con extensión lateral muy limitada y que, para decidir dónde extraer testigos de reservas más grandes situadas a mayor profundidad, no tenían demasiada importancia los

relieves del fondo marino, como los montículos, ni los hidratos. Se llevaron a cabo operaciones de extracción de testigos, perforación y cableado a más de 500 m de profundidad bajo el agua y entre 200 m y 459 m bajo el fondo del mar. En 2009 se ejecutó la segunda parte del programa Gulf of Mexico Gas Hydrates Joint Industry Project, cuyo objetivo principal era obtener datos diagráficos en siete pozos de tres zonas del golfo de México perforando depósitos de arena en que se esperaban encontrar hidratos de gases. Los resultados de esta segunda parte indican que pueden explotarse sin riesgo las arenas en que hay hidratos de alta saturación, pero no gases libres retenidos, ya que su perforación no entraña peligro alguno. El descubrimiento de arenas gruesas que contienen hidratos en las zonas de Walker Ridge y Green Canyon valida el enfoque geológico y geofísico integrado que se utilizó para elegir el sitio antes de la perforación y hace que sea más fiable la estimación del volumen de hidratos de gases existentes en el golfo de México y otras cuencas sedimentarias marinas. Entre marzo y julio de 2015, el proyecto National Gas Hydrate Program de la India realizó la segunda expedición a bordo del buque perforador Chikyu en aguas profundas de la cuenca de Krishna-Godavari, en colaboración con el Organismo de Ciencias y Tecnologías Marinas y Terrestres del Japón y el Servicio Geológico de los Estados Unidos. El objetivo de la expedición era confirmar la presencia de los depósitos de arena con hidratos que se habían detectado mediante datos sísmicos y calcular las reservas a partir del porcentaje de saturación de hidratos y las dimensiones de las masas de arena. Como parte del programa se llevaron a cabo operaciones de extracción de testigos a presión, diagrafía, registros por cable y pruebas de formación. La expedición (Collett et al., 2019) confirmó el pronóstico de

que en la cuenca de Krishna-Godavari existía un sistema de deposición que conectaba el talud y la cuenca con facies de canal-dique y gran cantidad de arena saturada de hidratos de metano. Mediante registros diagráficos y pozos muy próximos entre sí, se recabó en la zona B información petrofísica sumamente detallada sobre la acumulación de hidratos del bloque L1, cuya imagen tridimensional es una de las más completas de un sistema de depósitos de hidratos de gases conocido que se han obtenido en el mundo.

China ha determinado que los hidratos de metano podrían ser una de sus nuevas fuentes de gas y se cree que el mar de China meridional contiene algunos de los depósitos con más potencial del planeta. De ahí que un considerable número de instituciones chinas hayan empezado a investigar la posibilidad de utilizar los hidratos marinos como fuente de energía, en particular la tecnología que se necesitaría para extraerlos. Se están estudiando métodos como la despresurización y la estimulación térmica y también se investiga la seguridad de los sedimentos que contienen hidrato de metano durante la producción de gas y su impacto ambiental (Song et al., 2014). Entre el 10 de mayo y el 9 de julio de 2017, el Servicio Geológico de China realizó una prueba inicial de producción y extrajo 309.000 m³ de metano a partir de hidratos marinos en la zona de Shenhu, en el mar de China meridional (Li et al., 2018). Además, se extrajeron 861.400 m³ de gas natural de hidratos de metano, conocido como “hielo inflamable”, durante una operación piloto de un mes de duración llevada a cabo en el mar de China meridional, tras la primera extracción experimental realizada en 2017, que produjo un total de 309.000 m³ de gas natural en un período de 60 días.

5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Existen evidentes lagunas en los conocimientos sobre la distribución y el tamaño de los depósitos de hidratos de metano a nivel mundial. Como muestra el mapa de la figura II, en gran parte del mundo la presencia de hidratos de gas se estima principalmente por extrapolación, no mediante observación directa. Asimismo, la cantidad de hidratos que existen en el mundo se calcula en gran medida a partir de las estimaciones del volumen de su zona de estabilidad, independientemente de si hay indicios de la presencia o ausencia de gas para formarlos. Por otro lado, apenas se ha tenido en cuenta la generación abiógena de metano por serpentinización de la corteza oceánica, que es un proceso importante. Recientemente se ha publicado una revisión sobre los hidratos de gases en Europa (Minshull et al., 2020), pero sigue sin existir información actualizada de alcance mundial.

Tampoco se conoce bien el posible comportamiento que mostrarían los hidratos de metano

al cambiar las circunstancias, especialmente la temperatura del océano, la forma en que podrían disociarse o lo que ocurriría con el metano liberado, ni su impacto en el clima y en la estabilidad de los taludes. Está por determinar también si la oxidación del metano que escapa del fondo marino, presumiblemente debido en parte a la disociación de hidratos, contribuye de manera significativa a la acidificación del océano. Estas carencias en materia de conocimientos pueden cobrar importancia si se libera metano del mar en la atmósfera, dado que es un gas de efecto invernadero, aunque la opinión predominante es que hay pocas posibilidades de que eso ocurra (véase la secc. 4).

Es obvio que China, el Japón y otros países están desarrollando su capacidad de acceso al metano almacenado en los hidratos marinos y, aunque esas actividades todavía se encuentran en fase experimental o de prueba, podrían llegar a ser importantes para los Estados que tienen poco acceso al gas natural.

6. Perspectivas

Así pues, las perspectivas dependen en gran medida de la demanda de gas natural cuando se reduzca el consumo de carbón y otros combustibles fósiles, del éxito de los experimentos

sobre el acceso a los hidratos de metano y de que se determine la ubicación de nuevos depósitos de hidratos cuya magnitud justifique su explotación.

Bibliografía

- Archer, D. (2007). Methane hydrate stability and anthropogenic climate change. *Biogeosciences*, vol. 4, No. 4, pp. 521–544. <https://doi.org/10.5194/bg-4-521-2007>.
- Archer, D., et al. (2009). Ocean methane hydrates as a slow tipping point in the global carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 106, No. 49, pp. 20596–20601.
- Bondevik, Stein, et al. (2005). The storegga slide tsunami: comparing field observations with numerical simulations. *Ormen Lange: an Integrated Study for the Safe Development of a Deep-Water Gas Field within the Storegga Slide Complex, NE Atlantic Continental Margin*, vol. 22, No. 1, pp. 195–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2004.10.003>.

- Boswell, Ray, and Timothy S. Collett (2011). Current perspectives on gas hydrate resources. *Energy and Environmental Science*, vol. 4, No. 4, pp. 1206–1215.
- Bryn, Petter, et al. (2005). Explaining the Storegga slide. *Marine and Petroleum Geology*, vol. 22, Nos. 1–2, pp. 11–19.
- Chou, I-Ming, et al. (2000). Transformations in methane hydrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 97, No. 25, pp. 13484–13487.
- Collett, T.S., et al. (2019). India National Gas Hydrate Program Expedition 02: Summary of Scientific Results: gas hydrate systems along the eastern continental margin of India, *Marine and Petroleum Geology*, vol. 108, pp. 39–142.
- Day, S.J., and M. Maslin (2010). Gas hydrates: a hazard for the twenty-first century? *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2579–2583.
- Dillon, William, and Michael Max, (2012). Oceanic gas hydrate. In *Natural Gas Hydrate: in oceanic and permafrost environments*, M. Max, ed. Springer Science and Business Media, Berlin, Alemania.
- Etminan, M., et al. (2016). Radiative forcing of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide: a significant revision of the methane radiative forcing. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 24, pp. 12614–12623. <https://doi.org/10.1002/2016GL071930>.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2013). *Clima Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Thomas F. Stocker et al., eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2019). *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. Geneva: IPCC.
- Haq, Bilal U. (1999). Methane in the deep blue sea. *Science*, vol. 285, No. 5427, pp. 543–544.
- Henriet, J.-P., and J. Mienert (1998). Gas hydrates: the Gent debates. Perspectives on research horizons and strategies. *Geological Society, London, Special Publications*, vol. 137, No. 1, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1998.137.01.01>.
- Hornbach, Matthew J., et al. (2004). Critically pressured free-gas reservoirs below gas-hydrate provinces. *Nature*, vol. 427, No. 6970, pp. 142–144.
- Kennett, James P., et al. (2000). Carbon isotopic evidence for methane hydrate instability during Quaternary interstadials. *Science*, vol. 288, No. 5463, pp. 128–133.
- Klauda, Jeffery B., and Stanley I. Sandler (2005). Global distribution of methane hydrate in ocean sediment. *Energy and Fuels*, vol. 19, No. 2, pp. 459–70. <https://doi.org/10.1021/ef049798o>.
- Kvenvolden, Keith A. (1999). Potential effects of gas hydrate on human welfare. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 96, No. 7, pp. 3420–3426.
- _____ (2012). Natural gas hydrate: background and history of discovery. In *Natural Gas Hydrate: in oceanic and pPermafrost environments*, Michael D. Max, ed. Berlin: Springer Science and Business Media. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4387-5_2.
- Kvenvolden, Keith A., and Thomas D. Lorenson (2001). The global occurrence of natural gas hydrate. In *Natural Gas Hydrates: occurrence, distribution, and detection*, C. Paull and W. Dillon, eds., pp. 3–18. Washington, D.C.: American Geophysical Society. <https://doi.org/10.1029/GM124p0003>.
- Larsen, J.N., et al. (2014). Polar regions. In *Clima Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Aspectos regionales. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*, V.R. Barros et al., eds., pp. 1567–1612. Cambridge: Cambridge University Press.
- Li, Jin-fa, et al. (2018). The first offshore natural gas hydrate production test in South China Sea. *China Geology*, vol. 1, No. 1, pp. 5–16.

- MacDonald, Gordon J. (1990). Role of methane clathrates in past and future climates. *Climatic Change*, vol. 16, No. 3, pp. 247–281.
- Maslin, Mark, et al. (2004). Linking continental-slope failures and climate change: testing the clathrate gun hypothesis. *Geology*, vol. 32, No. 1, pp. 53–56.
- _____ (2010). Gas hydrates: past and future geohazard? *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2369–2393.
- Micallef, Aaron, et al. (2009). Development and mass movement processes of the north-eastern Storegga slide. *Quaternary Science Reviews*, vol. 28, Nos. 5–6, pp. 433–448.
- Milkov, Alexei V. (2004). Global estimates of hydrate-bound gas in marine sediments: how much is really out there? *Earth-Science Reviews*, vol. 66, Nos. 3–4, pp. 183–197.
- Milkov, Alexei V., and Roger Sassen (2002). Economic geology of offshore gas hydrate accumulations and provinces. *Marine and Petroleum Geology*, vol. 19, No. 1, pp. 1–11.
- Minshull, Timothy, et al. (2020). Hydrate occurrence in Europa: a review of available evidence, *Marine and Petroleum Geology*, vol. 111, pp. 1–11.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 21: Offshore hydrocarbon industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 35: Extent of assessment of marine biological diversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- O’Hara, Kieran D. (2008). A model for late Quaternary methane ice core signals: wetlands versus a shallow marine Fuente. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 2.
- Oyama, Ai, and Stephen Masutani (2017). Review of the Methane Hydrate Program in Japón, *Energies*, vol. 10, pp. 1447–1460.
- Ruppel, Carolyn (2015). Permafrost-associated gas hydrate: is it really approximately 1% of the global system? *Journal of Chemical and Engineering Data*, vol. 60, No. 2, pp. 429–436.
- _____ (2018). The U.S. Geological Survey’s Gas Hydrates Project. Report 2017–3079. Fact Sheet. Reston, Virginia. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/fs20173079>.
- Ruppel, Carolyn, and John D. Kessler (2017). The interaction of climate change and methane hydrates. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 1, pp. 126–168.
- Ryu, Byong-Jae, et al. (2013). Scientific results of the Second Gas Hydrate Drilling Expedition in the Ullung Basin (UBGH2), *Marine and Petroleum Geology*, vol. 47, pp. 1–20.
- Saunio, Marielle, et al. (2019). The global methane budget 2000–2017. *Earth System Science Data*.
- Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (2019). *Map of Gas Hydrates*. Accessed 11 February 2019. www.usgs.gov/media/images/map-gas-hydrates.
- Servicio Geológico de los Estados Unidos World Energy Assessment Team (2000). *US Geological Survey World Petroleum Assessment 2000: Description and Results*. USGS Digital Data Series DDS-60. US Geological Survey.
- Shakhova, Natalia, et al. (2014). Ebullition and storm-induced methane release from the East Siberian Arctic Shelf. *Nature Geoscience*, vol. 7, No. 1, pp. 64–70.
- Sloan, E. Dendy, Jr., and Carolyn Koh (2007). *Clathrate Hydrates of Natural Gases* (3rd edition), CRC Press, Boca Raton, Florida, Estados Unidos de América of America.
- Song, Yongchen, et al. (2014). The status of natural gas hydrate research in China: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 31, pp. 778–791.

- Sowers, Todd (2006). Late quaternary atmospheric CH₄ isotope record suggests marine clathrates are stable. *Science*, vol. 311, No. 5762, pp. 838–840.
- Tappin, D.R. (2010). Submarine mass failures as tsunami sources: their climate control. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2417–2434.
- Vasiliev, V.G., et al. (1970). The property of natural gases to occur in the earth crust in a solid state and to form gas hydrate deposits. *Otkrytiya v SSSR*, vol. 1969, pp. 15–17.
- Villard, M.P. (1894). Sur l'hydrate carbonique et la composition des hydrates de gaz. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences*, vol. 119, pp. 368–371.
- Wróblewski, Zygmunt Florenty (1882). Sur la combinaison de l'acide carbonique et de l'eau. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences*, vol. 94, pp. 212–213.
- Yefremova, A.G., and B.P. Zhizhchenko (1974). Occurrence of crystal hydrates of gases in the sediments of modern marine basins. *Doklady Akademii Nauk SSSR*, vol. 214, No. 5, pp. 1179–1181.
- Yurganov, Leonid, et al. (2019). Methane increase over the Barents and Kara seas after the autumn pycnocline breakdown: satellite observations. *Advances in Polar Science*, vol. 30, pp. 82–390.

Capítulo 25

Efectos

acumulativos

Contribuidores: Karen Evans (coordinador y responsable), Roland Cormier, Piers Dunstan, Elizabeth Fulton, Jörn Schmidt (corresponsable), Vanessa Stelzenmüller, Ca Thanh Vu (corresponsable) y Skipton Woolley.

Ideas clave

- Las crecientes presiones de diverso origen que sufren los entornos marinos están causando pérdidas de biodiversidad, daños y fragmentación en los hábitats y enfermedades.
- Para implementar efectivamente la gestión basada en los ecosistemas es necesario saber de qué manera y hasta qué punto las actividades humanas y los fenómenos naturales interactúan y afectan a los distintos componentes de los ecosistemas y a su funcionamiento. También es preciso encontrar soluciones para prevenir y mitigar las presiones generadas por esas interacciones.
- En los últimos 20 años se han establecido numerosos marcos para evaluar esas interacciones (“efectos acumulativos”), cada uno de los cuales tiene un enfoque y una terminología propios y se aplica en distintos niveles.
- Aunque varíen los enfoques, la mayoría de las evaluaciones de los efectos acumulativos (EEA) realizadas hasta la fecha constan de tres pasos principales: a) recopilar información sobre la intensidad y la huella de las actividades que pueden estar afectando a los ecosistemas marinos, b) detectar las respuestas de los componentes del ecosistema y c) determinar qué medidas de gestión podrían aplicarse como respuesta.
- Aunque van en aumento, apenas se han realizado evaluaciones centradas en regiones, zonas o valores concretos siguiendo esos tres pasos generales, salvo en Europa y América del Norte.
- El sesgo geográfico de las EEA pone de relieve que existen evidentes carencias en materia de conocimientos y capacidad y que es necesario formular enfoques que: a) puedan aplicarse en regiones donde escaseen los datos, b) puedan implementarse con facilidad y c) produzcan resultados fáciles de comprender y que puedan traducirse en procesos decisivos, sobre todo en los países en desarrollo.

1. Introducción

En estos momentos, el medio marino está sometido a una serie de presiones, muchas de ellas derivadas de actividades humanas, como el cambio climático, la extracción de recursos, la contaminación (de fuentes terrestres y marinas) y las especies invasoras, que causan pérdidas de biodiversidad, daños y fragmentación en los hábitats y enfermedades (por ejemplo, Evans et al., 2017). El objetivo de la gestión basada en los ecosistemas es encontrar un equilibrio entre las actividades humanas y la ordenación ambiental a fin de mantener las propiedades, funciones y servicios de los ecosistemas.¹ Para ello es necesario saber de qué manera y hasta qué punto las actividades humanas y los fenómenos naturales interactúan y afectan a los componentes de los

ecosistemas y a su funcionamiento, así como encontrar soluciones para prevenir y mitigar las presiones generadas por esas interacciones (Halpern et al., 2008; Levin et al., 2009; Ban et al., 2010; Curtin y Prellezo, 2010). Ese tipo de interacciones se denominan impactos o efectos acumulativos.

Aunque los términos “impactos acumulativos” y “efectos acumulativos” suelen utilizarse indistintamente para describir la forma en que las presiones afectan a los ecosistemas, el uso de una terminología estandarizada es fundamental para que se transfieran conocimientos, enfoques de evaluación y especialización entre los países que se encargan de la gestión y entre las diversas instancias y organizaciones. En este sentido, el término preferible es “efectos

¹ Véase also Capítulo 26 for an overview of assessments associated with marine spatial planning and Capítulo 27 for an overview of ecosystem-based management approaches.

acumulativos”, puesto que los impactos son hipotéticos y no se observan directamente ni se atribuyen a ninguna causa concreta (Murray et al., 2015), por lo que, en aras de la coherencia ese será el término empleado en el presente capítulo. Todavía no existe una definición universalmente aceptada de los efectos e impactos acumulativos y en la bibliografía se utilizan distintas definiciones según el objeto de la evaluación y su contexto (por ejemplo, Anthony, 2016; Spaling y Smit, 1993; Hegmann et al., 1999; Halpern et al., 2008; Johnson, 2016; Uthicke et al., 2016). La premisa del presente capítulo es que los efectos pueden definirse como un cambio en el medio ambiente, incluidos sus componentes humanos, mientras que los impactos representan las consecuencias de dicho cambio (Johnson, 2016).

Existen cuatro tipos generales de efectos acumulativos: aditivos, sinérgicos, antagónicos (compensatorios) y enmascaradores (Sonn-tag et al., 1987; Hegmann et al., 1999; Crain et al., 2008; Halpern et al., 2008). Los efectos aditivos se van añadiendo gradualmente a las presiones causadas por una actividad y cada efecto se suma a los anteriores. Los efectos sinérgicos, también llamados amplificadores o exponenciales, amplían las consecuencias de cada una de las presiones, de manera que su consecuencia colectiva es mayor que el efecto aditivo. Los efectos antagónicos o compensatorios producen una consecuencia colectiva menor que el efecto aditivo. Los efectos

enmascaradores generan prácticamente las mismas consecuencias para el ecosistema o el componente social que las que causaría la exposición a una sola de las presiones. Los impactos que se consideran acumulativos pueden ser resultado de una actividad que genera repetidamente una sola presión, una actividad que genera múltiples presiones, varias actividades que producen una sola presión o varias actividades que producen múltiples presiones a lo largo del tiempo (Foley et al., 2017).

El tema de las evaluaciones de los efectos acumulativos no se trató en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a), aunque en cada uno de sus capítulos sobre regiones concretas se examinaban los diversos factores que afectaban a los servicios ecosistémicos y en el capítulo 54 se resumían las presiones que influían en el medio marino (Naciones Unidas, 2017b), aunque sin tratar de determinar sus efectos acumulativos ni los marcos en que podrían evaluarse. Por tanto, en el presente capítulo se pasa revista a los elementos clave de las evaluaciones de los efectos acumulativos y se ofrece un panorama general de los enfoques y sus resultados, con ejemplos detallados de enfoques regionales. El objetivo de este panorama general es describir los diversos enfoques y su utilización, a fin de que en futuras evaluaciones mundiales esta descripción sirva de referencia para determinar los cambios experimentados por esos enfoques y sus aplicaciones.

2. Evaluaciones de los efectos acumulativos

En últimos 20 años se han establecido numerosos marcos para evaluar los efectos acumulativos, cada uno de los cuales tiene un enfoque y una terminología propios (Stelzenmüller et al., 2018). No todos se basan en el mismo planteamiento: algunos abordan el sistema en su conjunto, incluyendo en la evaluación todos los factores de estrés existentes y sus efectos sobre amplios componentes del medio marino, mientras que otros se centran en un solo factor y en una especie o un hábitat concretos (Korpinen et al., 2012; Marcotte et al., 2015; Coll

et al., 2016). En la revisión bibliográfica de 154 estudios hecha por Stelzenmüller et al. (2018) se mencionan varias conclusiones importantes sobre los diversos enfoques utilizados, a saber: a) los conocimientos especializados y los datos cualitativos se utilizan esporádica o moderadamente en las distintas evaluaciones, b) el uso de sistemas de información geográfica es prácticamente un requisito previo para la evaluación, c) hay grandes disparidades en el tratamiento de la incertidumbre dependiendo de los componentes de cada evaluación y d)

cada vez se desarrollan más métodos novedosos de integración para las evaluaciones, como la combinación de datos cualitativos y modelos cualitativos para evaluar el estado y las presiones de los ecosistemas.

Pese a sus posibles diferencias, todos los enfoques comparten varios elementos que deberían incorporarse a las evaluaciones de los efectos acumulativos (EEA) destinadas al asesoramiento en materia de gestión y a la planificación (Halpern et al., 2008; Kappel et al., 2012; Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), 2019). Esos elementos pueden clasificarse en varias categorías generales: información sobre las actividades que causan presiones que pueden estar afectando a los ecosistemas marinos; información sobre las medidas que pueden aplicarse para gestionar esas actividades y, por ende, las presiones; y respuestas de los componentes ecosistémicos, que a su vez dependen de su resistencia y sus posibilidades de recuperarse de las presiones que sufren.

El proceso que se viene utilizando hasta ahora para llevar a cabo una EEA consiste básicamente en cartografiar la huella espacial y temporal de una o más presiones (incluida la frecuencia de la actividad y las presiones conexas para medir su intensidad) en relación con los componentes del ecosistema marino a los que están o pueden estar afectando (Elliott et al., 2020). Además, se consideran la vulnerabilidad o el riesgo que tienen esos componentes ecosistémicos (incluida su sensibilidad), habida cuenta de las medidas de gestión vigentes, lo que permite detectar las presiones residuales que quedan después de la gestión y calcular el efecto acumulativo previsto (Halpern et al., 2008; Kappel et al., 2012; CIEM, 2019). Los diversos elementos informativos se muestran en la figura I. La complejidad de cada EEA viene determinada por la conectividad y la heterogeneidad de los componentes, funciones y procesos de los ecosistemas y por la incertidumbre de los procesos biofísicos, junto con los diversos grados de intensidad de las actividades que afectan al medio ambiente.

Los principales pasos de una EEA son los siguientes:

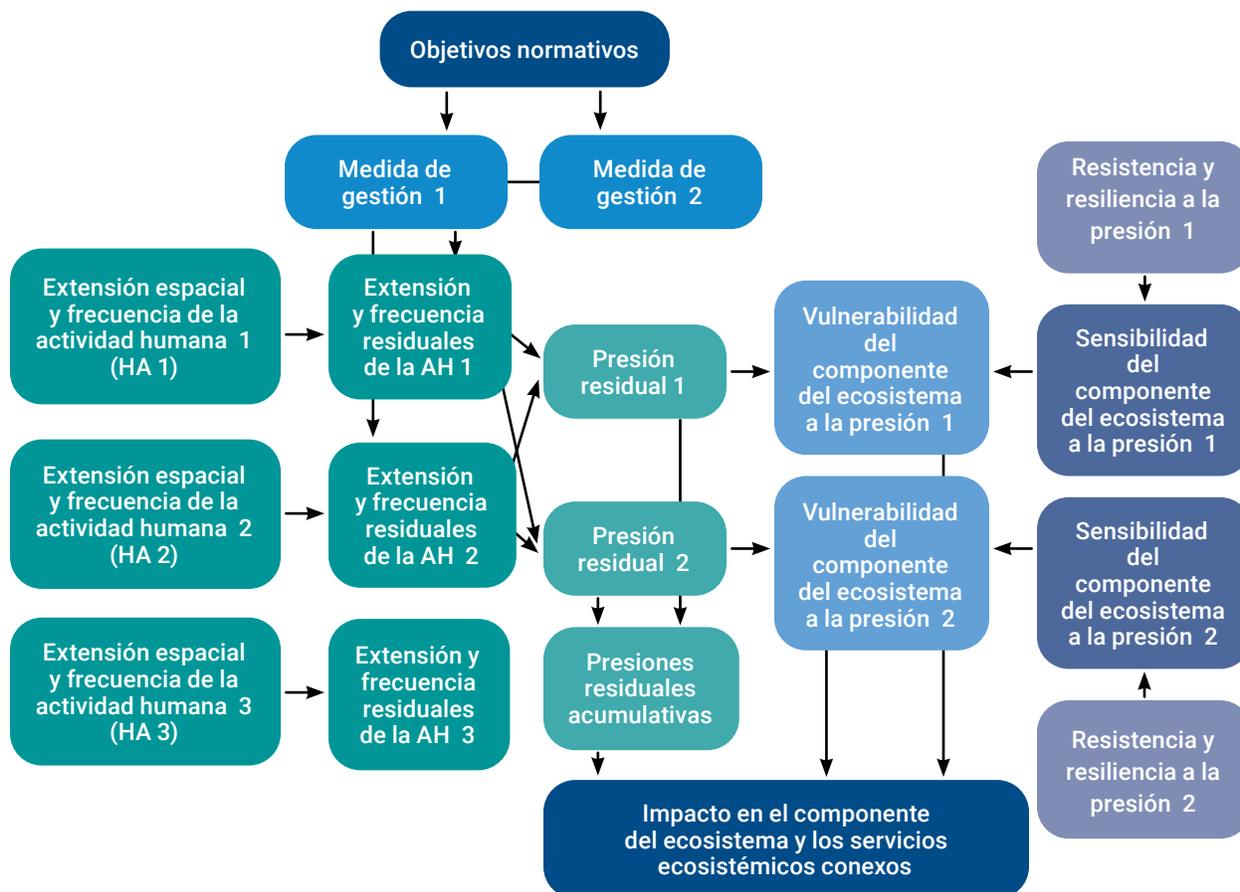
1. Definir los valores del sistema marino que se está evaluando

El primer paso de una evaluación es determinar los valores que revisten importancia en el lugar de la evaluación y su distribución espaciotemporal dentro de la zona de que se evalúa. Los valores pueden ser de índole ecológica, social, económica o cultural.

2. Definir las actividades que ejercen presiones sobre el sistema marino (factores de estrés)

Para detectar una expresión tangible de los posibles impactos acumulativos hay que confirmar que existe efectivamente una interacción entre el valor del sistema y la presión ejercida. Es necesario determinar las perturbaciones y actividades que podrían ejercer presiones sobre el sistema marino en la zona evaluada, así como cartografiar y cuantificar esas presiones por tipos (por ejemplo, directas, indirectas, continuas o pulsátiles) y su distribución espaciotemporal. Este es un factor clave en las EEA, puesto que, si se concentran muchas actividades o perturbaciones en una zona pequeña durante un breve lapso de tiempo pueden acumularse presiones o factores de estrés por efecto de la aglomeración. Una zona puede ser resiliente a un cierto nivel de perturbación, pero, si se excede ese nivel a un ritmo mayor que el de la recuperación natural, las perturbaciones pueden llegar a superar el umbral ecológico o social de un componente valioso (Johnson, 2016). Además, los efectos de las presiones pueden extenderse fuera de la zona de la actividad, provocando un efecto retardado en otras zonas donde no hay huella inmediata de esa actividad. Por consiguiente, al evaluar la exposición al riesgo, hay que tener en cuenta el alcance, la dispersión, la frecuencia y la persistencia de las presiones vinculadas a cada actividad (Borgwardt et al., 2019), así como todos los posibles factores de estrés dentro de la zona evaluada y en sus inmediaciones para detectar los riesgos que puedan ir surgiendo.

Figura I
Elementos de las evaluaciones de los efectos acumulativos centradas en cuantificar los efectos de las actividades humanas en los ecosistemas



Fuente: adaptado de CIEM (2019).

Pueden utilizarse muchos métodos para cartografiar y cuantificar la extensión espacial y temporal tanto de los valores como de los factores de estrés, como los sistemas de información geográfica y los modelos dinámicos y de interpolación espacial (por ejemplo, Andersen et al., 2013; Robinson et al., 2013; Borgwardt et al., 2019; Dunstan et al., 2019). Es improbable que un solo método sirva para todas las circunstancias, ya que la índole y la medición de los valores y los factores estresantes y los datos o la información disponibles para el proceso de cartografiado no son siempre los mismos. El método elegido debe ser apropiado para los datos (incluida su complejidad), captar bien sus componentes espaciotemporales y abordar las incertidumbres, los sesgos o los supuestos relacionados con los datos.

3. Vinculación conceptual de las presiones y los valores

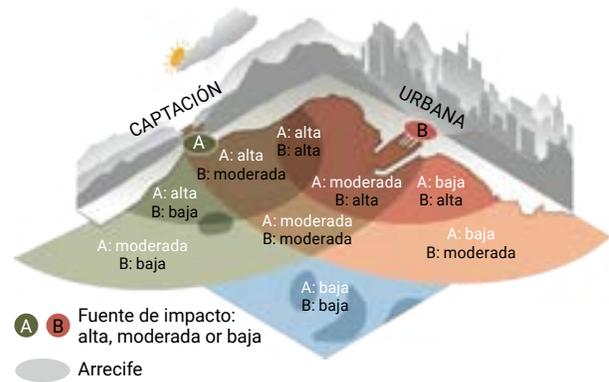
Se pueden utilizar métodos conceptuales (como los modelos cualitativos o cuantitativos que identifican las vías de impacto) para vincular los valores detectados y las posibles actividades y factores de estrés en la zona de evaluación (por ejemplo, Dambacher et al., 2009; Anthony et al., 2013) estableciendo la relación que existe entre los componentes y los procesos del medio marino, la forma en que las presiones naturales y antropógenas pueden afectar al sistema y las lagunas de conocimientos y principales incertidumbres del sistema. Lo ideal sería considerar también la índole de las posibles interacciones entre las presiones causadas por múltiples factores de estrés, pero reconociendo que no ne-

cesariamente son lineales y que pueden tener carácter sinérgico, antagónico o enmascarador (véase la sección 1). En un principio, se puede determinar la interacción entre los valores y las presiones usando modelos cualitativos que permitan conocer la dirección, la índole y el alcance de las interacciones. A continuación, pueden hacerse predicciones estimadas de los cambios mediante modelos probabilísticos (por ejemplo, Anthony et al., 2013). De esta forma se puede determinar el grado de efecto (es decir, la gravedad) de los valores y, por consiguiente, las interacciones que revisten mayor importancia para centrarse en comprender, cartografiar y cuantificar mejor los efectos.

4. Evaluación del riesgo y la incertidumbre

Una vez conocidas las vías por las que las presiones afectan a los valores, se puede cuantificar la magnitud de su efecto, de modo que el nivel de exposición resultante de los diferentes factores de estrés se integre en todo el ámbito espacial de cada uno, es decir, su “zona de influencia” (Anthony et al., 2013; véase también la figura II). Así se puede estimar el riesgo para el valor de los impactos causados por la presión y la correspondiente incertidumbre, aunque esta puede deberse también a un conocimiento insuficiente del valor o las presiones. Por ejemplo, a menudo no se conocen bien la distribución espaciotemporal de una presión ni las respuestas de ciertos valores a presiones que pueden variar en el espacio y el tiempo (Stock y Micheli, 2016). No siempre es fácil determinar el origen de la incertidumbre y su influencia en los resultados de las evaluaciones, por lo que conviene realizar análisis de sensibilidad apropiados que exploren la influencia de todos los factores de estrés y sus interacciones (Stock y Micheli, 2016). Al estimar el riesgo, hay que tener en cuenta la complejidad de los componentes del sistema y las interacciones con las actividades, así como las incertidumbres correspondientes, e incorporar las distribuciones espaciales y temporales de las posibles consecuencias, tanto positivas como negativas (p. ej., Gregory et al., 2012; Stock and Micheli, 2016).

Figura II
Modelo conceptual que ilustra las zonas de influencia en dos ejemplos de fuentes puntuales: A) escorrentía fluvial de las cuencas de captación y B) desarrollo urbano o portuario



Nota: Se calculan para cada zona de influencia (teniendo en cuenta las incertidumbres) las probabilidades de que cambie cada valor del ecosistema y la cuantía del valor potencialmente afectada.

Fuente: Anthony et al. (2013).

5. Validación

Por último, conviene verificar mediante observaciones, si es posible, las redes de interacciones, los mapas de riesgo y los efectos acumulativos, aunque en la práctica no se hace con mucha frecuencia (véase Halpern y Fujita, 2013). Para facilitar la validación, es necesario informar sobre las evaluaciones de los riesgos de manera que puedan ser observables, es decir, medirse y cartografiarse sobre el terreno.

Un instrumento útil que permite elaborar modelos cuantitativos para estimar los efectos y comunicarse con las instancias normativas y decisorias es el marco DPSIR (fuerzas motrices-presión-estado-impacto-respuesta) (Smeets y Weterings, 1999; Elliott et al., 2017), basado en el concepto de que las fuerzas motrices (fuerzas naturales y humanas subyacentes) ejercen presiones (factores inmediatos) sobre el medio ambiente que modifican su estado. Para que una EEA sea operativa, debe evaluar explícitamente la eficacia de las medidas de gestión (Cormier et al., 2018; Stelzenmüller et al., 2018), en primer lugar,

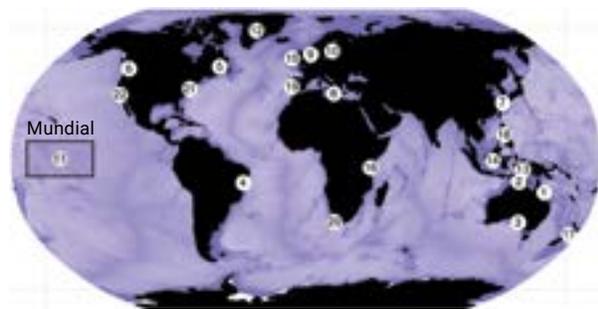
cuantificando el efecto de cualquier medida de gestión en las presiones y sus impactos y, en segundo lugar, determinando cómo pueden modificarse las medidas para reducir aún más esas presiones y sus impactos. Sin embargo, la mayoría de las EEA realizadas hasta ahora no vinculan la evaluación de los efectos acumulativos a las medidas de gestión que pueden regular las actividades que causan las presiones respectivas (Hayes et al., 2015; Cormier et al.,

2017) y muchas EEA no establecen suficientes vínculos entre los procesos de planificación y los marcos regulatorios para determinar cuándo conviene aplicar un enfoque precautorio o mejorar los procesos de gestión (CIEM, 2019). Además, la mayor parte de los métodos de EEA que gozan de más aceptación consideran que no es necesario evaluar la prestación de servicios ecosistémicos ni estimar los efectos socioculturales (CIEM, 2019).

3. Aplicaciones regionales de las evaluaciones de los efectos acumulativos en el medio marino: distribución y enfoques

En los últimos 20 años han aumentado rápidamente las EEA realizadas dentro de sistemas marinos y su aplicación en evaluaciones marinas y procesos de planificación y reglamentación regionales (Halpern et al., 2015; CIEM, 2019). Sin embargo, pese a su creciente uso, apenas se han hecho evaluaciones fuera de Europa y América del Norte siguiendo los pasos generales expuestos en la sección 2 (Korpinen y Andersen, 2016; véanse también la figura III y el cuadro).

Figura III
Distribución mundial de las evaluaciones de los efectos acumulativos realizadas en ecosistemas marinos (2016 y 2019),



Nota: Como complemento de la revisión de Korpinen y Andersen, 2016. Los números corresponden a los de la síntesis que se provee en el Cuadro 1.

Recientemente, Korpinen y Andersen (2016) pasaron revista a las EEA para tratar de ofrecer

un panorama general de los métodos y prácticas utilizados en el medio marino. En particular, pretendían determinar si podían compararse las diferentes variables de estimación utilizadas en las EEA y si la validación de estas era fiable. En la mitad de los estudios examinados se habían aplicado enfoques metodológicos similares, basados en el método de Halpern et al. (2008), aunque eran relativamente pocos los estudios que abordaban las principales incertidumbres que surgen al emplear esos enfoques, descritas en Halpern y Fujita (2013). En la revisión se indicaba que era necesario mejorar varios aspectos clave de las EEA, como validar las presiones o establecer parámetros de referencia para ellas, incluir mediciones precisas de los componentes temporales de las actividades humanas (en muchos casos se suponía que las actividades eran de larga duración y se solapaban en el tiempo) y tener en cuenta los impactos históricos que ya habían modificado el medio marino.

Inspirándose en ese trabajo, para la presente Evaluación se pasó revista a la bibliografía con revisión científica externa publicada desde 2016, buscando en la base de datos Scopus las palabras clave “efecto acumulativo” e “impacto acumulativo”, a fin de actualizar el resumen de las evaluaciones. En el cuadro se reseñan los distintos enfoques y los resultados de cada EEA:

De la revisión actualizada se extrajeron importantes conclusiones, a saber:

- El enfoque de cada evaluación debe ajustarse al contexto. Aunque las EEA deberían seguir los pasos indicados en el presente capítulo, al formular su enfoque hay que tener en cuenta la escala (y la resolución) de la evaluación, los valores evaluados, los datos disponibles para llevar a cabo la evaluación, las incertidumbres relacionadas con los datos, los objetivos concretos de la evaluación en materia de gestión y el formato de los resultados, en particular su idoneidad para influir en la planificación y la gestión.
 - Es necesario que las evaluaciones tengan en cuenta el alcance y la variabilidad espaciotemporal de los datos y su incertidumbre (incluida la relacionada con la calidad de los datos), no solo para garantizar la solidez de los resultados de las EEA, sino también para centrarse en las esferas en que pueden existir lagunas de conocimientos y en las que deben hacerse esfuerzos para mejorar futuras evaluaciones y reducir la incertidumbre.
 - La mayoría de las EEA no miden la sensibilidad de los componentes ecosistémicos a los efectos de los factores de estrés con métodos experimentales u observacionales, por lo que sus resultados deben verificarse mediante la observación.
 - Muchas EEA siguen produciendo evaluaciones puntuales o promedios temporales de los efectos acumulativos, en vez de realizar estudios temporales repetidos que puedan aportar información sobre la evolución de los efectos acumulativos a lo largo del tiempo (es decir, las tendencias).
 - Para lograr que en los procesos decisorios se tengan en cuenta las EEA, estas deben establecer vínculos entre cada evaluación de los efectos acumulativos y las medidas de gestión que puedan regular las actividades que causan las diversas presiones. Sin embargo, muchas de ellas todavía no incluyen ese tipo de vínculos y pocas consideran la aplicación de medidas de gestión a las actividades que causan presiones y efectos acumulativos sobre el medio ambiente.
 - En la mayoría de los casos, las evaluaciones relacionadas con los procesos de gestión y reglamentación solo tienen en cuenta los efectos de las actividades realizadas en la zona reglamentada y no su dispersión fuera de la zona evaluada (es decir, los efectos a escala regional o ecosistémica). Por ello, es importante considerar la separación espacial entre el lugar donde se desarrolla la actividad y el efecto de la presión (por ejemplo, Stephenson et al., 2019).
 - Es necesario comunicar claramente los riesgos e incertidumbres que conllevan las estimaciones del riesgo para que las EEA se tengan en cuenta lo más posible en los procesos decisorios. Las evaluaciones también han de describir explícitamente las causas y consecuencias de los efectos nocivos para ayudar a los gestores, las partes interesadas, los científicos y los ingenieros a comprender las vías causales del riesgo (por ejemplo, Nicol et al., 2019).
 - La realización de EEA presenta un sesgo geográfico en favor de Europa y América del Norte, aunque resulta alentador que se publiquen evaluaciones de zonas en las que no se había hecho ninguna según Korpinen y Andersen (2016). Las jurisdicciones de muchas economías en desarrollo aún no han sido objeto de ninguna evaluación formal aparte de la cobertura general de análisis mundiales como los de Halpern et al. (2015). Esto indica que existen evidentes carencias en materia de capacidad y que se necesitan enfoques que: a) puedan aplicarse en regiones donde escasean los datos; b) puedan utilizar fuentes de datos no tradicionales, como las observaciones de la comunidad (por ejemplo, la ciencia ciudadana) y los saberes tradicionales; c) sean fáciles de implementar (desde el punto de vista de las destrezas y el tiempo necesarios); d) puedan actualizarse fácilmente a medida que surjan más datos o nuevas presiones; y e) produzcan resultados fáciles de comprender y que puedan traducirse en procesos decisorios.
- No es propósito del presente capítulo detallar los numerosos enfoques aplicados a las EEA

del medio marino en todo el mundo, pero a continuación se dan ejemplos de diversos marcos que se han utilizado para evaluar los efectos acumulativos en los hemisferios sur y norte, y se exponen algunas novedades ocurridas en zonas donde se han llevado a cabo menos EEA.

3.1. Gran Barrera de Coral (Australia)

Se ha determinado que la Gran Barrera de Coral está sometida a una serie de presiones de alcance tanto local como mundial, como las relacionadas con el cambio climático, las tormentas (ciclónicas) y las inundaciones, la escorrentía de nutrientes y sedimentos por el uso de la tierra, los contaminantes (plaguicidas, detritos marinos, plásticos, nanopartículas, ruido y luz), los usos humanos del medio marino y las enfermedades (Uthicke et al., 2016). Se ha determinado que la salud general de los arrecifes empeora desde hace tiempo (De'ath et al., 2012) y que se vio agravada por los episodios masivos de decoloración coralina acaecidos en 2016, 2017 y 2020 (Smith y Spillman, 2020). Según algunas fuentes, la parte septentrional del arrecife ha sufrido una alteración permanente como resultado de esas presiones (Hughes et al., 2017).

La realización de EEA en el arrecife ha sido un proceso iterativo. La primera EEA oficial, llevada a cabo en 2012, utilizó un marco que combinaba los impactos acumulativos y un proceso estructurado de decisión para examinar, mediante modelos cualitativos y probabilísticos, la influencia de un subconjunto de factores de estrés acumulativos (nutrientes, turbidez y sedimentación, erosión del hábitat y cambio climático) en los arrecifes de coral y los ecosistemas de las praderas marinas (Anthony et al., 2013). El proceso de decisión incluido en el marco permitía explorar hipotéticas intervenciones de gestión, consecuencias y contrapartidas.

Este enfoque basado en los impactos acumulativos y el proceso estructurado de decisión se ha desarrollado incorporando modelos mecanicistas estadísticos, ecotoxicológicos, conceptuales, semicuantitativos y cuantitativos y análisis estructurados de las decisiones para evaluar los efectos acumulativos en los entornos coralinos (Uthicke et al., 2016). Entre los resultados del marco cabe señalar los mapas de riesgo y exposición y la evaluación de los umbrales de las presiones y valores en determinados lugares y comunidades ecológicas de interés. Al aplicar el marco se observó que: a) rara vez se producen cambios lineales en los ecosistemas (es decir, los cambios no necesariamente son aditivos); b) es probable que los umbrales ecológicos y las respuestas a las múltiples presiones cambien durante lapsos de tiempo ecológicamente pertinentes debido a la aclimatación (que puede atenuar los efectos) o a efectos dinámicos combinados (que amplifican las respuestas); y c) no conviene hacer predicciones sin confirmar las respuestas con experimentos o sobre el terreno, ya que esto puede dar lugar a conclusiones falsas y reducir las inversiones en procesos de gestión.

El enfoque de Uthicke et al. (2016) no se limita a la simple estratificación espacial de la distribución de los factores de estrés y a dar por sentado que los efectos acumulativos son, por naturaleza, linealmente aditivos, sino que permite aplicar un concepto mecanicista de las interacciones no lineales (mediante curvas de respuesta completas que tienen en cuenta las interacciones antagónicas y sinérgicas), lo que tiene consecuencias para la gestión. Recientemente ha empezado a aplicarse este marco de EEA, conocido como política de gestión del impacto acumulativo Reef 2050,² junto con una serie de directrices propuestas para su implementación (Dunstan et al., 2019).³ El organismo encargado de administrar el arrecife (Great Barrier Reef Marine Park Authority) participó en la elaboración del marco, por lo que este se tendrá en cuenta en todos los futuros procesos regionales de planificación

² Véase www.gbrmpa.gov.au/our-work/reef-strategies/Reef-2050-policies#.

³ Véase <http://hdl.handle.net/11017/3389>.

y aprobación, así como en las aplicaciones específicas en materia de desarrollo. En esa primera aplicación (ilustrativa) de las directrices, se establecieron vínculos entre los datos recogidos en los sistemas coralinos poco profundos y los datos espaciales sobre la distribución de las presiones mediante modelos de ecuaciones estructurales, lo que indica que los efectos acumulativos dependen en gran medida del contexto (Dunstan et al., 2019). También se puso de relieve la importancia de la vigilancia a largo plazo para evaluar los efectos acumulativos.

3.2. Mar del Norte

El mar del Norte es uno de los ecosistemas marinos más afectados del mundo (Halpern et al., 2008), ya que sufre el impacto de múltiples factores antropógenos relacionados con fenómenos de alcance mundial y regional, como la urbanización de las zonas costeras y la pérdida de hábitat, la eutrofización, la contaminación y la pesca (Emeis et al., 2015). Además, ese mar es una zona crítica en cuanto al cambio climático (Burrows et al., 2011; Holt et al., 2012), con drásticas alteraciones de la estructura y el funcionamiento de la red alimentaria debido a las tendencias del nivel del mar, la temperatura del océano y la acidificación (Reid et al., 2001; Beaugrand, 2003; Weijerman et al., 2005; McQuatters-Gollop et al., 2007; Kenny et al., 2009; Lynam et al., 2017). En particular, los peces del mar del Norte se han visto muy afectados por la pesca y el cambio climático y han sufrido alteraciones rápidas y sustanciales desde 2000 (Engelhard et al., 2014; Fock et al., 2014; Sguotti et al., 2016; Frelat et al., 2017).

La mayoría de las evaluaciones realizadas para investigar los efectos de las actividades humanas en los componentes ecosistémicos del mar del Norte han sido estudios de modelización para determinar el efecto de diferentes prácticas de pesca demersal y obtener medidas agregadas de la perturbación bentónica causada por ellas (Stelzenmüller et al., 2015; Rijnsdorp et al., 2016; Hiddink et al., 2019). Hasta el último decenio no se había prestado demasiada atención al efecto combinado en el

medio marino de otras actividades humanas distintas de la pesca (Stelzenmüller et al., 2010; Fock, 2011; Foden et al., 2011), debido no solo a la limitada disponibilidad de datos para las EEA, sino también a las complejas interrelaciones socioecológicas que se dan en la región del mar del Norte, en gran parte por la existencia de jurisdicciones multinacionales.

Últimamente se hace más hincapié en formular enfoques que no solo permiten evaluar los efectos acumulativos de las actividades humanas, sino también hacerlo a una escala espacial mucho mayor que antes (Knights et al., 2015; Piet et al., 2019), con el fin de asesorar de manera más específica a las instancias de gestión (Piet et al., 2017; Cormier et al., 2018). Se han aplicado métodos como la evaluación de riesgos exposición-efecto basadas en matrices que vinculan sectores, presiones y componentes ecológicos (Knights et al., 2015; Piet et al., 2019) y la cartografía espacial de actividades o factores de estrés y componentes ecosistémicos, junto con vías de vinculación determinadas por consenso de expertos (Andersen et al., 2013), que es un enfoque similar al descrito por Halpern et al. (2008). Los resultados de ese tipo de evaluación han permitido determinar los principales ámbitos en que se dan efectos acumulativos mayores, así como los factores de estrés correspondientes. Sin embargo, hasta ahora no se ha realizado ninguna evaluación de todo el mar del Norte.

Está empezando a aplicarse un nuevo enfoque para evaluar los efectos acumulativos dentro de la región, particularmente en el contexto de la gestión o la reglamentación, consistente en un marco que combina la estructuración conceptual de las vías de causalidad con una evaluación cuantitativa de los efectos (Cormier et al., 2018). Ese enfoque pone de relieve la necesidad de evaluar la eficacia de las medidas de gestión destinadas a reducir las presiones humanas para conocer el nivel total de presión acumulada en los distintos componentes ecosistémicos.

3.3. Otras regiones

Como se señalaba en la revisión descrita en el presente capítulo, son pocas las EEA realizadas fuera de América del Norte y Europa (véase el cuadro). En la región de Asia se utilizó un proceso lógico de decisión escalonado con expertos para puntuar la intensidad de 10 presiones (como la urbanización, las infraestructuras energéticas, viales y portuarias, la descarga de aguas residuales, la acuicultura, una plataforma de gas, una salina y el turismo) en la bahía de Jiaozhou (China) (Wu et al., 2016), cuyos resultados ponderados se combinaron con las distancias calculadas mediante sistemas de información geográfica para confeccionar mapas que mostraban la suma de los efectos acumulativos. En Hong Kong (China) se adoptó un enfoque similar para examinar las posibles consecuencias en la supervivencia de la población local del delfín giboso indopacífico (*Sousa chinensis*) (Marcotte et al. 2015), aunque en ese caso la ponderación se basó en la gravedad de cada efecto para la supervivencia de los delfines.

Además de esos ejemplos concretos de EEA, ha habido otras evaluaciones conexas o previas en algunos lugares de Asia y América La-

tina, lo que indica claramente que se podrían realizar más en esas regiones. Por ejemplo, el método de análisis integrado de los riesgos de la pesca para el enfoque ecosistémico desarrollado por Zhang et al. (2011), que sirve para examinar el desempeño de las estrategias de ordenación pesquera según los objetivos de un enfoque ecosistémico de la ordenación, sería fácil de aplicar también a otras actividades humanas. Ese método tiene en cuenta explícitamente ciertos aspectos locales de las poblaciones de peces, los hábitats, las medidas de la biodiversidad, los indicadores económicos de la pesca y, lo que es más importante, los tipos de presiones que la pesca ejerce sobre los ecosistemas, por lo que podría aplicarse a otras actividades para generar una EEA. Los modelos dinámicos basados en procesos que combinan expresamente múltiples actividades humanas, como la pesca, la acuicultura, la urbanización, el transporte marítimo, la minería, la silvicultura, la agricultura y el turismo, a fin de explorar las posibles consecuencias para en un futuro gestionar, desarrollar o ampliar la acuicultura sostenible en la Patagonia chilena también podrían servir de base para una EEA (Steven et al., 2019).

4. Perspectivas

Aunque hasta ahora la mayoría de las EEA se han centrado en actividades y efectos que ya se han producido en el medio marino, cada vez suscita más interés la posibilidad de realizar evaluaciones que permitan hacer previsiones o pronósticos y predicciones para fundamentar la futura planificación de actividades o enfoques de gestión adaptativa y anticipatoria (por ejemplo, Lukic et al., 2018; véase también el cap. 26). Se espera que la contribución económica mundial de las industrias marinas se duplique de aquí a 2030 (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos, 2016), alcanzando los 3 billones de dólares, y que su huella y sus interacciones aumenten de forma exponencial (o similar) (McCauley et al., 2015; Plagányi y Fulton, 2017). Para evitar

que se produzcan resultados indeseados y se degraden los valores de los sistemas marinos serán necesario disponer de EEA informativas que se incorporen a una gestión adaptable y a la adopción de decisiones con base empírica y que utilicen lenguajes, métodos y modelos de investigación dinámicos que abarquen varias disciplinas. Su preparación no es sencilla y requerirá un esfuerzo considerable, en particular para predecir cada factor de estrés futuro explicitando sus aspectos espaciales y temporales, pero teniendo en cuenta que las interacciones entre factores no son inmutables. Probablemente sea inviable, al menos en un futuro próximo, establecer una metodología unificada y aplicable en general a todas las EEA, debido a las dificultades que entraña

abordar las principales incertidumbres de futuras previsiones. Como primer paso, puede ser de utilidad perfeccionar las directrices y las mejores prácticas para facilitar el uso en las EEA de los enfoques mencionados.

Teniendo en cuenta tanto los precedentes como el futuro, se está generalizando la opinión de que es necesario ampliar los métodos relacionados con las EEA para considerar no solo los múltiples efectos de una misma actividad de desarrollo o la acumulación de efectos de múltiples actividades similares dentro de un solo sector industrial, sino también los efectos combinados de todas las presiones sobre los ecosistemas marinos. Los diversos marcos de modelización, como los descritos anteriormente, han mostrado que las respuestas de los sistemas marinos no suelen ser lineales, sino sinérgicas, y que los efectos antagónicos influyen de manera importante en la conformación del medio ambiente (Crain et al., 2008; Hunsicker et al., 2016; Uthicke et al., 2016). Es necesario mejorar la capacidad de utilizar modelos conceptuales y estadísticos que permitan obtener conocimientos mecanicistas de las interacciones no lineales entre los factores de estrés, los efectos no aditivos en el medio ambiente marino y las consiguientes respuestas de este. Tal como se ha señalado, la formulación de esos enfoques no es sencilla y requerirá un esfuerzo considerable. Como primer paso, resultará útil perfeccionar las directrices y las mejores prácticas para facilitar el uso de esos enfoques en las EEA y comprometerse a crear la capacidad necesaria para aplicarlos y utilizarlos.

Los metaanálisis (por ejemplo, Crain et al., 2008) están ayudando a los investigadores a comprender la prevalencia de las interacciones aditivas, sinérgicas y antagónicas, mientras que los métodos estadísticos permiten determinar la presencia y la índole de las interacciones no aditivas (por ejemplo, Teichert et al., 2016). Además, se ha avanzado mucho en el manejo de la incertidumbre de las evaluaciones (por ejemplo, Rochet et al., 2010; Foster et al., 2014; Gissi et al., 2017) y se han conseguido progresos en el establecimiento de umbrales y puntos de referencia, pese a que pueden adolecer de una cierta subjetividad, al estar definidos por objetivos sociales (por ejemplo, Samhoury y Levin, 2012; Large et al., 2015; Samhoury et al., 2012; 2017). La incorporación de la incertidumbre ayuda no solo a interpretar mejor los resultados de las evaluaciones, sino también a facilitar procesos de gestión adaptable y fijar las prioridades de investigación para subsanar las carencias en materia de conocimientos y mejorar continuamente la gestión.

En última instancia, para aumentar el alcance geográfico de las EEA, habrá que formular en el futuro enfoques que puedan aplicarse, en particular, cuando hay escasez de datos y produzcan resultados fácilmente comprensibles que puedan traducirse en procesos decisorios (Stelzenmüller et al., 2020). De esta forma, las instancias decisorias estarían en mejores condiciones de abordar de forma dinámica la rápida evolución de los ecosistemas marinos y los cambios temporales y espaciales de la combinación y el predominio relativo de las diferentes presiones.

Cuadro 1

Resumen de las evaluaciones de los efectos acumulativos mencionadas en la bibliografía (2016–2019), por país y región

Núm en el mapa	Región geográfica	Región oceánica	Enfoques de la evaluación	Objetivos de la evaluación	Resultados de la evaluación	Bibliografía
1	Australia	Océano Pacífico Sur	Modelos conceptuales cualitativos Redes bayesianas Modelos estadísticos Modelos mecanicistas Cálculos de índices Revisiones bibliográficas	Cartografiar los conocimientos científicos sobre los hábitats coralinos y detectar carencias Detectar las limitaciones de los métodos de evaluación existentes Evaluar el impacto de la pesca de arrastre de langostinos Detectar los impactos que afectan a los hábitats y las comunidades de los arrecifes Evaluar la respuesta de los corales al calentamiento y la sedimentación del océano Determinar los efectos acumulativos de las múltiples especies que cambian de área de distribución en hipóteticas situaciones de cambio climático y evaluar las respuestas de gestión	Continúa empeorando en general el estado de la Gran Barrera de Coral Consideraciones para realizar EEA (incluidas las incertidumbres y los sesgos) y recomendaciones para promoverlas, como la aplicación de marcos de evaluación en diversas actividades y áreas Detección de carencias en materia de conocimientos Es posible que la redistribución de múltiples especies dé lugar a cascadas tróficas e impactos negativos en la dinámica y la productividad de los ecosistemas	Grech et al. (2011); Marzloff et al. (2016); Uthicke et al. (2016); Bessel-Browne et al. (2017); Richards and Day (2018); Dunstan et al. (2019)
2	Australia	Océano Pacífico Sur y Océano Índico	Cartografía espacial	Evaluar las pautas acumulativas de la captura incidental de tortugas marinas	Detección de una zona crítica de capturas incidentales en el golfo de Carpentaria, donde la pesca comercial afectaba a múltiples especies	Risks et al. (2016)
3	Australia	Océano Índico	Cartografía espacial	Evaluar los efectos acumulativos en el medio ambiente marino y, al mismo tiempo, determinar la incertidumbre en las opiniones de expertos	Mayor transparencia y solidez al implementar la gestión mediante la evaluación de expertos	Jones et al. (2018)
4	Brasil	Océano Atlántico Sur	Cartografía espacial Cálculos de índices	Evaluar la exposición de los arrecifes de coral a los efectos acumulativos de las actividades humanas	Variación espacial y variación del tipo de factores de estrés que afectaban a los arrecifes de coral debido a la exposición. Las zonas más expuestas estaban más cerca de los centros de población	Magris et al. (2018)
5	Canadá	Océano Atlántico Norte	Modelos de distribución de especies	Evaluar el impacto en tres especies marinas del calentamiento de los océanos y la disminución del oxígeno	Se prevé que en 20 o 30 años cambie notablemente de distintas formas la distribución de las especies	Stortini et al. (2017)

6	Canadá y Estados Unidos de América	Océano Pacífico Norte	Cartografía espacial Modelos estadísticos	<p>Evaluar el impacto de las concentraciones de oxígeno disuelto y la pesca de arrastre de fondo en un determinado gradiente de profundidad</p> <p>Evaluar los impactos de las armaduras costeras</p> <p>Evaluar los impactos del ruido marino</p>	<p>La pesca de arrastre de fondo influye en el bentos de aguas profundas, incluso en las comunidades conformadas por fuertes gradientes ambientales</p> <p>Las armaduras costeras pueden contribuir a los efectos acumulativos</p> <p>Se prevén en animales marinos comportamientos de evitación o lesiones por ruido marino</p>	De Leo et al. (2017); Dethier et al. (2016); Ellison et al. (2016)
7	China	Océano Pacífico Norte	Revisiones bibliográficas Modelos estadísticos Modelos numéricos	<p>Realizar una revisión cualitativa de los posibles factores de estrés que contribuyen al declive de las pesquerías</p> <p>Evaluar los efectos acumulativos de los metales y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en las comunidades de bacterioplankton</p> <p>Evaluar los efectos acumulativos de los proyectos de restauración en la calidad del agua</p>	<p>Se necesita una gestión basada en los ecosistemas para el desarrollo sostenible de la pesca</p> <p>Efectos individuales y acumulativos del cadmio y el fenantreno en las agregaciones bacterianas que presentan variación temporal y son antagonistas en las primeras etapas de la exposición</p> <p>Mejoró la calidad del agua gracias a los proyectos de restauración, aunque a menudo se ejecutaban con un solo objetivo y sin tener en cuenta otras actividades que mermaban la calidad del agua</p>	Qian et al. (2017); Zhao et al. (2016); Ma et al. (2017)
8	Europa y África	Mar Mediterráneo y Mar Negro	Metaanálisis Opiniones de expertos Estimaciones de la incertidumbre Modelos de regresión Cálculos de índices Cartografía espacial Modelos mecanicistas Modelos estadísticos	<p>Cartografiar y calcular los impactos acumulativos vinculados a diversas actividades humanas</p> <p>Cartografiar las especies invasoras y sus efectos en los valores de la biodiversidad</p>	<p>Las actuales iniciativas de conservación no bastan para hacer frente a las amenazas acumulativas en la zona económica exclusiva de Túnez</p> <p>Varían mucho las estimaciones de la incertidumbre de los impactos: solo se han determinado con seguridad los impactos en algunas zonas de los mares Adriático y Jónico</p> <p>Se pasan por alto los efectos acumulativos de la extracción y el vertido de arena marina</p> <p>No hay acuerdo sobre la importancia que, según los modelos, tienen las fuerzas que impulsan la degradación observada en los afloramientos coralinos según opiniones de expertos</p>	Coll et al. (2016); Katsanevakis et al. (2016); Ben Rais Lasram et al. (2016); Corrales et al. (2017); Depellegrin et al. (2017); Gerakaris et al. (2017); Gissi et al. (2017); Trop (2017); Bevilacqua et al. (2018); Brodersen et al. (2018); Corrales et al. (2018)

Núm en el mapa	Región geográfica	Región oceánica	Enfoques de la evaluación	Objetivos de la evaluación	Resultados de la evaluación	Bibliografía
9	Europa	Océano Atlántico Norte	Análisis de rasgos biológicos Cartografía espacial Opiniones de expertos Metaanálisis Análisis espaciales Cálculos de índices	Evaluar el impacto acumulativo de cinco sectores marinos en las comunidades bentónicas Evaluar la influencia del cambio climático en los mecanismos de gestión basados en áreas geográficas de zonas de alta mar Evaluar los efectos acumulativos del ruido en dos especies	Varía la sensibilidad de los hábitats a las actividades; la colocación de estructuras rígidas en los hábitats bentónicos provoca cambios significativos en los rasgos biológicos y funcionales Se prevé una menor utilidad de los mecanismos de gestión basados en áreas geográficas de zonas de alta mar debido al cambio climático Determinación de las zonas de alto riesgo de exposición para las dos especies	Merchant et al. (2017); Johnson et al. (2018); Kenny et al. (2018)
10	Europa	Mar Báltico	Modelos de visualización basados en sistemas de información geográfica	Llevar a cabo una evaluación visual del impacto de las presiones acumulativas causadas por las actividades antropógenas existentes y previstas	Es posible que los impactos visuales sean mayores en las zonas costeras resguardadas con características geomorfológicas complejas	Depellegrin (2016)
11	Mundial	Mundial	Revisiones bibliográficas Metaanálisis Análisis espaciales Modelos estadísticos	Pasar revista a las EEA de diversas actividades antropógenas, incluidos los objetivos sociales y de gestión Evaluar la capacidad de las grandes áreas marinas protegidas para proteger los ecosistemas frente a los impactos acumulativos Evaluar la vulnerabilidad de los servicios de los ecosistemas de los fondos marinos a la explotación minera en los fondos marinos Evaluar los efectos acumulativos en el medio marino generados por la producción y el transporte de arenas petrolíferas	Consideraciones para realizar EEA (incluidas las incertidumbres y los sesgos) y recomendaciones para promoverlas, como la aplicación de marcos de evaluación en diversas actividades y áreas Detección de carencias en materia de conocimientos	Borja et al. (2016); Briscoe et al. (2016); Hazeem et al. (2016); Lucke et al. (2016); Lundquist et al. (2016); Davies et al. (2017); Foley et al. (2017); Green et al. (2017); Le et al. (2017); Willsteed et al. (2017); Faulkner et al. (2018); Stelzenmüller et al. (2018)

12	Groenlandia	Océano Ártico	Cartografía espacial	Evaluar los efectos acumulativos de múltiples factores de estrés en los valores de la biodiversidad	Hay un grado de solapamiento considerable entre los factores de estrés y las especies clave a lo largo de la costa occidental de Groenlandia, por lo que en el futuro la zona necesitará gestión y protección	Andersen et al. (2017)
13	Indonesia	Océano Pacífico Sur	Opiniones de expertos Redes bayesianas	Evaluar las interacciones entre los factores sociales, económicos y ambientales que influyen en las actividades pesqueras y la eficacia de la tenencia consuetudinaria de los recursos marinos	En las consecuencias sociales, económicas y ambientales de la tenencia consuetudinaria de los recursos marinos influyen las complejas relaciones entre la percepción de la pesca y el turismo que tienen las comunidades y los conflictos conexos	Hoshino et al. (2016)
14	Indonesia	Océano Índico	Puntuación semicuantitativa del riesgo	Evaluar el riesgo acumulativo para el ecosistema marino de diversas actividades humanas	El mayor riesgo para los ecosistemas marinos se debe a la pesca, el cambio climático y la urbanización de la costa	Battista et al. (2017)
15	Irlanda	Océano Atlántico Norte	Modelos estadísticos	Evaluar el impacto de la actividad de embarcaciones y construcción en los mamíferos marinos	Se redujo la presencia de tres especies debido a la actividades de embarcaciones y construcción	Culloch et al. (2016)
16	Kenya	Océano Índico	Modelos estadísticos	Evaluar los efectos acumulativos de la presencia de embarcaciones turísticas en una población de delfín indopacífico	Los presupuestos conductuales del delfín se ven afectados por la presencia de embarcaciones turísticas, aunque los efectos acumulativos no son significativos en su nivel actual	Pérez-Jorge et al. (2017)
17	Nueva Zelandia	Océano Pacífico Sur	Revisiones bibliográficas Metaanálisis Opiniones de expertos	Evaluar la relaciones de dependencia entre la ciencia, la gobernanza y la sociedad para determinar los riesgos en los ecosistemas marinos Evaluar la importancia y la magnitud de los impactos de diversas actividades y factores de estrés en los servicios ecosistémicos	Consideraciones para detectar riesgos y recomendaciones para su evaluación Son graves los impactos acumulativos totales en todos los servicios ecosistémicos, sobre todo debido al cambio climático, la pesca comercial, la sedimentación y la contaminación	Thrush et al. (2016); Singh et al. (2017)
18	Filipinas	Océano Pacífico Norte	Puntuación semicuantitativa del riesgo	Evaluar el riesgo acumulativo de diversas actividades humanas para el ecosistema marino	El mayor riesgo para el ecosistema marino se debe a la pesca y al cambio climático	Battista et al. (2017)
19	Portugal	Océano Atlántico Norte	Cartografía espacial	Evaluar las interacciones entre diversas actividades humanas y el medio ambiente marino	Las actividades humanas causan grandes impactos acumulativos en el espacio marítimo portugués, sobre todo cerca de la costa	Fernandes et al. (2017)

Núm en el mapa	Región geográfica	Región oceánica	Enfoques de la evaluación	Objetivos de la evaluación	Resultados de la evaluación	Bibliografía
20	Sudáfrica	Océano Atlántico y océano Índico	Modelos estadísticos	Describir las biorregiones pelágicas para definir regiones de planificación espacial marina	Mediante un análisis biorregional se establecieron tres biorregiones clave y varias subregiones como marco para presentar informes sobre los ecosistemas y planificar sistemáticamente la conservación	Roberson et al. (2017)
21	Estados Unidos de América	Océano Atlántico Norte	Modelos mecanicistas	Simular los efectos de múltiples factores de estrés en los recursos marinos vivos	El mayor impacto en la productividad de los sistemas se debe al aumento de la temperatura	Inde and Townsend (2017)
22	Estados Unidos de América	Océano Pacífico Norte	Cartografía espacial Modelos estadísticos	Cartografiar los posibles impactos de los factores de estrés únicos y múltiples a través de la red de áreas marinas protegidas Evaluar la idoneidad de las actividades científicas sobre los hábitats y las comunidades en las áreas marinas protegidas Evaluar los efectos acumulativos de las tormentas y las pisadas en los ecosistemas intermareales	La mayoría de las áreas marinas protegidas se ven afectadas por intensos impactos terrestres y oceánicos, y el mayor impacto se debe a los factores de estrés climático Recomendaciones sobre un marco decisorio para evaluar las actividades científicas Los impactos relacionados con las tormentas y las pisadas afectan a especies similares, lo que permite determinar qué especies son vulnerables; las perturbaciones tienen efectos aditivos	Micheli et al. (2016); Mach et al. (2017); Saarman et al. (2018)

^a Los números del mapa corresponden a la figura III.

Agradecimientos: El equipo de redacción da las gracias a Nicole Stollberg, del Instituto Thünen de Pesca Marítima de Bremerhaven (Alemania), por preparar la figura I, así como a los tres revisores y a los Estados Miembros por formular observaciones que ayudaron a mejorar el capítulo.

Bibliografía

- Andersen, Jesper H., et al. (2013). Human uses, pressures and impacts in the eastern Mar del Norte. Technical report, Danish Centre for Environment and Energy, No. 18.
- _____ (2017). Potential for cumulative effects of human stressors on fish, sea birds and marine mammals in Arctic waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 184, pp. 202–206.
- Anthony, Kenneth R.N. (2016). Coral reefs under climate change and ocean acidification: challenges and opportunities for management and policy. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 41, pp. 59–81.
- Anthony, Kenneth R.N., et al. (2013). *A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area*. Final Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority and Department of the Environment.
- Ban, Natalie C., et al. (2010). Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canadá's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 876–886.
- Battista, Willow, et al. (2017). Comprehensive Assessment of Risk to Ecosystems (CARE): a cumulative ecosystem risk assessment tool. *Pesca Research*, vol. 185, pp. 115–129.
- Beaugrand, Gregory (2003). Long-term changes in copepod abundance and diversity in the north-east Atlantic in relation to fluctuations in the hydroclimatic environment. *Pesca Oceanography*, vol. 12, Nos. 4–5, pp. 270–283.
- Ben Rais Lasram, F., et al. (2016). Cumulative human threats on fish biodiversity components in Tunisian waters. *Mediterráneo Marine Science*, vol. 17, No. 1, pp. 190–201.
- Bessell-Browne, Pia, et al. (2017). Cumulative impacts: thermally bleached corals have reduced capacity to clear deposited sediment. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 2716.
- Bevilacqua, S., et al. (2018). A regional assessment of cumulative impact mapping on Mediterráneo coralligenous outcrops. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 1–11.
- Borgwardt, Florian, et al. (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, vol. 652, pp. 1396–1408.
- Borja, Angel, et al. (2016). Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 175.
- Briscoe, Dana K., et al. (2016). Are we missing important areas in pelagic marine conservation? Redefining conservation hotspots in the ocean. *Endangered Species Research*, vol. 29, No. 3, pp. 229–237.
- Brodersen, Maren Myrto, et al. (2018). Cumulative impacts from multiple human activities on seagrass meadows in eastern Mediterráneo waters: the case of Saronikos Gulf (Aegean Sea, Greece). *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No. 27, pp. 26809–26822.
- Burrows, Michael T., et al. (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, vol. 334, No. 6056, pp. 652–655.
- Coll, Marta, et al. (2016). Modelling the cumulative spatial–temporal effects of environmental drivers and fishing in a NW Mediterráneo marine ecosystem. *Ecological Modelling*, vol. 331, pp. 100–114.

- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2019). *Workshop on Cumulative Effects Assessment Approaches in Management (WKCEAM)*, vol. 1, No. 17. ICES Scientific Reports. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5226>.
- Cormier, Roland, et al. (2017). Moving from ecosystem-based policy objectives to operational implementation of ecosystem-based management measures. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 406–413.
- _____ (2018). The science-policy interface of risk-based freshwater and marine management systems: from concepts to practical tools. *Journal of Environmental Management*, vol. 226, pp. 340–346.
- Corrales, X., et al. (2017). Hindcasting the dynamics of an Eastern Mediterranean marine ecosystem under the impacts of multiple stressors. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 580, pp. 17–36.
- _____ (2018). Future scenarios of marine resources and ecosystem conditions in the Eastern Mediterranean under the impacts of fishing, alien species and sea warming. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 14284.
- Crain, Caitlin Mullan, et al. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, vol. 11, No. 12, pp. 1304–1315.
- Culloch, Ross M., et al. (2016). Effect of construction-related activities and vessel traffic on marine mammals. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 549, pp. 231–242.
- Curtin, Richard, and Raúl Pallezo (2010). Understanding marine ecosystem-based management: a literature review. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 821–830.
- Dambacher, Jeffrey M., et al. (2009). Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish and Pesca*, vol. 10, pp. 305–322.
- Davies, T.E., et al. (2017). Large marine protected areas represent biodiversity now and under climate change. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, p. 9569.
- De'ath, Glenn, et al. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 109, No. 44, pp. 17995–17999.
- De Leo, Fabio C., et al. (2017). Bottom trawling and oxygen minimum zone influences on continental slope benthic community structure off Vancouver Island (NE Pacific). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 404–419.
- Depellegrin, Daniel (2016). Assessing cumulative visual impacts in coastal areas of the Mar Báltico. *Ocean and Coastal Management*, vol. 119, pp. 184–198.
- Depellegrin, Daniel, et al. (2017). Multi-objective spatial tools to inform maritime spatial planning in the Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 609, pp. 1627–1639.
- Dethier, Megan N., et al. (2016). Multiscale impacts of armoring on Salish Sea shorelines: evidence for cumulative and threshold effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 175, pp. 106–117.
- Dunstan, P.K., et al. (2019). Draft guidelines for analysis of cumulative impacts and risks to the Great Barrier Reef. Report to the National Environmental Science Programme. Marine Biodiversity Hub. CSIRO.
- Elliott, M., et al. (2017). “And DPSIR begat DAPSI (W) R (M)!”: a unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 27–40.
- Elliott, Michael, et al. (2020). Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints: walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 155, p. 111201.
- Ellison, William T., et al. (2016). Modeling the aggregated exposure and responses of bowhead whales *Balaena mysticetus* to multiple sources of anthropogenic underwater sound. *Endangered Species Research*, vol. 30, pp. 95–108.
- Emeis, Kay-Christian, et al. (2015). The Mar del Norte: a shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems*, vol. 141, pp. 18–33.

- Engelhard, Georg H., et al. (2014). Cambio climático and fishing: a century of shifting distribution in Mar del Norte cod. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 8, pp. 2473–2483.
- Evans, Karen, et al. (2017). Australia state of the environment 2016: marine environment, independent report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy. *Australian Government Department of the Environment and Energy, Canberra*.
- Faulkner, Rebecca C., et al. (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *Journal of Applied Ecology*.
- Fernandes, Maria da Luz, et al. (2017). How does the cumulative impacts approach support Maritime Spatial Planning? *Ecological Indicators*, vol. 73, pp. 189–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.014>.
- Fock, Heino (2011). Integrating multiple pressures at different spatial and temporal scales: a concept for relative ecological risk assessment in the European marine environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 17, No. 1, pp. 187–211.
- Fock, Heino, et al. (2014). An early footprint of fisheries: changes for a demersal fish assemblage in the German Bight from 1902–1932 to 1991–2009. *Journal of Sea Research*, vol. 85, pp. 325–335.
- Foden, Jo, et al. (2011). Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 428, pp. 33–47.
- Foley, Melissa M., et al. (2017). The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 62, pp. 122–134.
- Foster, Scott D., et al. (2014). The cumulative effect of trawl fishing on a multispecies fish assemblage in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, No. 1, pp. 129–139.
- Frelat, Romain, et al. (2017). Community ecology in 3D: tensor decomposition reveals spatio-temporal dynamics of large ecological communities. *PLOS One*, vol. 12, No. 11. p. e0188205.
- Gerakaris, V., et al. (2017). Effectiveness of *Posidonia oceanica* biotic indices for assessing the ecological status of coastal waters in Saronikos Gulf (Aegean Sea, Eastern Mediterráneo). *Mediterráneo Marine Science*, vol. 18, No. 1, pp. 161–178.
- Gissi, Elena, et al. (2017). Addressing uncertainty in modelling cumulative impacts within maritime spatial planning in the Adriatic and Ionian region. *PLOS One*, vol. 12, No. 7, p. e0180501.
- Grech, A., et al. (2011). A broad-scale assessment of the risk to coastal seagrasses from cumulative threats. *Marine Policy*, vol. 35, No. 5, pp. 560–567.
- Green, Stephanie J., et al. (2017). Oil sands and the marine environment: current knowledge and future challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 15, No. 2, pp. 74–83.
- Gregory, Robin, et al. (2012). *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. John Wiley and Sons.
- Halpern, Benjamin S., et al. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, vol. 319, No. 5865, pp. 948–952.
- Halpern, Benjamin S., et al. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, vol. 6, p. 7615.
- Halpern, Benjamin S., and Rod Fujita (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, vol. 4, No. 10, pp. 1–11.
- Hayes, K.R., et al. (2015). Identifying indicators and essential variables for marine ecosystems. *Ecological Indicators*, vol. 57, pp. 409–419.
- Hazeem, Layla J., et al. (2016). Cumulative effect of zinc oxide and titanium oxide nanoparticles on growth and chlorophyll a content of *Picochlorum* sp. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, No. 3, pp. 2821–2830.
- Hegmann, George, et al. (1999). *Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide*. Citeseer.

- Hiddink, Jan Geert, et al. (2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, No. 5, pp. 1075–1084.
- Holt, J.T., et al. (2012). Oceanic controls on the primary production of the northwest European continental shelf: model experiments under recent past conditions and a potential future scenario. *Biogeosciences*, vol. 9, pp. 97–117.
- Hoshino, Eriko, et al. (2016). A Bayesian belief network model for community-based coastal resource management in the Kei Islands, Indonesia. *Ecology and Society*, vol. 21, No. 2.
- Hughes, Terry P., et al. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, p. 373.
- Hunsicker, Mary E., et al. (2016). Characterizing driver–response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management. *Ecological Applications*, vol. 26, No. 3, pp. 651–663.
- Ihde, Thomas F., and Howard M. Townsend (2017). Accounting for multiple stressors influencing living marine resources in a complex estuarine ecosystem using an Atlantis model. *Ecological Modelling*, vol. 365, pp. 1–9.
- Johnson, Chris J. (2016). Defining and Identifying Cumulative Environmental, Health, and Community Impacts. In *The Integration Imperative*, pp. 21–45. Springer.
- Johnson, David, et al. (2018). Cambio climático is likely to severely limit the effectiveness of deep-sea ABMTs in the Atlántico septentrional. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 111–122.
- Jones, Alice R., et al. (2018). Capturing expert uncertainty in spatial cumulative impact assessments. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 1469.
- Kappel, Carrie V., et al. (2012). Mapping cumulative impacts of human activities on marine ecosystems. Boston, Massachusetts: SeaPlan.
- Katsanevakis, Stelios, et al. (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mar Mediterráneo case study. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 6, pp. 694–707. <https://doi.org/10.1111/ddi.12429>.
- Kenny, Andrew J., et al. (2009). An integrated approach for assessing the relative significance of human pressures and environmental forcing on the status of large marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, vol. 81, Nos. 1–4, pp. 132–148.
- _____ (2018). Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on Mar del Norte benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 3, pp. 1080–1092.
- Knights, Antony M., et al. (2015). An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 3, pp. 1105–1115.
- Korpinen, Samuli, et al. (2012). Human pressures and their potential impact on the Mar Báltico ecosystem. *Ecological Indicators*, vol. 15, No. 1, pp. 105–114.
- Korpinen, Samuli, and Jesper H. Andersen (2016). A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 153.
- Large, Scott I., et al. (2015). Quantifying patterns of change in marine ecosystem response to multiple pressures. *PLOS One*, vol. 10, No. 3, p. e0119922.
- Le, Jennifer T., et al. (2017). Incorporating ecosystem services into environmental management of deep-seabed mining. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 486–503.
- Levin, Phillip S., et al. (2009). Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLOS Biology*, vol. 7, No. 1, p. e1000014.
- Lucke, Klaus, et al. (2016). Auditory sensitivity in aquatic animals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 6, pp. 3097–3101.

- Lukic, I., et al. (2018). *Handbook for Developing Visions in MSP. Technical Study under the Assistance Mechanism for the Implementation of Maritime Spatial Planning*. www.msp-platform.eu/sites/default/files/vision_handbook.pdf.
- Lundquist, Carolyn J., et al. (2016). Science and societal partnerships to address cumulative impacts. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 2.
- Lynam, Christopher Philip, et al. (2017). Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 114, No. 8, pp. 1952–1957.
- Ma, Deqiang, et al. (2017). The cumulative effects assessment of a coastal ecological restoration project in China: an integrated perspective. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 254–260.
- Mach, Megan E., et al. (2017). Assessment and management of cumulative impacts in California’s network of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, vol. 137, pp. 1–11.
- Magris, Rafael, et al. (2018). Cumulative Human Impacts on Coral Reefs: Assessing Risk and Management Implications for Brazilian Coral Reefs. *Diversity*, vol. 10, No. 2, pp. 26.
- Marcotte, Danielle, et al. (2015). Mapping cumulative impacts on Hong Kong’s pink dolphin population. *Ocean and Coastal Management*, vol. 109, pp. 51–63.
- Marzloff, Martin Pierre, et al. (2016). Modelling marine community responses to climate-driven species redistribution to guide monitoring and adaptive ecosystem-based management. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 7, pp. 2462–2474.
- McCauley, Douglas J., et al. (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- McQuatters-Gollop, Abigail, et al. (2007). A long-term chlorophyll dataset reveals regime shift in Mar del Norte phytoplankton biomass unconnected to nutrient levels. *Limnology and Oceanography*, vol. 52, No. 2, pp. 635–648.
- Merchant, Nathan D., et al. (2017). Marine noise budgets in practice. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 3, p. e12420.
- Micheli, Fiorenza, et al. (2016). Combined impacts of natural and human disturbances on rocky shore communities. *Ocean and Coastal Management*, vol. 126, pp. 42–50.
- Murray, Cathryn Clarke, et al. (2015). Advancing marine cumulative effects mapping: an update in Canadá’s Pacific waters. *Marine Policy*, vol. 58, pp. 71–77.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 54: Overall assessment of human impact on the oceans. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nicol, Sam, et al. (2019). Quantifying the impact of uncertainty on threat management for biodiversity. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–14.
- Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (2016). *The Ocean Economy in 2030*. <https://doi.org/10.1787/9789264251724-en>.
- Pérez-Jorge, Sergi, et al. (2017). Estimating the cumulative effects of the nature-based tourism in a coastal dolphin population from southern Kenya. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 140, pp. 278–289.
- Piet, Gerjan, et al. (2017). Ecological risk assessments to guide decision-making: methodology matters. *Environmental Science and Policy*, vol. 68, pp. 1–9.

- _____ (2019). An integrated risk-based assessment of the Mar del Norte to guide ecosystem-based management. *Science of the Total Environment*, vol. 654, pp. 694–704.
- Plagányi, Éva E., and Elizabeth A. Fulton (2017). The Future of Modeling to Support Conservation Decisions in the Anthropocene Ocean. In *Conservation for the Anthropocene Ocean*, pp. 423–445. Elsevier.
- Qian, Jie, et al. (2017). Alteration in successional trajectories of bacterioplankton communities in response to co-exposure of cadmium and phenanthrene in coastal water microcosms. *Environmental Pollution*, vol. 221, pp. 480–490.
- Reid, Philip C., et al. (2001). Pulses in the eastern margin current and warmer water off the north west European shelf linked to Mar del Norte ecosystem changes. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 215, pp. 283–287.
- Richards, Zoe T., and Jon C. Day (2018). Biodiversity of the Great Barrier Reef: how adequately is it protected? *PeerJ*, vol. 6, p. e4747.
- Rijnsdorp, A.D., et al. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, supplement No. 1, pp. i127–i138.
- Riskas, Kimberly A., et al. (2016). Justifying the need for collaborative management of fisheries bycatch: a lesson from marine turtles in Australia. *Biological Conservation*, vol. 196, pp. 40–47.
- Roberson, Leslie A., et al. (2017). Pelagic bioregionalisation using open-access data for better planning of marine protected area networks. *Ocean and Coastal Management*, vol. 148, pp. 214–230.
- Robinson, Leonie A., et al. (2013). *ODEMM Pressure Assessment Userguide V.2. ODEMM Guidance Document Series No. 4*. Liverpool: University of Liverpool.
- Rochet, Marie-Joëlle, et al. (2010). Do changes in environmental and fishing pressures impact marine communities? An empirical assessment. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, No. 4, pp. 741–750.
- Saarman, Emily T., et al. (2018). An ecological framework for informing permitting decisions on scientific activities in protected areas. *PLOS One*, vol. 13, No. 6, p. e0199126.
- Samhuri, Jameal F., et al. (2012). Sea sick? Setting targets to assess ocean health and ecosystem services. *Ecosphere*, vol. 3, No. 5, pp. 1–18.
- _____ (2017). Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere*, vol. 8, No. 6, p. e01860.
- Samhuri, Jameal F., and Phillip S. Levin (2012). Linking land-and sea-based activities to risk in coastal ecosystems. *Biological Conservation*, vol. 145, No. 1, pp. 118–129.
- Sguotti, Camilla, et al. (2016). Distribution of skates and sharks in the Mar del Norte: 112 years of change. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 8, pp. 2729–2743.
- Singh, Gerald G., et al. (2017). Mechanisms and risk of cumulative impacts to coastal ecosystem services: an expert elicitation approach. *Journal of Environmental Management*, vol. 199, pp. 229–241.
- Smeets, Edith, and Rob Weterings (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Technical report No. 25. European Environment Agency.
- Smith G., and C. Spillman (2020). Ocean Temperature Outlooks: Coral Bleaching Risk – Great Barrier Reef and Australian waters. Bureau Research Report No. 43, Bureau of Meteorology.
- Sonntag, Nicholas C., et al. (1987). *Cumulative Effects Assessment: A Context for Further Research and Development*. (No. 333.70971 C971). Canadian Environmental Assessment Research Council.
- Spaling, Harry, and Barry Smit (1993). Cumulative environmental change: conceptual frameworks, evaluation approaches, and institutional perspectives. *Environmental Management*, vol. 17, No. 5, pp. 587–600.
- Stelzenmüller, Vanessa, et al. (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 398, pp. 19–32.

- _____ (2015). Quantitative environmental risk assessments in the context of marine spatial management: current approaches and some perspectives. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 3, pp. 1022–1042.
- _____ (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 1132–1140.
- _____ (2020). Operationalizing risk-based cumulative effect assessments in the marine environment. *Science of the Total Environment*, vol. 724, p. 138118.
- Stephenson, Robert L., et al. (2019). A practical framework for implementing and evaluating integrated management of marine activities. *Ocean and Coastal Management*, vol. 177, pp. 127–138.
- Steven, Andrew D.L., et al. (2019). SIMA Austral: an operational information system for managing the Chilean aquaculture industry with international application. *Journal of Operational Oceanography*, vol. 12, supplement No. 2, pp. S29–S46.
- Stock, Andy, and Fiorenza Micheli (2016). Effects of model assumptions and data quality on spatial cumulative human impact assessments. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 25, No. 11, pp. 1321–1332.
- Stortini, Christine H., et al. (2017). Marine species in ambient low-oxygen regions subject to double jeopardy impacts of climate change. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 6, pp. 2284–2296.
- Teichert, Nils, et al. (2016). Restoring fish ecological quality in estuaries: implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. *Science of the Total Environment*, vol. 542, pp. 383–393.
- Thrush, Simon, et al. (2016). Addressing surprise and uncertain futures in marine science, marine governance, and society. *Ecology and Society*, vol. 21, p. 22.
- Trop, Tamar (2017). An overview of the management policy for marine sand mining in Israeli Mediterranean shallow waters. *Ocean and Coastal Management*, vol. 146, pp. 77–88.
- Uthicke, Sven, et al. (2016). Multiple and cumulative impacts on the GBR: assessment of current status and development of improved approaches for management. *Final Report Project*, vol. 1.
- Weijerman, Mariska, et al. (2005). Regime shifts in marine ecosystems of the Mar del Norte and Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 298, pp. 21–39.
- Willstead, Edward, et al. (2017). Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: establishing common ground. *Science of the Total Environment*, vol. 577, pp. 19–32.
- Wu, Zaixing, et al. (2016). A methodology for assessing and mapping pressure of human activities on coastal region based on stepwise logic decision process and GIS technology. *Ocean and Coastal Management*, vol. 120, pp. 80–87.
- Zhang, Chang Ik, et al. (2011). An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 1318–1328.
- Zhao, ShuJiang, et al. (2016). A preliminary analysis of fishery resource exhaustion in the context of biodiversity decline. *Science China Earth Sciences*, vol. 59, No. 2, pp. 223–235.

Parte seis

Tendencias de los enfoques de gestión del medio marino

Capítulo 26

Evolución de la planificación espacial marina

Coordinador: Alan Simcock (responsable); **Contribuidores:** Jarbas Bonetti, Louis Celliers, Karen Evans (corresponsable), Leandra Gonçalves, Marcus Polette, Julian Reyna y Ca Thanh Vu (corresponsable).

Ideas clave

- La creciente escala de las actividades humanas y los impactos asociados en el medio marino hacen que cada vez se produzcan más conflictos entre los diferentes usos del océano. La planificación espacial marina (PEM) es una forma eficaz de resolver estos conflictos.
- En las dos últimas décadas, la PEM se ha instituido cada vez en mayor medida en muchas jurisdicciones, en diversas formas: algunas son simplemente planes de zonificación; otras incluyen sistemas de gestión más complejos.
- El estatus legal de la PEM varía según las jurisdicciones: en algunas es una orientación que debe tenerse en cuenta; en otras, tiene fuerza legal y obliga a tomar decisiones de gestión específicas.
- En general, la PEM ha sido más eficaz cuando se ha desarrollado con la participación de todas las autoridades y partes interesadas pertinentes.

1. Introducción

Como se señaló en el resumen de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017), “las actividades humanas producen ahora unos efectos tan grandes y numerosos sobre el mar que ya se está llegando, o en algunos casos se ha llegado, a los límites de su capacidad de sustentación”. Entre las causas de esos impactos se encuentran tanto la intensificación y ampliación a nuevas zonas de los usos tradicionales del mar como el desarrollo de nuevos usos. Cada vez más, el uso del espacio oceánico no puede darse por sentado y los usos tenderán a entrar en conflicto entre sí, especialmente en las zonas costeras. En el presente capítulo se analizará el papel de la planificación espacial marina (PEM) como enfoque destinado a planificar y gestionar esos posibles conflictos.

La demanda de bienes y servicios de las zonas marítimas que se encuentran dentro de la jurisdicción nacional a menudo supera la capacidad de esas zonas. En ausencia de regímenes reguladores especiales, los recursos marinos pueden ser objeto de una explotación excesiva y otros usos del mar (como la eliminación de residuos) pueden degradar el medio marino. Las externalidades de esa explotación y esos usos a menudo no se tienen en cuenta en los

sistemas de mercado pertinentes y puede ser necesario determinar compensaciones eficientes en la asignación de los usos del mar (Tuda et al., 2014). Por lo tanto, puede ser conveniente disponer de un proceso público para conciliar todos esos factores.

Al mismo tiempo, cada vez se ha ido tomando más conciencia de la importancia del océano para lograr un desarrollo sostenible. Muchos países han elaborado programas para garantizar la expansión sostenible del uso de sus recursos marinos (la economía azul) con el fin de lograr el desarrollo económico en el contexto de los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹ (Organización Internacional de las Entidades Fiscalizadoras Superiores, 2019).

1.1. Planificación espacial marina en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

La planificación espacial marina no se trató como tema independiente en la primera Evaluación, aunque se señaló su importancia en los capítulos sobre los servicios ecosistémicos, las interacciones físicas entre la tierra y el mar, la energía renovable marina y el desa-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

rollo de hidrocarburos en alta mar, y la pesca (Naciones Unidas, 2017). Se definió como un proceso público de análisis y asignación de la distribución espacial y temporal de las actividades humanas en las zonas marinas para lograr objetivos ecológicos, económicos y sociales que normalmente se habían especificado a través de un proceso político (Naciones

Unidas, 2017, cap. 15). Se señaló que la PEM estaba vinculada a otros instrumentos y enfoques que podían contribuir a la gestión de conflictos entre diversos interesados mediante la participación, como la gestión basada en los ecosistemas, las áreas marinas protegidas y el enfoque ecosistémico de la pesca (Naciones Unidas, 2017).

2. Planificación espacial marina

Todavía no existe un acuerdo amplio sobre la naturaleza de la PEM ni sobre cómo debe evaluarse (Plasman, 2008). Sin embargo, se ha aclarado la relación entre la PEM y términos como “gestión basada en los ecosistemas”, “gestión del uso del mar” y “zonificación de los océanos” (Ehler y Douvere, 2009).

El concepto de PEM abarca toda una serie de procesos. En su forma más básica, puede consistir simplemente en la elaboración de un plan para asignar zonas a las diferentes actividades. En el otro extremo en cuanto a complejidad, puede proporcionar un sistema complejo para la planificación de actividades en el océano que incluya elementos de planificación, gestión, concesión de licencias y ejecución (véanse las revisiones de Collie et al., 2013; Jones et al., 2016). Las decisiones sobre qué tipo de PEM es apropiado en qué zonas tienen en cuenta la gama e intensidad de las presiones que sufre el océano, los marcos administrativos nacionales y locales y el nivel de desarrollo económico (Douvere y Ehler, 2009).

Muchos países ya han implantado algunas formas de control del desarrollo del suelo, que limitan la capacidad de los propietarios de desarrollar y cambiar el uso de sus propiedades. El alcance exacto de estos controles varía (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), 2017). La mayoría de los países también disponen de sistemas establecidos para regular las actividades costeras y marítimas. La Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, en una revisión que llevó a cabo, señaló los siguientes aspectos que podría tener en cuenta

la PEM: defensas costeras y regeneración de tierras; vertidos; pesca; construcciones portuarias y dragado para la navegación; acuicultura marina; minerales del lecho marino distintos del petróleo y el gas; protección de la naturaleza; navegación; petróleo y gas mar adentro; tuberías y cables; recreo (incluidos el baño y las embarcaciones de recreo); patrimonio cultural subacuático; energía eólica y de las olas; y pecios y otros elementos históricos (Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, 2009).

Además, muchos países han instituido sistemas para promover el uso del mar y los recursos marinos con miras al desarrollo económico. Es el caso, ante todo, de la exploración en busca de hidrocarburos en alta mar y su explotación (véase el cap. 19) y de las instalaciones de energías renovables marinas (véase el cap. 21). Sin embargo, los aspectos socioeconómicos de la PEM pueden ir mucho más allá de la simple planificación de la ubicación de las instalaciones mar adentro y pueden abarcar también la consideración de formas de mejorar los sectores marítimos de la economía costera y los ingresos brutos de los hogares en las comunidades costeras (Jay, 2017).

De la amplia gama de sistemas de regulación y desarrollo económico se desprende claramente la necesidad de integrar dichos controles, de modo que no entren en conflicto y permitan emplear un enfoque coherente. Esa es precisamente la utilidad de la PEM (Ehler y Douvere, 2009).

Dada la amplia gama de elementos potenciales que debe abarcar la PEM y los distintos tipos de

PEM, los sistemas resultantes varían mucho, pero se han realizado intentos de sintetizar las buenas prácticas (p. ej., Foley et al., 2010). Uno de esos intentos es la elaboración por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) de

la guía Marine Spatial Planning: a Paso-by-Paso Approach toward Ecosystem-based Management (planificación espacial marina: un enfoque gradual para la gestión basada en los ecosistemas) (Ehler y Douvere, 2009).

3. Planificación espacial marina: un enfoque gradual para la gestión basada en los ecosistemas

Aunque las primeras reflexiones en torno a la planificación de los múltiples usos de las zonas costeras y oceánicas se produjeron durante la década de 1980 (véase la sección 5.4, relativa a China), el interés por la PEM comenzó a crecer rápidamente a principios de la década de 2000. La UNESCO se dio cuenta de que la PEM podía aportar una contribución útil tanto al Programa sobre el Hombre y la Biosfera como a los trabajos de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (Ehler y Douvere, 2007). En 2006 se organizó un taller sobre la PEM que dio lugar a la elaboración de una guía al respecto (Ehler y Douvere, 2009).

En la guía se recomendaban los diez pasos para el proceso de PEM que se describen a continuación. Los pasos no son un proceso lineal, sino que deben incorporarse desde el principio mecanismos de retroalimentación y oportunidades de revisión a medida que se pone en práctica el proceso (Ehler y Douvere, 2009).

Paso 1: determinar la necesidad y establecer la autoridad. Esto conlleva formular claramente por qué es necesaria la PEM y establecer la autoridad adecuada para planificarla y aplicarla. En la mayoría de las iniciativas de PEM del mundo suele crearse una nueva autoridad para la PEM, si bien la aplicación se lleva a cabo a través de las autoridades e instituciones existentes.

Paso 2: obtener apoyo financiero. Este paso requiere preparar un plan financiero para estimar los costes del desarrollo y la aplicación de la PEM y determinar las fuentes de financiación que permitan hacer frente a esos costes. Suele

ser necesario encontrar fuentes alternativas porque a menudo se encarga a los organismos que emprendan actividades de PEM sin otorgarles fondos adicionales. En muchos casos, será conveniente establecer algún tipo de tasa o cargo sobre las actividades autorizadas en el marco del plan.

Paso 3: organizar el proceso mediante una planificación previa. La PEM requiere una preparación considerable, como, por ejemplo, formar un equipo multidisciplinario para elaborar un plan de trabajo, definir los límites territoriales, el calendario, los principios, las metas y los objetivos, determinar los riesgos y elaborar planes de contingencia.

Paso 4: organizar la participación de las partes interesadas. La participación de las partes interesadas clave en el desarrollo de la PEM es esencial, en particular porque la PEM pretende alcanzar una serie de objetivos sociales, económicos y ecológicos y, por tanto, debe reflejar los conflictos, expectativas u oportunidades correspondientes que existan en la zona considerada. Este paso requiere definir quién debe participar en el proceso de PEM y cuándo y cómo debe hacerlo.

Paso 5: definir y analizar las condiciones existentes. Es esencial conocer una zona marítima para crear un plan espacial marino útil para ella. Por ello, la elaboración de inventarios de información relevante es importante para la formulación de un plan. Los inventarios deben incluir información sobre las condiciones ecológicas, ambientales y oceanográficas y las actividades humanas, que se cartografiarán en relación con la zona que se esté planificando.

A continuación, es necesario determinar los conflictos y las compatibilidades entre los usos humanos existentes, así como entre esos usos y la protección y preservación del medio marino.

Paso 6: definir y analizar las condiciones futuras. Esto conlleva evaluar el probable desarrollo futuro de la zona marítima si no se realizan cambios (hipótesis en la que todo sigue igual), estimar el efecto de las nuevas demandas de espacio oceánico y determinar escenarios alternativos para el futuro de la zona. El resultado de este paso es la selección de un escenario deseado, que se intentará lograr mediante la PEM.

Paso 7: preparar y aprobar el plan de gestión del espacio. Dentro de este paso, debe elaborarse un plan de gestión del espacio marino para determinar las medidas de gestión específicas que permitan alcanzar el escenario deseado, detallando los criterios de selección de las medidas y formulando un plan de zonificación, para luego evaluar y aprobar el plan de gestión del espacio a través de un proceso formal.

Paso 8: aplicar y ejecutar el plan de gestión del espacio. En esta etapa, termina la fase de planificación y comienza la fase de aplicación. Las instituciones pertinentes toman medidas para aplicar y asegurar el cumplimiento del plan de gestión del espacio marino, incluidas las medidas coercitivas. Esto requiere disponer continuamente de nueva información sobre lo que

está ocurriendo realmente en la zona marítima que se está planificando y la actuación de un amplio abanico de instituciones para recopilar, evaluar y responder a esa información.

Paso 9: vigilar y evaluar el desempeño. Como ocurre con todas las medidas políticas, es necesario revisar las conclusiones adoptadas y determinar qué progresos se están realizando. En el marco de la PEM, además de medir el desempeño de las medidas de gestión es importante evaluar el estado del sistema ambiental.

Paso 10: adaptar el proceso de gestión del espacio marino. Los resultados del seguimiento y la evaluación se utilizarán para adaptar la PEM y la gestión de manera que las medidas dictadas por el plan tengan los efectos previstos.

Es posible que la PEM deba incluir un plan de inversión y desarrollo, o estar acompañada por un plan de ese tipo, para establecer la infraestructura, el equipamiento y, sobre todo, las personas cualificadas necesarias para asegurar el desarrollo deseado de la economía azul (Schultz-Zehden et al., 2019). Un examen de la ciencia y la tecnología pertinentes puede resultar útil (Pinarbaşı et al., 2017). La participación de las partes interesadas también es importante. Se están publicando estudios sobre los aspectos prácticos de la participación de las partes interesadas (p. ej., Twomey y O'Mahony, 2019).

4. Instrumentos de la planificación espacial marina

La PEM puede abarcar desde un proceso para elaborar un plan destinado a una zona marina determinada hasta un conjunto de sistemas para gestionar el impacto humano en el océano a través de la planificación, la gestión, la concesión de licencias, la regulación, la vigilancia y la ejecución de las actividades humanas. Los enfoques de gestión se analizan en el capítulo 27.

Como se ha señalado anteriormente, la información sobre las condiciones ecológicas, am-

bientales y oceanográficas de la zona marítima para la que se está elaborando la PEM es esencial para fundamentar ese trabajo. La cartografía de los hábitats es, por tanto, un instrumento necesario: si no se conoce con cierto detalle el estado existente del medio marino natural, los posibles efectos tanto de las políticas como de los proyectos individuales serán poco más que conjeturas. En cuanto a la capa bentónica, las mejoras de las técnicas de sondeo por eco, en particular al permitir la exploración de franjas enteras del fondo marino en un solo barrido,

proporcionan una resolución mucho más detallada del fondo marino desde principios de la década de 2000. Las técnicas geofísicas (multihaz, de barrido lateral o sísmicas) hacen posible conocer a fondo la naturaleza del fondo marino (lodo, arena, grava o roca), la naturaleza de la roca y el espesor de la sedimentación. La recopilación de información sobre las plantas y la biota que sustenta la zona es un segundo nivel, que, junto con la información sobre el fondo marino, ofrece una imagen global de la zona en cuestión. Esas técnicas están proporcionando una gran cantidad de información nueva para apoyar la elaboración de la PEM y otras políticas marinas (Colenutt et al., 2013). Las herramientas de cartografía geoespacial en línea están facilitando el acceso a información de código abierto relevante para los enfoques de PEM (p. ej., Menegon et al., 2018).

La cartografía de los hábitats no ofrece una visión completa de los componentes de los ecosistemas que forman esos hábitats, ni tampoco del funcionamiento y la conectividad de los componentes de los ecosistemas. Por lo tanto, en los sistemas de PEM más desarrollados, un panorama del ecosistema suele ser una de las bases del sistema de planificación. Un ejemplo es el Panorama del Ecosistema de la Zona de Gestión Integrada de la Costa Norte del Pacífico (Lucas et al., 2007), que abarcaba la geología, la meteorología y el clima, la oceanografía física y química, el plancton, las plantas marinas, los invertebrados, los peces, los mamíferos marinos y las tortugas y aves marinas.

De forma similar, cuando el proceso de PEM abarca la pesca, puede ser conveniente incorporar el conocimiento temporal y espacial de las poblaciones de peces y su explotación. En Francia, se ha desarrollado un método para incorporar los conocimientos de los pescadores con el fin de asegurar que estos aspectos puedan formar parte del proceso de PEM (Trouillet et al., 2019).

Las evaluaciones ambientales estratégicas tienen por objeto asegurar que los aspectos pertinentes se tengan efectivamente en cuenta en la elaboración de políticas, planes y programas, ya que a menudo las decisiones que condicionan los proyectos concretos se toman en ese nivel más general. Originalmente se centraban en los aspectos ambientales, pero se han ampliado para abarcar cuestiones sociales y de sostenibilidad (Fundingsland Tetlow y Hanusch, 2012).

En China, la técnica surgió a partir del proceso administrativo de evaluación del impacto ambiental de proyectos específicos, establecido desde hace mucho tiempo y plasmado en la revisión llevada a cabo en 2002 de la Ley de Evaluación del Impacto Ambiental, que preveía la evaluación de los planes integrados de uso del suelo y desarrollo regional y el desarrollo de las zonas de drenaje y las zonas marinas (Zhu et al., 2005).

En Europa, la técnica se elaboró a partir del Convenio sobre la Evaluación del Impacto Ambiental en un Contexto Transfronterizo² y se describe en su Protocolo sobre Evaluación Estratégica del Medio Ambiente de 2003.³ El Protocolo prevé seis etapas: realizar una selección con el fin de determinar si se necesita una evaluación ambiental estratégica para aplicar un plan o programa; evaluar el alcance con miras a determinar qué información es relevante para el informe medioambiental; preparar un informe medioambiental para determinar, describir y evaluar los efectos probables de una actividad planificada; informar y consultar a la población, las autoridades competentes y los Estados que puedan verse afectados; incorporar la evaluación ambiental estratégica en el proceso de adopción de decisiones; y realizar el seguimiento de los efectos de los planes y programas tras su aplicación. El Banco Mundial reconoce que las evaluaciones ambientales estratégicas son un medio clave para integrar las consideraciones ambientales y sociales en las políticas, los planes y los programas (Banco Mundial, 2013) y varios Estados incorporan

² Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1989, No. 34028.

³ Ibid., vol. 2685, No. 34028.

las evaluaciones a la gestión del apoyo al desarrollo, en consonancia con la Declaración de París sobre la Eficacia de la Ayuda al Desarrollo de 2005 (OCDE, 2006).

Al nivel de un proyecto individual, las evaluaciones del impacto ambiental tienen por objeto garantizar que se tengan en cuenta las consecuencias ambientales antes de tomar la decisión de iniciar cambios físicos en el medio ambiente (p. ej., Morgan, 2012). En el Convenio sobre la Evaluación del Impacto Ambiental en un Contexto Transfronterizo también se puede encontrar una descripción detallada de la modalidad adoptada por los países europeos.

Para incluir los aspectos socioeconómicos, será necesario realizar estudios de los sectores industriales marítimos locales de la zona

del plan. Sin embargo, puede haber problemas a la hora de correlacionar los sectores pertinentes con la zona para la que se prepara el plan, ya que los buques pesqueros pueden tener su base en puertos lejanos y es posible que otras industrias del exterior de la zona tengan un impacto en la zona del plan. Para incorporar aspectos socioeconómicos más amplios, puede ser conveniente incluir un estudio social de las comunidades afectadas en la zona marítima que va a ser objeto del PEM. Además del empleo, es posible que el estudio deba incluir también (dependiendo de la zona) los aspectos culturales, los derechos y las tradiciones indígenas y otras modalidades tradicionales de relación de las comunidades con el mar (Sullivan et al., 2015).

5. Avances en la aplicación de la planificación espacial marina

5.1. Sinopsis

En todo el mundo, los Gobiernos han elaborado (o, más comúnmente, están elaborando) planificaciones espaciales marinas. Durante la Segunda Conferencia Internacional sobre Planificación Espacial Marina, organizada por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental y la Comisión Europea en París en marzo de 2017, se aprobó una hoja de ruta conjunta para acelerar los procesos de planificación espacial marítima y marina en todo el mundo. En ella se prevé la creación de un foro internacional de debate e intercambio de información sobre la PEM transfronteriza a nivel internacional. Ya se han celebrado cuatro talleres del foro internacional de PEM: en Bruselas, en mayo de 2018; en la Reunión, en marzo de 2019; en Vigo (España), en mayo de 2019; y en Riga, en noviembre de 2019. Las reuniones se basan en un amplio intercambio de buenas prácticas y en debates interactivos para trabajar en la creación de directrices internacionales sobre

la PEM transfronteriza (Comisión Oceanográfica Internacional (UNESCO-COI), 2019).

En el cuadro que se ofrece a continuación se muestra un resumen del inventario mundial de PEM proporcionado por la Comisión Oceanográfica Internacional (UNESCO-IOC), 2019).

En el mar Báltico, se están tomando medidas para desarrollar la PEM transfronteriza. En la Hoja de Ruta Regional de PEM del Báltico para 2013-2020 se describen los pasos previstos con miras a la elaboración y la aplicación de la planificación espacial marítima en toda la región para 2020. Con el fin de facilitar un proceso coherente de PEM, la Comisión de Helsinki ha elaborado unas directrices para la aplicación de un enfoque basado en los ecosistemas de la PEM en la zona del mar Báltico con respecto a las consultas transfronterizas, la participación y la cooperación públicas y la estructura de los datos de salida de la PEM transfronteriza (Comisión de Helsinki, 2016).

También se está desarrollando la PEM en la República de Corea⁴ y en el Ecuador y el Perú.⁵

Dada la diversidad de enfoques de la PEM que se han aplicado en las distintas regiones, a

continuación se ofrecen más detalles sobre algunos de ellos en una serie de estudios de casos seleccionados para ofrecer un panorama de los distintos continentes y las diferentes cuestiones.

Países con planificación espacial marina total o parcial aprobada o planificada, iniciada o en curso, por región

Región	Países con total o parcial planificación espacial marina aprobada (para algunos aspectos o algunas áreas)	Países con planificación espacial marina planificada, iniciada o en curso
África		Angola, Ghana, Kenya, Madagascar, Mauritania, Mauritius, Marruecos, Namibia, Seychelles, Sudáfrica
Asia	China, Filipinas, Viet Nam	Indonesia, Myanmar, Tailandia
Australia/Oceanía	Australia, Kiribati, Nueva Zelandia, Palau	Fiji, Solomon Islands, Tonga, Vanuatu
Europa	Bélgica,* Alemania,* Latvia,* Países Bajos,* Noruega, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte	Bulgaria,* Croacia,* Chipre,* Dinamarca,* Estonia,* Finlandia,* Francia,* Grecia,* Islandia, Irlanda,* Italia,* Lituania,* Malta,* Polonia,* Portugal,* Rumania,* Federación de Rusia, Eslovenia,* España,* Suecia*
Medio Oriente		Israel, Emiratos Árabes Unidos
Américas	Antigua y Barbuda, Belize, Canadá, México, Estados Unidos de América	Colombia, Dominica, Granada, Jamaica, San Kitts y Nevis, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Trinidad y Tabago

Fuente: UNESCO-IOC (2019).

Nota: Los 22 estados ribereños de la Unión Europea (marcados con un asterisco) están comprometidos con la cobertura total de la MSP en sus aguas para 2021.

5.2. Estudio de caso: Australia

La PEM comenzó con fuerza en Australia mediante la creación del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral en 1975. Se aprobaron leyes para definir la región de la Gran Barrera de Coral y establecer la Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, que gestiona y protege el parque. El parque cuenta con

acuerdos de gobernanza en virtud de los cuales la Autoridad sirve de enlace y coordina las políticas con otros departamentos del Gobierno de Australia y del gobierno de Queensland. Asimismo, el parque se gestiona sobre la base de principios ecológicamente sostenibles y un plan de zonificación que abarca zonas de uso múltiple y protege los valores de la biodiversidad mediante una red de zonas en que no está

⁴ La República de Corea elaboró la Ley de Planificación y Gestión Espaciales Marinas y un Plan Marco Espacial Marino Nacional conexas en 2019.

⁵ Véase www.fao.org/in-action/coastal-fisheries-initiative/activities/latin-america/en and www.pe.undp.org/content/peru/es/home/projects/iniciativa-de-pesquerias-costeras---america-latina.html.

permitida la extracción y que constituyen el 33 % de su superficie y al menos el 20 % de cada biorregión (Vince, 2014). El plan de zonificación de la Gran Barrera de Coral es la piedra angular de la gestión del parque (Kenchington y Day, 2011; Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, 2019), pero también existen muchos otros instrumentos y estrategias de gestión espacial y temporal integrada (Day et al., 2019; véase también el cap. 25). Los principales retos para la gestión del parque están relacionados con las presiones globales, como el calentamiento de los océanos como consecuencia del cambio climático y los impactos resultantes en los ecosistemas de los arrecifes (véase el cap. 7D y el estudio de caso de la sección 3.1 del cap. 25).

En el resto de Australia, los avances han sido menos sencillos. En 1998 se inició la elaboración de una estrategia integrada para los océanos, que posteriormente se denominó política nacional de los océanos. Inicialmente, el objetivo era la plena integración entre los distintos niveles de gobierno (en particular a nivel estatal y nacional) y entre los sectores pertinentes. Sin embargo, esto habría requerido modificar los arreglos legislativos a los que se había llegado en 1979 (Fiscalía General de Australia, 1980) y, por lo tanto, el modelo no se puso en práctica. En la política nacional de los océanos se ofrecía un examen exhaustivo de cada sector marino y del estado de las aguas. En 2004 se publicó un plan marino regional para el sudeste, que abarcaba las aguas desde el sur de Nueva Gales del Sur hasta el este de Australia del Sur, incluyendo Victoria y Tasmania. En el plan se preveía una colaboración durante la década siguiente que permitiría realizar una revisión en 2014 (Oficina Nacional de los Océanos, 2004). Sin embargo, apenas se desarrollaron las medidas específicas previstas en el plan y la revisión no se llevó a cabo. En 2005 se inició una nueva etapa a nivel nacional, centrada en los planes biorregionales marinos para las aguas nacionales. Los planes se basaron en los siguientes valores de conservación: características ecológicas clave, especies protegidas (y hábitats para dichas especies) y lugares protegidos. En ellos se describían el

medio marino y los valores de conservación de cada región marina, se establecían objetivos generales de biodiversidad, se señalaban las prioridades regionales y se describían estrategias y medidas para abordar esas prioridades reuniendo conocimientos e información científica, además de ofrecerse orientación para las decisiones sectoriales pertinentes (Vince et al., 2015). Para llevar adelante los compromisos, el esfuerzo principal se ha centrado en la creación de un sistema nacional representativo de áreas marinas protegidas. En 2015 se completó una revisión de los planes de gestión de la mayoría de las áreas marinas protegidas designadas (que abarcan 3,2 millones de km², aproximadamente el 36 % de las aguas que se encuentran dentro de la jurisdicción marina del Gobierno nacional) (Beeton et al., 2015). Sin embargo, el resultado ha suscitado críticas de fuentes académicas (Ocean Science Council of Australia, 2017).

5.3. Estudio de caso: Canadá (Pacific coast)

El Canadá elaboró por primera vez un enfoque global de la gestión de los océanos en la Ley de los Océanos (Leyes del Canadá, 1996, cap. 31). La estrategia canadiense de los océanos de 2002 proporcionó las orientaciones políticas necesarias para la aplicación de la Ley de los Océanos sobre la base de los principios de desarrollo sostenible, gestión integrada y enfoque de precaución. En 2005 se delimitaron cinco zonas prioritarias para la planificación marina en un Plan de Acción para los Océanos, incluida una zona que posteriormente se denominó Zona de Gestión Integrada de la Costa Norte del Pacífico. En 2005, algunas de las Primeras Naciones de la costa del Pacífico empezaron a considerar que la PEM era uno de los temas de interés común. Esto llevó a la creación de la Asociación del Plan Marino para la Costa del Pacífico, que reunió al gobierno provincial y (al final del proceso) a 16 Primeras Naciones. Se considera que los planes de asociación no tienen una función legal, más allá de establecer directrices en colaboración entre las 16 Primeras Naciones y la provincia

de Columbia Británica. Los planes tienen un régimen de zonificación que determina las zonas de importancia para la biodiversidad, el uso general y la industria marina. Se han sintetizado cuatro planes subregionales en un marco de actuación regional para toda la zona de planificación (Rodríguez, 2017). El Departamento de Pesca y Océanos de Canadá organizó una sinopsis ecológica exhaustiva de la zona, que proporcionó gran parte del material de apoyo básico para formular la planificación de la Zona de Gestión Integrada de la Costa Norte del Pacífico (Lucas et al., 2007). En 2010, se estableció un acuerdo trilateral no vinculante entre el Gobierno del Canadá, las Primeras Naciones y la provincia de Columbia Británica. El plan de la Zona fue aprobado por el Gobierno del Canadá, las Primeras Naciones y la provincia de Columbia Británica a principios de 2017. En él se proporciona un marco para la gestión adaptable en colaboración y basada en los ecosistemas de las actividades y recursos marinos. Una prioridad clave del plan que se está poniendo en práctica actualmente es la elaboración de una red de áreas marinas protegidas, que guiará el establecimiento de dichas áreas y otras medidas de conservación basadas en zonas en el futuro.

5.4. Estudio de caso: China

En China, la zonificación funcional marina se considera una forma de PEM y fue introducida por el Gobierno de China en 1988 (Feng et al., 2016; Kang et al., 2017). Se puede considerar que su desarrollo pasa por tres fases y se ha institucionalizado a través de la Ley de Administración del Uso de las Zonas Marítimas, promulgada en 2001. En la Ley se establecían los principios que regían la autorización del uso del mar, las tasas de los usuarios y los sistemas de zonificación funcional marina. Según la Ley, la zonificación funcional marina se basaba en la división de las zonas marítimas (incluidas las islas) en diferentes zonas espaciales para las actividades humanas, a la luz de sus características geográficas y ecológicas, recursos naturales, uso existente y necesidades de desarrollo socioeconómico (Fang et al., 2018).

La primera fase del desarrollo de las zonificaciones funcionales marinas duró de 1989 a 1993 y consistió en un proyecto piloto de zonificación funcional marina ejecutado en el mar de Bohai en 1990. A continuación, las provincias costeras formularon y pusieron en práctica la zonificación funcional marina provincial de 1991 a 1997. La Administración Oceánica Estatal elaboró los primeros mapas nacionales de zonificación funcional marina en las zonas cercanas a la costa de las aguas territoriales en 1993.

La segunda fase de la zonificación funcional marina se prolongó de 1997 a 2002 y se inició con la publicación de una directiva técnica para orientarla. El gobierno local de la ciudad de Xiamen aprobó en 1997 un primer plan de zonificación funcional marina. Sobre la base de la experiencia de la primera fase, la Administración Oceánica Estatal organizó en 1998 la segunda fase de la zonificación funcional marina, que duró hasta 2010. Durante esa fase, la Administración dio instrucciones en 1998 a las 11 provincias costeras de China para que formularan un plan provincial de zonificación funcional marina. En 2001 se completaron los planes y, en 2002, se aprobaron los de siete provincias costeras. Los planes de zonificación funcional marina de las 11 provincias costeras de China quedaron finalmente aprobados en 2008 (Fang et al., 2018).

La tercera fase de la zonificación funcional marina comenzó en 2011 y durará hasta 2020. Está dividida en tres niveles: regional, provincial y local (Huang et al., 2019).

La zonificación funcional marina ha ayudado a China a planificar mejor el desarrollo de sus mares y costas (Fang et al., 2018; Huang et al., 2019). Sin embargo, su aplicación ha planteado una serie de retos. Se han señalado los siguientes desafíos: incrementar la coordinación entre la planificación marítima y la terrestre, mejorar la resolución de los conflictos entre las partes interesadas, mejorar el seguimiento y la evaluación y hacer más efectiva la participación de las partes interesadas (Feng et al., 2016; Liu y Xing, 2019). En la práctica, la zonificación funcional marina es una herramienta de zonificación para

múltiples usuarios del espacio marino (Feng et al., 2016; Kang et al., 2017). Al evaluar la zonificación funcional marina, Huang et al. (2019) descubrieron que el proceso de formulación y aplicación consistía esencialmente en gestión de arriba hacia abajo, lo que causó dos problemas: un bajo nivel de aplicabilidad debido a las deficiencias en la clasificación de las zonas espaciales marinas; y una falta de coherencia como consecuencia de la necesidad de trabajar, a niveles inferiores (municipales), dentro de diferentes zonas de uso del mar especificadas en mapas de menor escala establecidos por las autoridades provinciales. Actualmente, la zonificación funcional marina carece de planes de aplicación y no garantiza la gestión de los impactos acumulativos de los distintos sectores. Su aplicación no parece haber frenado la degradación de los recursos naturales y sistemas ecológicos costeros y marinos, por lo que el medio ambiente sigue contaminado (Kang et al., 2017).

5.5. Estudio de caso: Unión Europea

Tras la publicación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina de 2008, la Unión Europea decidió en 2014 adoptar una directiva que exigiera a sus Estados miembros costeros elaborar y aplicar la planificación espacial marítima para sus aguas (Unión Europea, 2014). Para ello, la legislación nacional debía aprobarse antes de 2016 y la planificación espacial marítima para todas las aguas cubiertas por dicha legislación debía estar en marcha antes de 2021. La planificación no debe abarcar las aguas costeras cubiertas por los sistemas de planificación urbana y rural y tampoco debe tratar las interacciones entre la tierra y el mar, aunque los resultados de las decisiones nacionales al respecto deben reflejarse en la planificación. La planificación debe tener en cuenta todas las actividades y usos humanos pertinentes, como las zonas de acuicultura; las zonas de pesca; las instalaciones e infraestructuras para la exploración, explotación y extracción de petróleo, gas y otros recursos energéticos, minerales y agregados y para la producción de energía a partir de fuentes renovables; las

rutas de transporte marítimo y los flujos de tráfico; las zonas de adiestramiento militar; las zonas protegidas y los lugares de conservación de la naturaleza y las especies; las zonas de extracción de materias primas; las zonas de investigación científica; las rutas de cables submarinos y oleoductos; y las zonas de turismo y patrimonio cultural subacuático. Los Estados miembros deben organizar la participación pública en el proceso de planificación, compartir información y, en general, cooperar entre sí y con los terceros países pertinentes, especialmente a través de las organizaciones marítimas regionales existentes (Unión Europea, 2014).

Las zonas que deben abarcar los planes individuales se dejan a juicio de los Estados miembros. Por ejemplo, en Francia, se aprobó por decreto del Primer Ministro en febrero de 2017 una estrategia nacional de alto nivel para el mar y la costa, que se aplicaría a nivel de cuencas marítimas, mediante la elaboración de documentos estratégicos para la parte oriental del canal de la Mancha y el mar del Norte; el Atlántico Norte; el Atlántico Sur; y el Mediterráneo. Cada uno de los documentos estratégicos deberá constar de cuatro partes: un examen de la situación, los retos y una visión de la cuenca marítima en 2030; la definición de los objetivos estratégicos desde una perspectiva económica, social y ambiental, junto con los indicadores del desempeño correspondientes; un procedimiento de evaluación para valorar la aplicación del documento estratégico; y un plan de acción. Ya se han completado las dos primeras partes para cada cuenca y está previsto que las demás se completen en los próximos años. En conjunto, los documentos establecen el marco para todas las decisiones pertinentes de las autoridades nacionales, regionales y locales (Francia, Ministerio para la Transición Ecológica, 2017).

5.6. Estudio de caso: Sudáfrica

El marco de la PEM se desarrolló en Sudáfrica a través de una iniciativa del Gobierno, la Operación Phakisa (“phakisa” significa “date prisa” en sesoto), destinada a desbloquear la

economía oceánica del país como mecanismo para cumplir el Plan Nacional de Desarrollo para 2030. En la Operación Phakisa, la PEM se definió como una esfera de interés, lo que, a su vez, aceleró el desarrollo de la Ley de Planificación Espacial Marina de 2019 (República de Sudáfrica, 2019). La Ley prevé la elaboración de planes espaciales marinos y el establecimiento de acuerdos institucionales para su aplicación, así como la gobernanza del uso del océano por parte de múltiples sectores. El ritmo acelerado de formulación y promulgación de la legislación sobre la PEM en Sudáfrica (menos de tres años desde el primer proyecto hasta su promulgación) obedece al deseo de lograr rápidamente una PEM a mayor escala, a nivel de la zona económica exclusiva.

Durante la planificación detallada e implantación de la Operación Phakisa y mientras se redactaba el proyecto de la Ley de Planificación Espacial Marina, el Gobierno nacional también publicó el Marco Nacional de Planificación Espacial Marina (República de Sudáfrica, 2017). La política proporcionó una orientación de alto nivel para emprender la PEM en el contexto del marco jurídico del país, incluidos los regímenes de planificación existentes, con el fin de asegurar la coherencia de la planificación del espacio oceánico. El marco también destacó la necesidad de coordinación con la planificación terrestre y costera. Para simplificar la planificación espacial, la zona económica exclusiva de Sudáfrica se dividió en las zonas marinas occidental, oriental y meridional, y las islas del Príncipe Eduardo, para las que se llevaría a cabo la planificación espacial marina reglamentaria. El Gobierno tiene intención de publicar los primeros planes de zonas marinas antes de 2021. Ha reconocido la importancia de los datos y la información para la planificación espacial y ha puesto en marcha proyectos simultáneos para solucionar las deficiencias en materia de datos y proporcionar una infraestructura de datos espaciales con miras a apoyar la PEM y la planificación de la economía oceánica (República de Sudáfrica, 2017).

El establecimiento de la PEM en Sudáfrica aprovecha un legado de políticas ambientales que apoyaban intrínsecamente la gestión por

zonas, concretamente la planificación espacial de los recursos ambientales. Sudáfrica eligió una democracia consociacional como base de su sistema político después del apartheid (es decir, después de 1994) (Karume, 2003). En consecuencia, la mayor parte de la legislación ambiental posterior a 1994 emplea enfoques cooperativos y participativos, incluida la necesidad de una planificación o zonificación espacial negociada. Esto se pone de manifiesto en la legislación sobre zonas terrestres protegidas y en la planificación espacial de las zonas terrestres (República de Sudáfrica, 2004; 2013b). En 2008, la Ley de Gestión Ambiental Nacional: Gestión Costera Integrada (República de Sudáfrica, 2009) estableció mecanismos intersectoriales para gobernar el espacio costero, introduciendo así límites administrativos (y explícitamente espaciales) como la propiedad pública costera y las líneas de repliegue del desarrollo. De este modo, la planificación espacial (o zonificación) se convirtió en un componente clave dentro del marco nacional de gestión costera integrada, que se extiende hasta el límite exterior de la zona económica exclusiva (p. ej., República de Sudáfrica, Departamento de Asuntos Ambientales, 2014; República de Sudáfrica, 2013a). Aunque este desarrollo se considera progresista y audaz (Taljaard et al., 2019; Colenbrander y Sowman, 2015), siguen existiendo muchos obstáculos para su aplicación, como la falta de apoyo político, la escasez de recursos y de claridad respecto a la jurisdicción sobre las tierras privadas y comunales y la limitada participación de la sociedad civil en la toma de decisiones (Sowman y Malan, 2018).

La legislación sobre la PEM en Sudáfrica es nueva, de modo que su aplicación no ha sido sometida a prueba y hasta el momento no ha sido objeto de impugnación por la jurisprudencia. Dada la intención de asignar el uso del espacio, no hay duda de que se producirán disputas ante los tribunales de justicia, ya que se trata de recursos marinos de gran valor por los que suelen competir múltiples usuarios para usos diversos y a menudo conflictivos. La Operación Phakisa, con su énfasis en la PEM, también está fomentando las iniciativas

comunitarias de abajo arriba, como el proyecto Bahía de Algoa (Dorrington et al., 2018). El papel de estas iniciativas en el marco nacional de PEM aún no está claro.

5.7. Estudio de caso: Viet Nam

La investigación sobre la gestión costera integrada y la PEM comenzó en Viet Nam en 1996. Entre 2010 y 2013, mediante la ejecución de un proyecto regional de planificación espacial costera, Viet Nam mejoró la capacidad de PEM y emprendió la PEM en las zonas costeras de las provincias de Quang Ninh y Hai Phong. Con la ayuda de varios donantes, entre ellos las Alianzas para la Ordenación Ambiental de los Mares de Asia Oriental y la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, Viet Nam aplicó un enfoque de PEM a la zonificación funcional de las zonas protegidas de Hon Mun, la bahía de Bai Tu Long y Cu Lao Cham-marine y a la zonificación del uso de la costa

para la gestión costera integrada en la costa de Da Nang (Nguyen y Hien, 2014). Al mismo tiempo, a través de un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial y ejecutado por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Viet Nam, siete provincias costeras (Nghe An, Thanh Hoa, Binh Dinh, Phu Yen, Khanh Hoa, Soc Trang y Ca Mau) iniciaron la PEM entre 2012 y 2018. La creación de instituciones formales en Viet Nam específicamente para la PEM comenzó en 2012 con la Ley del Mar. En 2015, la Ley de Medio Ambiente y Recursos Naturales Marítimos e Insulares dispuso la planificación integrada del uso y la explotación sostenibles de los recursos costeros. Más tarde, la Ley de Planificación, promulgada en enero de 2017, estableció que la PEM sería la base de toda la planificación pertinente y que el resto de la planificación sectorial en las costas y los mares debería seguirla. Está en marcha la elaboración de una PEM que cubra todos los mares y costas de Viet Nam.

Bibliografía

- Autoridad del Parque Marino de la Gran Barrera de Coral (2019). *Greatr Barrier Reef Perspectivas Report 2019*. Accessed 22 September 2020. <http://elibrary.gbrmpa.gov.au/jspui/bitstream/11017/3474/10/Perspectivas-Report-2019-FINAL.pdf>.
- Banco Mundial (2013). *Brief: Strategic Environmental Assessment*. www.worldbank.org/en/topic/environment/brief/strategic-environmental-assessment.
- Beeton, R.J.S., et al. (2015). *Commonwealth Marine Reserves Review: Report of the Expert Scientific Panel*. Department of the Environment, Canberra.
- Colenbrander, Darryl R., and Merle R. Sowman (2015). Merging socioeconomic imperatives with geospatial data: a non-negotiable for coastal risk management in Sudáfrica. *Coastal Management*, vol. 43, No. 3, pp. 270–300.
- Colenutt, Andrew, et al. (2013). Nearshore substrate and marine habitat mapping to inform marine policy and coastal management. *Journal of Coastal Research*, pp. 1509–1514.
- Collie, Jeremy, et al. (2013). *Marine spatial planning in practice*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 117, pp. 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.11.010>.
- Comisión de Helsinki (2016). *MSP Guidelines*. <https://helcom.fi/action-areas/maritime-spatial-planning/msp-guidelines>.
- Comisión Oceanográfica Intergubernamental (UNESCO-IOC) (2019). *MSP Around the Globe*. Accessed 20 October 2019. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/overview>.
- _____. (2020). *Marine Spatial Planning Programme – China*. Accessed 20 April 2020. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/asia/china>.

- Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (2009). Overview of national spatial planning and control systems relevant to the OSPAR Maritime Area. Accessed 20 April 2020.
- Day, Jon C., et al. (2019). Marine zoning revisited: how decades of zoning the great barrier reef has evolved as an effective spatial planning approach for marine ecosystem-based management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 29, pp. 9–32.
- Dorrington, Rosemary A., et al. (2018). Working together for our oceans: a marine spatial plan for Algoa Bay, Sudáfrica. *South African Journal of Science*, vol. 114, Nos. 3–4, pp. 1–6.
- Douvere, Fanny, and Charles N. Ehler (2009). New perspectives on sea use management: initial findings from European experience with marine spatial planning. *Journal of Environmental Management*, vol. 90, No. 1, pp. 77–88.
- Ehler, Charles, and Fanny Douvere (2007). *Visions for a Sea Change. Report of the First International Workshop on Marine Spatial Planning. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme*. IOC Manual and Guides, No. 46: ICAM Dossier, No. 3. Paris: UNESCO.
- _____(2009). *Marine Spatial Planning: A Paso-by-Paso Approach toward Ecosystem-Based Management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme*. IOC Manual and Guides, No. 53, ICAM Dossier, No. 6. Paris: UNESCO.
- Fang, Qinhua, et al. (2018). Marine functional zoning: A practical approach for integrated coastal management (ICM) in Xiamen. *Ocean and Coastal Management*, p. 104433.
- Feng, Ruoyan, et al. (2016). Development of China's marine functional zoning: a preliminary analysis. *Ocean and Coastal Management*, vol. 131, pp. 39–44.
- Fiscalía General de Australia, Acuerdo Constitucional sobre el Mar (1980). *Offshore Constitutional Settlement: A Milestone in Co-Operative Federalism*. Canberra: Australian Government Publishing Service. www.ag.gov.au/Internationalrelations/InternationalLaw/Documents/offshore-constitutional-settlement-a-milestone-in-cooperative-federalism-pages-1-10%20ocr.pdf.
- Foley, Melissa, et al. (2010). Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy*, vol. 34, pp. 955–966. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.02.001>.
- Francia, Ministerio para la Transición Ecológica (2017). *National Strategy for the Sea and Coast*. Paris.
- Fundingsland Tetlow, Monica, y Marie Hanusch (2012). Strategic environmental assessment: the state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 30, pp. 15–24. <http://doi.org/10.1080/14615517.2012.666400>.
- Huang, Faming, et al. (2019). Coordination of Marine Functional Zoning Revision at the Provincial and Municipal Levels: A Case Study of Putian, China. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 7, No. 12, p. 442.
- Iniciativa de la Zona de Gestión Integrada de la Costa Norte del Pacífico (2017). *Pacific North Coast Integrated Management Area Plan*. Accessed 16 March 2020. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40743032.pdf>.
- Jay, S. (2017). *Marine Spatial Planning, Assessing net benefits and improving effectiveness*, Issue Paper for OECD 2017 Green Growth and Sustainable Development Forum “Greening the Ocean Economy”. Accessed 20 March 2019. www.oecd.org/greengrowth/ggsd2017.
- Jones, Peter, et al. (2016). Marine spatial planning in reality: Introducción to case studies and discussion of findings. *Marine Policy*, vol. 71, pp. 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.026>.
- Kang, Min-jie, et al. (2017). Discussion on Marine Spatial Planning in China: Role and Prospect. *DEStech Transactions on Environment, Energy and Earth Sciences*. <https://doi.org/10.12783/dteees/ese2017/14323>.
- Karume, Shumbana (2003). Conceptual understanding of political coalitions in Sudáfrica: an integration of concepts and practices. Paper presented at an Electoral Institute of Southern Africa round Cuadro

- on Strengthening Democracy through Party Coalition Building. Vineyard Hotel, Claremont, Cape Town. 19 June 2003.
- Kenchington, R.A., and J.C. Day (2011). Zoning, a fundamental cornerstone of effective marine spatial planning: lessons learnt from the Great Barrier Reef, Australia. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 15, No. 2, pp. 271–278.
- Liu, D.H., and X. Xing (2019). Analysis of China's coastal zone management reform based on land-sea integration. *Marine Economics and Management*, vol. 2, No. 1, pp. 39–49.
- Lucas, B.G., et al. (2007). *Ecosystem Overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA)*. Canadian Technical Report of Pesca and Aquatic Sciences, No. 2667. Ottawa: Pesca and Oceans Canadá.
- Menegon S., et al. (2018). *Tools4MSP: an open Fuente software package to support Maritime Spatial Planning*. *PeerJ Computer Science*, vol. 4, p. e165. <https://doi.org/10.7717/peerj-cs.165>.
- Morgan, Richard (2012). Environmental impact assessment: the state of the art, *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 30, pp. 5–14. <http://doi.org/10.1080/14615517.2012.661557>.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nguyen, Chu Hoi, and Bui Thi Thu Hien (2014). Integrated Spatial Planning and Management for Marine and Coastal Sustainability in Viet Nam. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Suiza.
- Oficina Nacional de los Océanos (2004). *South-East Regional Marine Plan, Implementing Australia's Oceans Policy in the South-East Marine Región*. Hobart, Australia.
- Ocean Science Council of Australia (2017). *Submission to the Director of National Parks on Australian Marine Networks draft management plans*. Accessed 22 September 2020. http://oceansciencecouncil.org/wp-content/uploads/2017/07/OSCA-submission-draft-management-plans-2017_09_20-1.pdf.
- Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) (2006). *Applying Strategic Environmental Assessment: Good Practice Guidance for Development Co-Operation*. Paris: OECD Publications.
- _____ (2017). *The Governance of Land Use: Policy Highlights*. Paris: OECD Publications.
- Organización Internacional de las Entidades Fiscalizadoras Superiores (2019). *Are Nations Prepared for Implementation of the 2030 Agenda?*. www.idi.no/en/idi-library/global-public-goods/auditing-sustainable-development-goals.
- Plasman, Cathy (2008). Implementing marine spatial planning: a policy perspective, *Marine Policy*, vol. 32, pp. 811–815. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.016>.
- Pinarbaşı, Kemal, et al. (2017). Decision support tools in marine spatial planning: present applications, gaps and future perspectives, *Marine Policy*, vol. 83, pp. 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.031>.
- Rodriguez, Nicolas J.I. (2017). A comparative analysis of holistic marine management regimes and ecosystem approach in marine spatial planning in developed countries. *Ocean and Coastal Management*, vol. 137, pp. 185–197.
- Schultz-Zehden, Angela, et al. (2019). Maritime Spatial Planning and the EU's Blue Growth Policy: Past, Present and Future Perspectives. In *Maritime Spatial Planning: Past, Present, Future*, Jacek Zaucha and Kira Gee, eds., pp. 121–149. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_6.
- Sowman, M., and N. Malan (2018). Review of progress with integrated coastal management in Sudáfrica since the advent of democracy. *African Journal of Marine Science*, vol. 40, No. 2, pp. 121–136.
- Sudáfrica (RSA) (2004). *National Environmental Management: Protected Areas Act 57 of 2003*. Pretoria: Government Printer.
- _____ (2009). *National Environmental Management: Integrated Coastal Management Act 24 of 2008*. Pretoria: Government Printer.

- _____ (2013a). *National Estuarine Management Protocol (10 May 2013)*. Pretoria: Government Printer.
- _____ (2013b). *Spatial Planning and Land Use Management Act 16 of 2013*. Pretoria: Government Printer.
- _____ (2017). *Marine Spatial Planning Framework (26 May 2017)*. Pretoria: Government Printer.
- _____ (2019). *Marine Spatial Planning Act 16 of 2018*. Pretoria: Government Printer.
- Sudáfrica, Departamento de Asuntos Ambientales (2014). *The National Coastal Management Programme of Sudáfrica*. DEA, Cape Town, Sudáfrica.
- Sullivan, Colleen, et al. (2015). Combining geographic information systems and ethnography to better understand and plan ocean space use. *Applied Geography*, vol. 59, pp. 70–77. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.027>.
- Taljaard, S., et al. (2019). The legal landscape governing Sudáfrica's coastal marine environment: helping with the 'horrendogram'. *Ocean and Coastal Management*, vol. 178, p. 104801.
- Trouillet, Brice, et al. (2019). More than maps: providing an alternative for fisheries and fishers in marine spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, vol. 173, pp. 90–103.
- Tuda, Arthur, et al. (2014). Resolving coastal conflicts using marine spatial planning, *Journal of Environmental Management*, vol. 133, pp. 59–68.
- Twomey, S., and C. O'Mahony (2019). Stakeholder Processes in Marine Spatial Planning: Ambitions and Realities from the European Atlantic Experience. In *Maritime Spatial Planning*, Zaucha J. and Gee K., eds. Palgrave Macmillan, Cham, Suiza. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_13.
- Unión Europea (2014). *Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning*, Official Journal L 257, 28 August 2014, pp. 135–145.
- Vince, Joanna (2014). Oceans governance and marine spatial planning in Australia. *Australian Journal of Maritime and Ocean Affairs*, vol. 6, No. 1, pp. 5–17.
- Vince, Joanna, et al. (2015). Australia's oceans policy: past, present and future. *Marine Policy*, vol. 57, pp. 1–8.
- Zhu, Tan, et al. (2005). Requirements for strategic environmental assessment in China. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, vol. 7, No. 1, pp. 81–97.

Capítulo 27

Novedades en los enfoques de gestión

Coordinador: Piers Dunstan; **Contribuidores:** Hilconida Calumpong (corresponsable), Louis Celliers, Valerie Cummins, Michael Elliott, Karen Evans (corresponsable), Antony Firth, Frederic Guichard, Quentin Hanich, Ana Cristina de Jesus, Manuel Hildago, Essam Mohammed (corresponsable), Hector Manuel Lozano-Montes, Chanda L. Meek, Marcus Polette, Jemma Purandare, Anita Smith, Anastasia Strati (responsable) y Ca Than Vu (corresponsable).

Ideas clave

- El enfoque ecosistémico es uno de los más importantes en la gestión de los océanos, que consiste en la gestión ambiental, social y económica de las interacciones humanas con los océanos y las costas en múltiples planos (transfronterizo, regional, nacional y local).
- Aunque en general se reconoce que el enfoque ecosistémico es un marco eficaz de gestión de los océanos, se precisan más iniciativas de investigación y creación de capacidad para aprovechar todos los beneficios que puede aportar a todos los océanos.
- La gestión se organiza en dos niveles diferentes de gobernanza, a saber, los procesos decisorios, que constituyen el marco para adoptar decisiones y aplicar políticas centradas en la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos, y los mecanismos de gestión (basados o no en zonas geográficas), que pueden utilizarse para reglamentar y modificar las actividades humanas en un sistema concreto.
- Implementar la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible¹ requiere fundamentar la gestión en el enfoque ecosistémico a fin de alcanzar el conjunto integrado de prioridades y objetivos mundiales establecidos en los Objetivos de Desarrollo Sostenible. De ese modo se podrá integrar las interacciones, los beneficios y los equilibrios entre los Objetivos y apoyar la consecución de cada una de las metas relacionadas con los océanos.
- Existe una tendencia creciente a incorporar los valores culturales del océano en su gestión.

1. Introducción

1.1. Necesidad de gestionar el medio marino

En el último decenio se ha producido un gran cambio en la elaboración de enfoques orientados a la gestión y la sostenibilidad de los recursos oceánicos. El presente capítulo tiene por objeto ofrecer un panorama de la naturaleza de ese cambio, así como ejemplos de buenas prácticas seleccionadas de todo el mundo que incluyen procesos decisorios y mecanismos. Para comprender esos cambios es importante reconocer que los enfoques de gestión de los océanos hunden sus raíces en las comunidades locales e indígenas, así como en la ciencia, pues han evolucionado de forma gradual desde los primeros intentos de solucionar problemas ambientales específicos, como la contaminación procedente de fuentes terrestres en la década de 1960, hasta enfoques más integrados, como la gestión integrada de las zonas costeras a partir de la década de 1970. Los enfoques

modernos de gestión de los océanos abarcan muchos mecanismos diferentes, adaptados a los problemas concretos de cada región a diversas escalas. Las necesidades y la naturaleza de la gestión de los océanos responden a los contextos sociales, culturales, económicos y de gobernanza, incluidas las normas y los sistemas de valores que repercuten en los criterios con los que adoptan decisiones entre las instituciones, la industria y la sociedad civil en distintos planos. En general, la gestión de los océanos se está expandiendo más allá de las costas y los mares regionales para incluir herramientas de regulación de las crecientes actividades humanas en aguas más profundas de las zonas económicas exclusivas y las plataformas continentales, como la planificación espacial marina (véase el cap. 26). Las zonas no sujetas a jurisdicción nacional centran actualmente las negociaciones auspiciadas por las Naciones Unidas en el contexto de la conferencia intergubernamental sobre un instru-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

mento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar² relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (véase el cap. 28). Por lo tanto, al aplicar las muy diversas alternativas de gestión conviene comprender tanto los enfoques como los resultados que han dado hasta la fecha.

El capítulo comienza con una introducción a uno de los paradigmas emergentes más importantes para la gestión de los océanos, el enfoque ecosistémico, que ya goza de aceptación universal en los planos mundial, regional y nacional (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004) como estrategia de gestión integrada. El enfoque ecosistémico abraza la necesidad de que intervengan todos los sectores pertinentes de la sociedad y ha motivado el aumento del apoyo a los enfoques ascendentes y comunitarios de gestión de los océanos que tienen en cuenta los derechos tradicionales y la justicia social y en los que se aplican procesos participativos. Al hacer balance de los enfoques mundiales de gestión, organizados en función de ejemplos basados y no basados en zonas geográficas, se comprueba la yuxtaposición de esas tendencias. Los enfoques ascendentes se complementan con enfoques descendentes, elaborados mediante iniciativas de gobernanza internacionales, regionales y nacionales, y ello arroja un abanico diverso de intervenciones de gestión de los océanos diseñadas para dar respuesta a una amplia gama de problemas, desde la conservación de los humedales a escala mundial hasta las redes de áreas marinas protegidas.

2. Enfoques de gestión

2.1. Introducción al enfoque ecosistémico

El enfoque ecosistémico consiste en un planteamiento integrado con tres pilares princi-

También se analiza la gestión adaptable, que integra estrategias flexibles que mitigan las alteraciones de los ecosistemas marinos asociadas al cambio climático y se adaptan a ellas, en el contexto de los problemas regionales específicos, la creación de capacidad, las carencias y la investigación futura.

1.2. Resumen de la primera Evaluación Mundial de los Océanos

En la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017) los enfoques de gestión no se incluyeron de forma explícita en un capítulo independiente, sino que se incorporaron comentarios de alto nivel al respecto en varios capítulos. Reconociendo la importancia de proporcionar un panorama consolidado de los numerosos enfoques de gestión marina y su aplicación, en la presente Evaluación se ha incluido un capítulo dedicado específicamente a la gestión de los océanos.

1.3. Coincidencias e interacciones con otros capítulos

Los mecanismos de gestión se aplican en general a todos los usos y usuarios del medio marino, por lo que el presente capítulo se relaciona con todos los demás capítulos de esta Evaluación, en particular el capítulo 15, sobre la pesca de captura, el capítulo 16, sobre la acuicultura, el capítulo 21, sobre la energía renovable, el capítulo 25, sobre los efectos acumulativos, y el capítulo 26, sobre la planificación espacial marina.

pales, a saber, la gestión ambiental, social y económica de las interacciones humanas con los océanos y las costas en múltiples planos (transfronterizo, regional, nacional y local), que incorpora perspectivas tanto descendentes

² Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1833, No. 31363.

como ascendentes. La Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2000), en su decisión V/6, describió el enfoque ecosistémico como “una estrategia para la gestión integrada de tierras, extensiones de aguas y recursos vivos por la que se promueve la conservación y utilización sostenible [de la biodiversidad] de modo equitativo”. En ese sentido, el enfoque ha gozado de amplia aceptación y aplicación en tanto que mecanismo de gestión eficaz (véanse, p. ej., la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina de la Unión Europea³ y la evaluación integrada de los ecosistemas implantada por la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica).⁴

Existe un gran número de instrumentos legislativos que abarcan todos los aspectos del uso del medio marino y establecen que la integración debe ser tanto vertical como horizontal (Boyes y Elliott, 2014). Los enfoques de gestión descendentes suelen incluir instrumentos normativos y legislativos centrados en la aplicación de convenios, acuerdos e instrumentos internacionales y en el cumplimiento de las prioridades nacionales sobre los espacios marinos. Los mecanismos de gestión ascendentes, incluidos los enfoques consuetudinarios o indígenas de gestión de recursos que se basan en los ecosistemas y en la implicación de los interesados (Thornton y Maciejewski

Scheer, 2012; Turner y Berkes, 2006), suelen responder a la necesidad de aplicar medidas de gestión eficaces a escala local. Los mecanismos de gestión ascendentes pueden estar motivados por aspectos sociales, económicos o ambientales específicos de una zona, como la necesidad de resolver los impactos de la contaminación por fuentes puntuales con medidas de gestión específicas.

La Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica reconoce en sus directrices de aplicación (véase el recuadro) que los conocimientos de los que se dispone suelen ser limitados y que en tales casos debe seguirse un enfoque de precaución.⁵ El enfoque de precaución, enunciado en el principio 15 de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, de 1992,⁶ en el que se afirma que, cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente, se ha incorporado en cada vez más tratados y otros instrumentos internacionales, lo cual refleja la tendencia de integrar el enfoque de precaución en el derecho internacional consuetudinario (véase, p. ej., la opinión consultiva de la Sala de Controversias de los Fondos Marinos del Tribunal Internacional del Derecho del Mar, 2011, párr. 135).

³ Véase https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm.

⁴ Véase www.integratedecosystemassessment.noaa.gov.

⁵ Véase Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica, decisión VII/11, anexo I, directriz de aplicación 6.2.

⁶ Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Río de Janeiro, 3 a 14 de junio de 1992, vol. I, Resoluciones aprobadas por la Conferencia (publicación de las Naciones Unidas, No. de venta S.93.I.8 y corrección), resolución 1, anexo I. Véase también www.cbd.int/doc/ref/rio-declaration.shtml.

Los 12 principios del enfoque ecosistémico adoptadas por la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (decisiones V/6 (2000) y VII/11 (2004))

Principio 1: la elección de los objetivos de la gestión de los recursos de tierras, hídricos y vivos debe quedar en manos de la sociedad.

Principio 2: la gestión debe estar descentralizada al nivel apropiado más bajo.

Principio 3: los administradores de ecosistemas deben tener en cuenta los efectos (reales o posibles) de sus actividades en los ecosistemas adyacentes y en otros ecosistemas.

Principio 4: dados los posibles beneficios derivados de su gestión, es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico. Este tipo de programa de gestión de ecosistemas debería:

- a) Disminuir las distorsiones del mercado que repercuten negativamente en la diversidad biológica;
- b) Orientar los incentivos para promover la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica;
- c) Procurar, en la medida de lo posible, incorporar los costos y los beneficios en el ecosistema de que se trate.

Principio 5: a los fines de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario del enfoque por ecosistemas.

Principio 6: los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento.

Principio 7: el enfoque por ecosistemas debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.

Principio 8: habida cuenta de las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan los procesos de los ecosistemas, se deberían establecer objetivos a largo plazo en la gestión de los ecosistemas.

Principio 9: en la gestión debe reconocerse que el cambio es inevitable.

Principio 10: en el enfoque por ecosistemas se debe procurar el equilibrio apropiado entre la conservación y la utilización de la diversidad biológica, y su integración.

Principio 11: en el enfoque por ecosistemas deberían tenerse en cuenta todas las formas de información pertinente, incluidos los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades científicas, indígenas y locales.

Principio 12: en el enfoque por ecosistemas deben intervenir todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas pertinentes..

2.2. Aplicación del enfoque ecosistémico de gestión

El enfoque ecosistémico se puede implantar y aplicar en un solo sector, como en el caso de la ordenación pesquera basada en los ecosistemas (Cowan et al., 2012), los enfoques ecosistémicos de las pesquerías y el enfoque ecosistémico de la acuicultura (Brugère et al., 2019), o en múltiples sectores, como en la gestión integrada de las zonas costeras (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2018). En el último decenio, los casos concretos de aplicación del enfoque

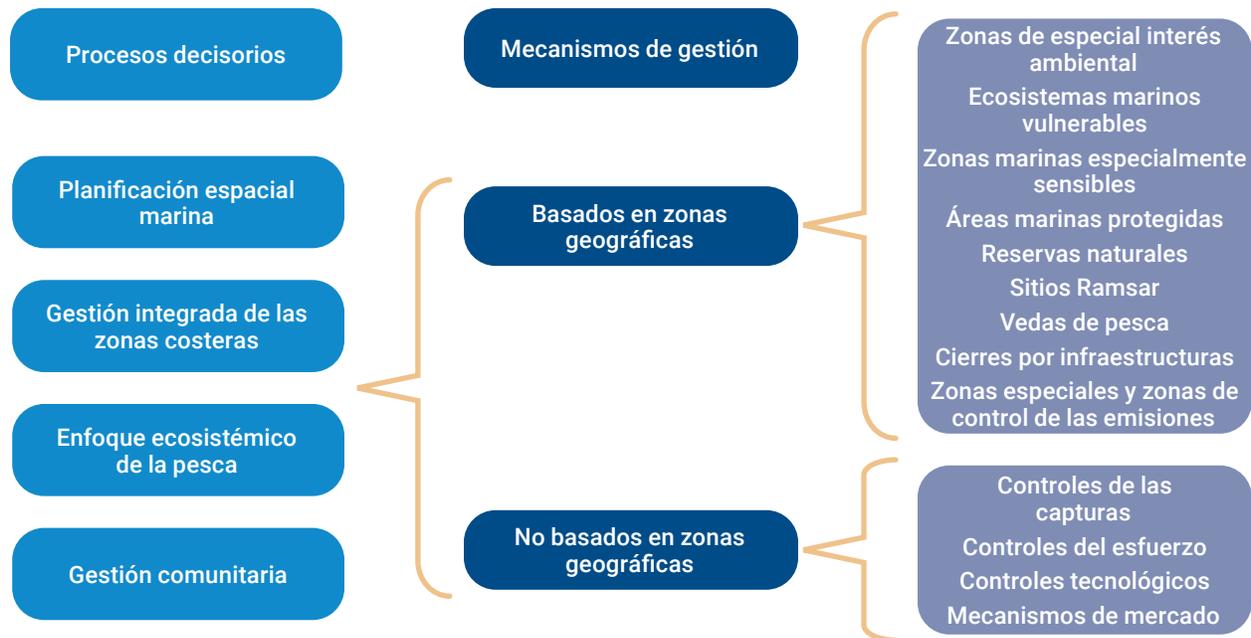
ecosistémico han propiciado el avance de los mecanismos de gestión hacia el establecimiento de métodos de implantación y aplicación (Zhang et al., 2011; Link y Browman, 2017). Pese a ello, sigue habiendo importantes carencias de aplicación y deficiencias de adopción en diversos sectores y regiones. Por ejemplo, los distintos interesados, como las instancias normativas, gestoras, científicas, conservacionistas y ecologistas, mantienen diferencias de opinión sustanciales acerca de la aplicación de la ordenación pesquera basada en los ecosistemas (Trochta et al., 2018). Por lo tanto, se deben elaborar marcos y criterios para la eva-

luación de los ecosistemas (Harvey et al., 2017; Zador et al., 2017), en particular sobre la base de las mejores prácticas demostradas. Por otra parte, desarrollar métodos para aumentar la implicación de los interesados es esencial para velar por el éxito de la aplicación (Oates y Dodds, 2017).

La gestión suele llevarse a cabo en dos niveles de gobernanza diferentes: a) los procesos decisorios, que constituyen el marco para adoptar decisiones y aplicar políticas centradas en la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos, como la planificación espacial marina, el enfoque ecosistémico de la pesca y

la gestión integrada de las zonas costeras, y b) los mecanismos de gestión (basados o no en zonas geográficas), que pueden utilizarse para gestionar o reglamentar las actividades humanas en sistemas concretos, como las áreas marinas protegidas y la zonificación (Maestro et al., 2019), las vedas de pesca (Hall, 2002), las zonas marinas especialmente sensibles (Basion y Kaur, 2009) y los mecanismos de ordenación pesquera (Pope, 2002) (véase también la secc. 3). Se han formulado numerosas estrategias para facilitar la aplicación de los enfoques ecosistémicos mediante mecanismos de gestión. En la figura se muestra una tipología de los enfoques de gestión de los océanos.

Tipología ilustrativa de los enfoques de gestión de los océanos



2.3. Gestión comunitaria y cultural

La gestión de los océanos basada en enfoques ecosistémicos sigue desarrollándose en la esfera del fomento de la incorporación de las comunidades y su cultura. En la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio se definieron los servicios ecosistémicos culturales como los beneficios inmateriales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la

recreación y las experiencias estéticas (Milcu et al., 2013; Díaz et al., 2018). Como ya se ha señalado, los principios del enfoque ecosistémico comprenden la descentralización de la gestión al nivel apropiado más bajo y la intervención de todos los sectores pertinentes de la sociedad. Además, en los enfoques de gestión se debe reconocer que los servicios culturales que presta el medio marino también abarcan valores y beneficios específicos derivados de los sitios de origen humano, como los lugares arqueológicos e históricos (p. ej., los pecios

y los yacimientos prehistóricos sumergidos, denominados “patrimonio cultural subacuático”). Dichos sitios o lugares pueden presentar diversos valores, como los de importancia histórica y arqueológica, de carácter sagrado (tumbas de guerra) o de importancia cultural (mitos y folclore). Representan beneficios que aporta la huella cultural dentro del ecosistema marino. De ahí el creciente reconocimiento de que muchos servicios ecosistémicos marinos son un híbrido de cultura y naturaleza con valor holístico para las comunidades costeras. Por ejemplo, la gestión del Monumento Nacional Marino Papahānaumokuākea, en Hawái (Estados Unidos de América), se enmarca en el concepto nativo hawaiano del océano como paisaje marino cultural, donde todos los recursos naturales son recursos culturales, conectados a través de historias ancestrales y perpetuados mediante prácticas tradicionales, como las de orientación y travesía (Kikiloi et al., 2017). Pese al énfasis humano, los enfoques de gestión comunitarios y culturales respetan el valor intrínseco de la naturaleza en sí misma.

Del mismo modo, admitir las limitaciones de los enfoques de gestión descendentes y comprender mejor los derechos, la tenencia y los usos consuetudinarios tradicionales e indígenas del medio marino litoral ha hecho que se reconozcan de forma generalizada las ventajas y la sostenibilidad que ofrecen los enfoques comunitarios, o ascendentes, de la conservación marina. La gestión comunitaria incorpora la administración, los conocimientos y las prácticas de la comunidad local en el seguimiento, la evaluación y la gestión de los recursos marinos y a través de estructuras de gobernanza participativas y colaborativas dirigidas por las comunidades o los sistemas de autoridad locales o con su implicación (Turner y Berkes, 2006). Muchas de esas estructuras suelen surgir a partir de instituciones locales bien establecidas, como la Comisión Ballenera Esquimal de Alaska (Meek, 2013) y sus asociaciones de capitanes balleneros aborígenes, organizadas por ellos mismos, que ahora se dedican a la gestión a diversas escalas (de la local a la

internacional) y comunitaria. En el hemisferio sur, los organismos estatales y territoriales y las comunidades del estrecho de Torres, entre Australia y Papua Nueva Guinea, comparten la ordenación del dugongo mediante un sistema de guardacostas indígenas y cazadores papúes (Miller et al., 2018). Esos sistemas de gestión compartida podrían integrarse en un concepto general del enfoque ecosistémico pero, en el plano local, las comunidades dan forma a los enfoques de gestión de acuerdo con sus valores sociales y culturales y con los beneficios culturales de sus prácticas tradicionales (Delisle et al., 2018). Otro ejemplo de ello es el hecho de que las redes de áreas marinas gestionadas de manera local en el Pacífico fomentan la resiliencia de las comunidades al apoyar la gestión y el uso sostenible de los recursos marinos en las aldeas (Govan, 2009; Veitayaki, 2003).

El creciente reconocimiento de la importancia de los servicios ecosistémicos marinos para las comunidades litorales y su cultura sin duda se fortalecerá a medida que esas comunidades hacen frente a las presiones asociadas al cambio climático, en particular la subida del nivel del mar y las inundaciones costeras tanto temporales como permanentes (Goodhead y Aygen, 2007; véase también el cap. 9). La información cultural se considera cada vez más parte indisociable de la gestión basada en los ecosistemas, tanto en el contexto de la gestión comunitaria como para salvaguardar la dimensión cultural del medio marino. Dicha información puede ser muy diversa y de carácter inmaterial, como la relacionada con la utilización tradicional de los recursos marinos, las rutas marítimas, las técnicas de navegación ancestrales, las identidades, las leyendas, los rituales, las creencias y las prácticas relacionados con el mar, las características estéticas e inspiradoras, el patrimonio cultural y los lugares de importancia espiritual, sagrada y religiosa.⁷ Ello podría dificultar la incorporación de esos valores y prácticas culturales en la planificación y la gestión. No obstante, la dimensión cultural del mar puede integrarse y

⁷ La Lista Representativa del Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura incluye diversas prácticas culturales relacionadas con el mar.

definirse como precursora de la gestión. Una vez integrada, la cultura puede ser determinante, no solo como objeto de gestión y vigilancia,

sino como pilar sobre el que formular enfoques ecosistémicos que incorporen la gestión en el contexto del desarrollo sostenible.

3. Avances en los enfoques de gestión de los océanos

El último decenio se ha caracterizado por la proliferación y expansión de enfoques nuevos y existentes de gestión de los océanos y los mares, lo cual se ha plasmado en la reglamentación de las actividades humanas en esferas específicas para alcanzar los objetivos de las políticas de conservación o gestión de los recursos. Si bien todos los ámbitos del medio marino pueden ser objeto de algún tipo de gestión (p. ej., la pesca, el turismo y la extracción de petróleo y gas), a menudo esas medidas conforman un mosaico de políticas y leyes que da lugar a enfoques de protección fragmentarios (Boyes y Elliott, 2014). Aunque los procesos y mecanismos de gestión que se describen en la presente sección suelen tener una dimensión espacial, comparten el siguiente conjunto de características:

- Escala: de la internacional a la regional y la local
- Impulsores: por ejemplo, si están motivados por la conservación o por el desarrollo económico
- Dimensiones sectoriales: por ejemplo, monosectoriales, multisectoriales o intersectoriales
- Medidas de aplicación: por ejemplo, medidas estrictas (jurídicamente vinculantes) o medidas flexibles (voluntarias)
- Enfoques de gestión descendentes o ascendentes

La presente Evaluación se centra en los enfoques de gestión que modifican algún aspecto de los usos humanos. Otros mecanismos, como la descripción de áreas marinas de importancia ecológica o biológica⁸ con arreglo al Convenio sobre la Diversidad Biológica,⁹ no modifican los usos pero proporcionan infor-

mación que puede utilizarse en los procesos decisorios. No obstante, se los debe distinguir de los propios procesos decisorios, como las evaluaciones de las poblaciones de peces, las evaluaciones integradas de los ecosistemas y las evaluaciones ambientales estratégicas, puesto que son un ejercicio de procesos puramente científicos y técnicos y no incluyen medidas de gestión, aunque pueden servir para fundamentar las decisiones en materia de políticas y gestión. Lo mismo ocurre con otros mecanismos, como las áreas importantes para los mamíferos marino.

3.1. Procesos decisorios de la gestión

Con el fin de establecer los objetivos de políticas y de gestión más adecuados para las autoridades competentes encargadas de formular y aplicar enfoques o estrategias de gestión se utilizan procesos decisorios (véase el cuadro 1). Las instituciones, la industria, las comunidades y la sociedad civil definen los resultados que desean alcanzar (los objetivos de la gestión) y utilizan uno de los posibles enfoques para decidir cómo y dónde lograr esos resultados. Los resultados descritos abarcan los diferentes aspectos del desarrollo sostenible, incluidos los ambientales, económicos y sociales, y los procesos para alcanzarlos pueden ser mundiales, regionales, nacionales, subnacionales o comunitarios. Algunos ejemplos comunes son la planificación espacial marina, las evaluaciones integradas de los ecosistemas, las evaluaciones ambientales estratégicas, un enfoque ecosistémico de la pesca, la ordenación pesquera basada en los ecosistemas, la planificación sistemática de la conservación (McIntosh et al., 2017), la

⁸ Véase www.cbd.int/ebsa.

⁹ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1760, No. 30619.

gestión comunitaria de los recursos (véase la secc. 2.3), los enfoques de la fuente al mar¹⁰ y la gestión integrada de las zonas costeras.

En el plano regional, se pueden encontrar ejemplos de esos enfoques en el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste,¹¹ el Convenio sobre la Protección del Medio Marino de la Zona del Mar Báltico¹² el Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo (Convenio de Barcelona)¹³ y el Convenio sobre la Protección del Mar Negro contra la Contaminación. En esos convenios se establece un enfoque basado en zonas geográficas para evaluar el estado del medio ambiente y controlar las actividades con el fin de velar por el buen estado ambiental de los activos marinos. Las organizaciones creadas en virtud de los convenios cuentan con grupos de trabajo dedicados a la planificación espacial marina, la ordenación pesquera y la gestión integrada de las zonas costeras.

La gestión adaptable o gestión adaptable de los recursos es un concepto común a todos los procesos decisorios enumerados (Dunstan et al., 2016), aunque con frecuencia el proceso que efectivamente se emplea viene determinado por los objetivos en materia de políticas (véase también la secc. 4). Dentro de los marcos de gestión adaptable, las medidas o intervenciones de gestión se aplican de forma secuencial, teniendo en cuenta las condiciones futuras y las incertidumbres relacionadas con las posibles respuestas del recurso que se está gestionando (Schultz et al., 2015). Los objetivos de conservación suelen alcanzarse haciendo uso de la planificación sistemática de la conservación y de enfoques comunitarios en el plano local, con el fin de ayudar a las comunidades locales a conservar los recursos marinos y utilizarlos de forma sostenible (Berkes et al., 2000; Nguyen et al., 2016). Por el contrario, el enfoque ecosistémico de la pesca tiene por

objeto dotar de un planteamiento holístico a la ordenación de la pesca y de otros recursos marinos vivos, teniendo en cuenta las actividades humanas pertinentes y sus interacciones con el ecosistema, a fin de mantener la salud, la productividad y la resiliencia para que los ecosistemas puedan seguir brindando servicios y generando bienes y beneficios sociales (Cowan et al., 2012). Sin embargo, incluso con los procesos más holísticos, siguen existiendo problemas relacionados con la integración de múltiples sectores (Jones et al., 2016).

3.2. Mecanismos de gestión basados en zonas geográficas

Los mecanismos de gestión basados en zonas geográficas confieren contexto espacial a los enfoques de gestión en los que, por lo general, se ha determinado que la zona posee características distintivas que justifican la adopción de medidas de gestión diferentes de las aplicables a las áreas marinas circundantes. Entre los ejemplos de mecanismos de gestión basados en zonas geográficas que modifican o reglamentan diversos aspectos de la utilización del medio marino por los seres humanos se cuentan las áreas marinas protegidas, las zonas marítimas especialmente sensibles, las zonas de especial interés ambiental, los sitios del Patrimonio Mundial, las vedas de pesca, los cierres por infraestructuras y los sitios protegidos con arreglo a la Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Convención de Ramsar.¹⁴ La aplicación de los mecanismos en todo el mundo y el uso de la terminología es muy variable, debido en parte a los peligros, riesgos y factores de vulnerabilidad locales y a la necesidad de fomentar la resiliencia (Fanini et al., 2020). Pese a dicha variabilidad, en general los objetivos globales son coherentes en lo que se refiere a mejorar las vías hacia la sostenibilidad, y algunos de

¹⁰ Véase www.siwi.org/publications/implementing-the-Fuente-to-sea-approach-a-guide-for-practitioners.

¹¹ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 2354, No. 42279.

¹² Ibid., vol. 2099, No. 36495.

¹³ Ibid., vol. 1102, No. 16908.

¹⁴ Ibid., vol. 996, No. 14583. Véase also www.ramsar.org.

los mecanismos podrían utilizarse también como otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas.¹⁵ En los párrafos siguientes se destaca, si bien no de forma exhaustiva, una serie de ejemplos de mecanismos de gestión basados en zonas geográficas que se utilizan en la actualidad.

Las áreas marinas protegidas aportan herramientas de protección específicas para zonas concretas del océano y se han incluido entre los mecanismos que deberían aplicarse para alcanzar la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica¹⁶ y la meta 5 del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.¹⁷ Los indicadores y metas mundiales relativos a las áreas marinas protegidas que se han seleccionado de conformidad con el Convenio sobre la Diversidad Biológica se están revisando en el proceso de negociación del marco mundial de la diversidad biológica posterior a 2020, establecido en el contexto del Convenio. Las áreas pueden adoptar muchas formas, abarcan diversas escalas espaciales y confieren distintos niveles de protección del medio marino. Como ejemplos de esas áreas cabe mencionar la zona de 94.000 km² creada en 2009 en la plataforma meridional de las islas Orcadas del Sur y la zona de 1,5 millones de km² creada en 2017 en el mar de Ross, designadas por la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos;¹⁸ la red de zonas, con una superficie total de 864.337 km², del Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste;¹⁹ las áreas

especialmente protegidas de importancia para el Mediterráneo designadas con arreglo al Protocolo relativo a las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo del Convenio de Barcelona, incluido el Santuario de Pelagos para la Conservación de los Mamíferos Marinos, de 87.500 km², creado en 2001 en virtud de un acuerdo tripartito entre Francia, Italia y Mónaco,²⁰ y la red Natura 2000 de la Unión Europea, la mayor red coordinada de áreas protegidas del mundo, que se extiende por el territorio marino de 23 países de la Unión Europea y abarcaba una superficie de más de 551.000 km² a finales de 2018.²¹ En los últimos años, las áreas marinas protegidas han aumentado rápidamente tanto en número como en superficie, en gran parte a raíz de las metas convenidas internacionalmente en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica y la Agenda 2030, y son un mecanismo importante para la conservación marina (Humphreys y Clark, 2020). En la actualidad, la cobertura mundial en las zonas sujetas a jurisdicción nacional ha alcanzado el 18 %, lo que supone una cobertura del 8 % de todo el océano. Por el contrario, solo el 1 % de las zonas no sujetas a jurisdicción nacional han sido designadas áreas protegidas (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2019).

En lo que respecta a la incorporación de los valores comunitarios e indígenas en la gestión basada en zonas geográficas, se pueden

- ¹⁵ La Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica aprobó en su 14ª reunión una definición de otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas y una orientación voluntaria al respecto. Véase www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf.
- ¹⁶ Véase Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento UNEP/CBD/COP/10/27, anexo, decisión X/2, meta 11: “Para 2020, al menos el 17 % de las zonas terrestres y de aguas continentales y el 10 % de las zonas marinas y costeras, especialmente aquellas de particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se conservan por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados y otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y están integradas en los paisajes terrestres y marinos más amplios”.
- ¹⁷ Véase la resolución 70/1 de la Asamblea General, Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, meta 5: “De aquí a 2020, conservar al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible”.
- ¹⁸ Véase www.ccamlr.org/en/science/marine-protected-areas-mpas.
- ¹⁹ Al 1 de octubre de 2018, la red de áreas marinas protegidas de conformidad con el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste constaba de 496 áreas, incluidas 7 designadas colectivamente dentro de zonas no sujetas a jurisdicción nacional. Véase 2018 Status Report on the OSPAR Network of MPAs, Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, 2019. Véase también <https://ospar.org>.
- ²⁰ Véase www.rac-spa.org/spami.
- ²¹ Véase www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer.

encontrar ejemplos en las áreas marinas protegidas del Canadá situadas en el Ártico (entre ellas, Anguniaqvia niqiqyuam, en el golfo de Amundsen, Tarium Niriyutait, en el mar de Beaufort, y Tuvaijuittuq, frente a la costa noroccidental de la isla de Ellesmere (Nunavut)). Anguniaqvia niqiqyuam fue la primera área marina protegida del Canadá con objetivos de conservación basados en los conocimientos tradicionales e indígenas. Los sitios que la integran fueron designados áreas de importancia ecológica que conforman el hábitat de especies con relevancia cultural que contribuyen a los valores sociales y culturales.²²

En los convenios cuyo objeto es proteger zonas de importancia específica por su diversidad, sus hábitats o su contribución al patrimonio se contemplan otros ejemplos de mecanismos de gestión basados en zonas geográficas. En las áreas protegidas con arreglo a la Convención de Ramsar, por ejemplo, el objetivo general es detener la pérdida de humedales a escala mundial y conservar los que quedan utilizándolos y gestionándolos de forma racional. En febrero de 2019 se habían designado 2.341 sitios de conformidad con la Convención, con una superficie de 252,48 millones de ha de humedales de importancia internacional. Uno de los sitios recientemente designados es la Reserva Natural de Qurum, en Omán, con la que se ha logrado proteger 106,83 ha de ecosistemas de humedales costeros con planificación y gestión específicas a raíz de su incorporación a los sitios protegidos con arreglo a la Convención. Los programas suponen alentar el desarrollo del turismo de naturaleza y la implicación comunitaria en la gestión activa de los humedales, lo cual ha redundado en un aumento del valor económico de la reserva para la comunidad.²³

Otros mecanismos que utilizan la gestión basada en zonas geográficas son la creación de zonas de exclusión o cierres mar adentro para

facilitar la instalación y el funcionamiento de infraestructuras, como tuberías, parques eólicos marinos y cables de telecomunicaciones. Estas zonas están restringidas principalmente por motivos de salud y seguridad públicas, aunque, de forma indirecta, han desembocado en la protección de los hábitats y la biodiversidad del mar.

Los mecanismos de gestión basados en zonas geográficas que existen en determinados sectores, como el del transporte marítimo, abarcan las 17 zonas designadas por la Organización Marítima Internacional como zonas marítimas especialmente sensibles,²⁴ entre las que se cuentan la Gran Barrera de Coral, el estrecho de Torres, los cayos de Florida, el Monumento Nacional Marino Papahānaumokuākea, las islas Galápagos, el mar de Wadden y las aguas de Europa Occidental. La protección de esas zonas implica medidas de organización de las rutas navieras y prohibiciones de fondeo, requisitos de notificación obligatoria y la aplicación estricta de las condiciones de descarga y equipamiento de los buques, como los petroleros, según lo establecido en el Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, de 1973, modificado por el Protocolo de 1978 y el Protocolo de 1997.²⁵ Cuatro de las zonas (la Gran Barrera de Coral, el Monumento Nacional Marino Papahānaumokuākea, las islas Galápagos y el mar de Wadden) también están protegidas como sitios del Patrimonio Mundial marino (véase a continuación).

²² Véase <https://cases.open.ubc.ca/the-cultural-and-conservation-significance-of-anguniaqvia-niqiyuam-marine-protected-area-mpa-north-west-territories-canada>.

²³ Véase <https://rsis Ramsar.org/ris/2144>.

²⁴ Véase www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/PSSAs.aspx.

²⁵ Véase [www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](http://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx).

Cuadro 1

Procesos decisorios y sus atributos asociados, a saber, los principales impulsores, los sectores, las medidas de aplicación, el sentido y la escala

Procesos decisorios		Enfoque de gestión															
Ejemplo práctico	Autoridad competente	Principal impulsor			Sector		Medidas		Sentido			Escala espacial					
		Económico	Ambiental	Cultural y de bienestar social	Monosectorial	Multisectorial	Intersectorial	Jurídicamente vinculantes	Voluntarias	Descendente	Ascendente	Ambos	Mundial	Regional	Nacional	Subnacional	
Planificación espacial marina (mediante zonificación, consentimiento, concesión de licencias y mecanismos orientados a las políticas)	Autoridades nacionales o locales competentes	x	x	x		x	x	x				x		x	x	x	
Gestión integrada de las zonas costeras		x	x	x		x	x	x	x			x		x	x	x	
Planificación sistemática de la conservación			x			x	x	x		x					x		
Evaluación integrada de los ecosistemas		x	x			x	x	x		x					x		
Enfoque ecosistémico de la pesca		x	x			x		x		x				x	x	x	
Planes de gestión comunitarios		x	x	x		x	x	x	x		x						x
Evaluación ambiental estratégica		x	x	x		x	x	x		x				x	x	x	

El plan de gestión ambiental regional aprobado por la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos en relación con la zona de fractura de Clarion-Clipperton, en el Pacífico central oriental, contemplaba crear un conjunto inicial de nueve zonas de especial interés ambiental en las que no se llevarían a cabo actividades mineras en función de las recomendaciones de los expertos. El objetivo de la creación de esas zonas era proteger la biodiversidad y la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas de la Zona frente a los posibles impactos de la explotación minera de los fondos marinos (Jones et al., 2019; véase también el cap. 18).

Las áreas marinas protegidas también pueden combinarse con mecanismos de ordenación pesquera y con reservas naturales (zonas de veda absoluta, que pueden quedar dentro de dichas áreas). Las reservas naturales, las vedas de pesca estacionales y anuales²⁶ y las zonas de exclusión son mecanismos de gestión basados en zonas geográficas cuyo fin es mejorar la recuperación de las poblaciones y la biodiversidad de las especies. Por ejemplo, la Comisión Ballenera Internacional ha creado dos reservas en las que se prohíbe la caza de ballenas con fines comerciales: el Santuario Ballenero del Océano Índico, que se estableció en 1979 y abarca la totalidad del océano Índico hasta los 55° de latitud sur, y el Santuario Ballenero Austral, que se estableció en 1994 y abarca las aguas circundantes a la Antártida.²⁷

Las vedas de pesca estacionales y anuales coadyuvan al mantenimiento o la recuperación de las especies sobreexplotadas, preservan los medios de subsistencia de las comunidades locales, protegen los hábitats y los procesos ecológicos clave, como el desove, y evitan la explotación de los recursos vivos de las zonas

no sujetas a jurisdicción nacional antes de que se definan normas específicas como medida de precaución. Ejemplos de ello son los ecosistemas marinos vulnerables designados y las vedas espaciales impuestas por las organizaciones o asociaciones regionales de ordenación pesquera, las zonas de exclusión de la pesca de arrastre creadas en el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte para proteger las poblaciones de peces y los hábitats, las vedas dinámicas espacio-temporales establecidas en Australia para gestionar las capturas asociadas a las especies migratorias, y el cierre de las aguas del Ártico a la pesca comercial conforme al Acuerdo para Impedir la Pesca No Reglamentada en Alta Mar en el Océano Ártico Central, a la espera de una evaluación científica de la sostenibilidad de dichas pesquerías.

La gestión basada en zonas geográficas también se utiliza para salvaguardar los lugares marinos importantes por su valor cultural o por la forma en que el paisaje marino combina atributos culturales y naturales. Los sitios del Patrimonio Mundial designados con arreglo a la Convención de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) para la Protección del Patrimonio Mundial Cultural y Natural, de 1972 (UNESCO, 1972), constituyen un ejemplo internacional. Desde que se incluyó el primer sitio marino en la Lista del Patrimonio Mundial de la UNESCO, en 1981, se han reconocido 50 sitios marinos de 37 países por la singularidad de su biodiversidad marina, sus ecosistemas, sus procesos geológicos o su belleza incomparable.²⁸ El de mayor tamaño es el de los Territorios y Mares Australes Franceses, designado en 2019, que abarca 67.296.900 ha, seguido de la Zona Protegida de las Islas Fénix (Kiribati), con 408.250 km², inscrita en 2010.²⁹ Cuatro sitios (el Monu-

²⁶ Véase, por ejemplo, el Reglamento de la Unión Europea 2019/1022 por el que se establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental, que prevé, entre otras cosas, la imposición de vedas de tres meses en las zonas de protección de los juveniles, cuyos límites espaciales y temporales serán determinados por cada Estado miembro. Véase www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2019/06/06/first-ever-multi-annual-management-plan-for-fisheries-in-the-western-mediterranean-becomes-reality.

²⁷ Véase www.iwc.int/sanctuaries.

²⁸ Véase whc.unesco.org/en/marine-programme.

²⁹ Además, el número de sitios del Patrimonio Mundial marino declarados “en peligro” se ha reducido de 3 a 2 sitios. El Sistema de Reservas de la Barrera de Arrecifes de Belice fue retirado de la Lista del Patrimonio Mundial en Peligro en 2018 gracias a la aplicación eficaz de una política nacional relacionada específicamente con

mento Nacional Marino Papahānaumokuākea (Hawái), San Kilda (Escocia, Reino Unido), Ibiza (España) y la Laguna Meridional de las Islas Rocosas (Palau) gozan de reconocimiento internacional por su valor universal excepcional mixto, cultural y natural. En el plano nacional, todas las reservas nacionales marinas de los Estados Unidos confieren protección a los recursos históricos, arqueológicos y culturales en todo el sistema de reservas, y hay varias reservas designadas específicamente por sus colecciones de pecios históricos (p. ej., las de Thunder Bay, Monitor y Mallows Bay).³⁰ En Escocia, el concepto de área marina protegida se ha ampliado para que abarque las zonas circundantes de los pecios históricos notables (Historic Environment Scotland, 2019). Asimismo, existen numerosas leyes sobre el patrimonio nacional en las que se contempla la designación de zonas de protección en torno a los sitios arqueológicos e históricos subacuáticos y se incluyen medidas como la prohibición de pescar, fondear y hacer submarinismo sin autorización especial (p. ej., la Ley No. 3028/2002 de Grecia sobre la Protección de las Antigüedades y el Patrimonio Cultural en General). Por último, merece mención especial el reconocimiento del emplazamiento del pecio del RMS Titanic como monumento marítimo internacional de conformidad con la legislación de los Estados Unidos y el acuerdo internacional entre ese país y el Reino Unido que entró en vigor en 2019.³¹

3.3. Mecanismos de gestión no basados en zonas geográficas

La gestión de los océanos no se limita a los enfoques basados en zonas geográficas a pesar de que, paradójicamente, todas las medidas de gestión se aplican dentro de un área espacial aunque se exijan o se autoricen a escalas mayores. Muchas actividades se abordan con otras medidas, como la regulación de los productos químicos y los episodios de contaminación, la ordenación de las especies migratorias transfronterizas y la aplicación de medidas técnicas en la ordenación pesquera (véase el cap. 15).

Los mecanismos no basados en zonas geográficas son principalmente de naturaleza sectorial y regulan actividades específicas para lograr un resultado determinado. Por ejemplo, los controles de emisiones mundiales se aplican a los buques de transporte marítimo internacional (límite mundial de contenido de azufre),³² mientras que las capturas pesqueras pueden restringirse mediante los límites de captura y de esfuerzo (como los sistemas basados en cuotas, los límites de anzuelos y los límites de capacidad). Las medidas tecnológicas también pueden aplicarse a las pesquerías para restringir las capturas de especies no buscadas (p. ej., los dispositivos excluidores de tortugas), y los enfoques de mercado (p. ej., los sistemas de acreditación, la sostenibilidad de los alimentos marinos o el ecoetiquetado) pueden aplicarse a toda una pesquería en los planos mundial, regional, nacional o subnacional.

la adopción de reglamentos sobre los bosques (protección de los manglares), una moratoria sobre la exploración y otras operaciones petroleras dentro de todas las zonas marítimas de Belice, y una nueva revisión y modificación de la lista de verificación para las evaluaciones del impacto ambiental y la correspondiente revisión en curso de los reglamentos sobre las evaluaciones.

³⁰ Véase <https://sanctuaries.noaa.gov>.

³¹ Véase www.gc.noaa.gov/gcil_titanic.html. Véase también la circular de la Organización Marítima Internacional (MEPC.1/Circ.779, de 31 de enero de 2012) sobre las medidas de prevención de la contaminación para la zona situada alrededor de los restos del RMS Titanic. Desde 2012, el emplazamiento del pecio pertenece al ámbito de protección de la Convención sobre la Protección del Patrimonio Cultural Subacuático, de 2001 (Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 2562, No. 45694), que se aplica a todos los rastros de existencia humana que tengan carácter cultural, histórico o arqueológico y hayan permanecido bajo el agua durante al menos 100 años. Véase www.unesco.org/new/en/culture/themes/underwater-cultural-heritage/the-heritage/did-you-know/titanic.

³² Véase www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx.

Cuadro 2

Mecanismos de gestión basados en zonas geográficas y sus atributos asociados, a saber, los principales impulsores (económicos, ambientales o sociales y culturales), los sectores (monosectoriales o multisectoriales), las medidas de aplicación (fuente de la autoridad para establecerlas), el sentido (descendente a través del Gobierno o ascendente a través de las comunidades) y la escala (de la mundial a la local).

Ejemplo práctico	Mecanismos de gestión por zonas		Enfoque de gestión												
	Autoridad competente		Principal impulsor			Sector		Medidas		Sentido		Escala espacial			
	Económico	Ambiental	Cultural y de bienestar social	Monosectorial	Multisectorial	Intersectorial	Jurídicamente vinculantes	Voluntarias	Descendente	Ascendente	Ambos	Mundial	Regional	Nacional	Subnational
Zonas de especial interés ambiental	x	x		x			x		x			x			
Ecosistemas marinos vulnerables		x		x			x		x				x		
Zonas marinas especialmente sensibles y zonas que deben evitarse	x	x		x			x		x			x			
Vedas de pesca y zonas de pesca restringidas		x		x			x		x				x	x	x
Reservas naturales para ballenas		x		x			x		x						x
Cierres por infraestructuras: tuberías (p. ej., petróleo, gas, residuos y agua dulce) y cierres por cables (p. ej., telecomunicaciones y red eléctrica)	x			x			x		x						x

Zonas nacionales de conservación marina y áreas de conservación prioritarias	Autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Vedas de acuicultura	Autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Sitios del Patrimonio Mundial, incluidos los reconocidos por su valor universal excepcional mixto, cultural y natural	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura					X	X	X	X	X	X	X	X
Áreas marinas protegidas	Metas de Aichi para la Diversidad Biológica, convenios sobre los mares regionales o autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Zonas de protección alrededor de lugares arqueológicos e históricos	Autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Sitios protegidos con arreglo a la Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Convención de Ramsar)	Convención de Ramsar					X	X	X	X	X	X	X	X
Reservas naturales para especies concretas (p. ej., tiburones o dugongos)	Autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Cubicación (p. ej., energía oceánica o acuicultura)	Autoridades nacionales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X
Zonas especiales y zonas de control de las emisiones	Organización Marítima Internacional					X	X	X	X	X	X	X	X
Vedas espaciales comunitarias	Autoridades locales o comunidades					X	X	X	X	X	X	X	X
Enfoques de gestión tradicionales, incluidos los programas de guardacostas indígenas	Autoridades o dirigentes comunitarios o autoridades nacionales o locales competentes					X	X	X	X	X	X	X	X

Los mecanismos no basados en zonas geográficas también se utilizan ampliamente en la legislación nacional para gestionar el patrimonio cultural en el mar, como en el caso de la obligación de notificar los descubrimientos y obtener una licencia antes de realizar cualquier actividad dirigida a la excavación, retirada o alteración del patrimonio cultural subacuático.

En el plano internacional, la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar establece el marco jurisdiccional de la obligación de proteger los objetos de carácter arqueológico e histórico en el mar (véase el art. 303 de la Convención; Strati, 1995). En la Convención sobre la Protección del Patrimonio Cultural

Subacuático, de 2001, se desarrolla esa obligación mediante derechos y obligaciones específicos dentro de las distintas zonas marítimas definidas en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar al establecer, entre otras cosas, un sistema de información o notificación y consulta para la protección del patrimonio cultural subacuático encontrado en la zona económica exclusiva y en la plataforma continental, así como en la Zona. Además, las normas anexas a la Convención relativas a las actividades dirigidas al patrimonio cultural subacuático contienen principios generales de protección y normas técnicas, como las de conservación y gestión

Cuadro 3

Mecanismos de gestión no basados en zonas geográficas y sus atributos asociados, a saber, los principales impulsores (económicos, ambientales o sociales y culturales), los sectores (monosectoriales o multisectoriales), las medidas de aplicación (fuente de la autoridad para establecerlas), el sentido (descendente a través del Gobierno o ascendente a través de las comunidades) y la escala (de la mundial a la local)

Mecanismos de gestión no por zonas		Enfoque de gestión															
		Principal impulsor			Sector		Medidas		Sentido		Escala espacial						
Ejemplo práctico		Económico	Ambiental	Cultural y de bienestar social	Monosectorial	Multisectorial	Intersectorial	Jurídicamente vinculantes	Voluntarias	Descendente	Ascendente	Ambos	Mundial	Regional	Nacional	Subnacional	
Controles de las capturas y el esfuerzo	Autoridades regionales Autoridades nacionales competentes	X	X		X			X		X			X	X	X		
Controles tecnológicos		X	X		X			X		X			X	X	X		
Mecanismos de mercado		X	X		X			X	X		X			X	X	X	
Mecanismos de protección del patrimonio cultural subacuático				X	X	X			X		X					X	X

4. Mecanismos de gestión para apoyar la mitigación del cambio climático y la adaptación a él, incluido el fomento de la resiliencia

Al adoptar el enfoque ecosistémico, en los procesos decisorios también debe tenerse en cuenta el conocimiento de los impactos climáticos y las respuestas de mitigación y adaptación. En ese sentido, definir las medidas de adaptación que pueden aplicarse a fin de avanzar en la resiliencia ante el clima es importante para determinar qué procesos y mecanismos de gestión pueden incorporar la incertidumbre y la imprevisibilidad de los impactos ambientales y las respuestas conexas en escalas espacio-temporales (Holsman et al., 2019; Wise et al., 2014). La elección de las diferentes medidas de adaptación que pueden aplicarse para incrementar la resiliencia puede variar mucho y depende de los procesos decisorios en los que se encuadren dichas medidas. Por ejemplo, la reducción del riesgo de desastres basada en los ecosistemas contribuye a que la gestión integrada de las zonas costeras y la gestión de las áreas protegidas sean más adaptables, en particular respecto de las comunidades y los países vulnerables (Ferrario et al., 2014; Satta et al., 2017). Las estrategias alternativas pueden implicar medidas de mitigación y compensación,³³ como la Iniciativa Carbono Azul. Los enfoques de mitigación eficaces también deben mejorar los vínculos con la financiación, la transferencia de tecnología y la creación de capacidad orientadas a la adaptación, mientras que las respuestas de adaptación deben incorporar los aspectos ambientales, sociales y económicos para que se puedan determinar mecanismos eficaces con los que equilibrar las necesidades y maximizar los beneficios para todos.

La aplicación mundial de las redes de áreas marinas protegidas ayuda a promover la mi-

tigación del cambio climático y la adaptación a él (Dudley et al., 2010; Roberts et al., 2017) apuntalando la resiliencia de los ecosistemas. Al hacerse más resilientes, los ecosistemas incrementan su capacidad de hacer frente a las perturbaciones y recuperarse de las circunstancias adversas y, de ese modo, conservan sus funciones y continúan prestando servicios necesarios para el bienestar humano (Chong, 2014).

En la gestión basada en la resiliencia (junto con los mecanismos de gestión basados en zonas geográficas) se utiliza el conocimiento acerca de las fuerzas motrices actuales y futuras que influyen en la función ecosistémica (p. ej., los brotes de enfermedades de los corales y los cambios en el uso de la tierra, el comercio o las prácticas pesqueras) para priorizar, aplicar y adaptar las medidas de gestión que sustentan los ecosistemas y el bienestar humano (McLeod et al., 2019). Con el fin de coadyuvar al mantenimiento de la resiliencia de los ecosistemas, las instancias gestoras deben reducir los factores de estrés locales (p. ej., la contaminación y las presiones pesqueras destructivas) y, al mismo tiempo, fomentar los procesos clave de la resiliencia (p. ej., la recuperación, la reproducción, el reclutamiento y la conectividad) (Anthony et al., 2015; Graham et al., 2013). Para ello se hace necesario gestionar las causas y las consecuencias de las presiones endógenas (locales) y responder a las consecuencias de las presiones exógenas (mundiales), dado que responder a las causas de estas últimas requiere adoptar medidas de ámbito mundial (Elliott, 2011). Por ejemplo, las redes de áreas marinas protegidas pueden diseñarse para fomentar la resiliencia climática si se mantienen

³³ Dichas medidas se organizan en función de la jerarquía de las medidas de gestión: preventivas (como impedir que los contaminantes entren en el mar), de mitigación (reducir los impactos directos) y de compensación (p. ej., compensar al usuario (como los pescadores, por la pérdida de capturas), el recurso (como restablecer las poblaciones de peces o replantar los manglares) o el hábitat (crear nuevos hábitats para compensar los perdidos debido a la construcción de infraestructuras)) (Elliott et al., 2016).

la diversidad y la redundancia de las especies, los hábitats y los grupos funcionales y las vías de conectividad y se reducen los factores de estrés, y si se incorporan procesos adaptables para dar cabida a la incertidumbre y el cambio (McLeod et al., 2019). La resiliencia de los corales y la capacidad conexas de recuperarse de los episodios de decoloración en toda la red de áreas marinas protegidas de Hawái se sustentan en la ordenación activa de los peces herbívoros con el objetivo de mantener y aumentar la biomasa, la abundancia y la diversidad funcional de los herbívoros (Chung et al., 2019).

Además de las redes de áreas marinas protegidas, en los planos comunitario e institucional se puede poner en práctica toda una gama de medidas adaptables. Entre ellas cabe mencionar mecanismos como la coordinación intersectorial, las licencias de pesca flexibles, los derechos estacionales, la gestión transfronteriza y la cooperación institucional reforzada, que pueden aplicarse en combinación con la

diversificación de los mercados y los medios de subsistencia y las herramientas de fomento de la resiliencia, como la preparación para emergencias, los sistemas de alerta temprana, las remesas y los planes de recuperación posterior a los casos de desastre (Poulain et al., 2018). Cuando se aplican mecanismos de gestión específicos también hay que tener en cuenta los equilibrios, ya que esos mecanismos pueden generar efectos contrarios según el sector o el país donde se apliquen. En el Ártico, por ejemplo, la cooperación transfronteriza implica a nuevos actores y sectores, como el turismo en regiones polares, pero también conlleva nuevos riesgos, como el transporte marítimo y la exploración y explotación de minerales. En el Mediterráneo, la cooperación transcontinental (entre África y Europa) es necesaria con el fin de adoptar medidas de adaptación regionales para dar respuesta a las diferentes necesidades locales y capacidad de adaptación de los países africanos y europeos (Karmaoui, 2018; Hidalgo et al., 2018).

5. Cuestiones clave relativas a regiones concretas

La aplicación del enfoque ecosistémico al medio marino mediante los procesos decisivos y los mecanismos de gestión ha avanzado a un ritmo distinto en cada región. Las regiones con mayor nivel de conocimientos técnicos, capacidad financiera y recursos han progresado de forma notable en la aplicación del enfoque ecosistémico. Por ejemplo, el rápido cambio ambiental que ha tenido lugar en el océano Ártico debido al calentamiento a gran escala ha hecho necesario que el Consejo Ártico pase de centrarse en evaluaciones científicas de políticas flexibles a negociar acuerdos jurídicamente vinculantes entre sus países miembros. Esos acuerdos también se han hecho necesarios como consecuencia del aumento de las oportunidades de utilizar el océano Ártico con fines industriales y los riesgos que ello conlleva, como las actividades de transporte marítimo, el turismo en el Ártico, el traslado de especies exóticas y la explotación de minerales en la plataforma continental de

los Estados ribereños del Ártico. Esos rápidos cambios han llevado a los países a adaptar sus políticas para responder mejor a los repentinos retos sociales, económicos y ambientales que surgen como resultado del cambio climático. El Canadá, por ejemplo, modificó en 2019 su Ley de los Océanos para poder aplicar el principio de precaución y proteger con carácter provisional una zona determinada durante un máximo de cinco años mediante una orden ministerial orientada a congelar la huella de las actividades humanas en dicha zona, lo que significa que no se permitirán actividades humanas nuevas ni adicionales en ella mientras la orden esté en vigor. En 2019, el área marina protegida Tuvaijuittuq, la primera creada por orden ministerial, se estableció para proteger el hielo marino más antiguo y espeso del océano Ártico en tanto que importante hábitat estival para las especies, frente a la continua disminución del hielo marino en el Ártico.

En las regiones con menor capacidad es más difícil aplicar el enfoque ecosistémico. Muchas zonas marinas y costeras de esas regiones hacen frente a décadas, cuando no siglos, de degradación debido a la falta de prácticas de gestión o de controles y a que los enfoques de restauración se aplican de manera reactiva. En América del Sur (Gianelli et al., 2018; Reis y D’Incao, 2000), la aplicación de enfoques ecosistémicos en la pesca ha planteado desafíos, dado que la capacidad tanto institucional como científica es limitada, por lo que la aplicación solo ha sido satisfactoria en las zonas con condiciones favorables. En la gestión de las áreas marinas protegidas se observan problemas de capacidad similares (Gerhardinger et al., 2011), aunque la colaboración con quienes disponen de conocimientos locales ha mejorado los resultados (Gerhardinger et al., 2009).

Gran parte del aumento reciente de la superficie de las áreas marinas protegidas obedece al hecho de que un pequeño número de países ha creado una serie de tales áreas de gran tamaño. Aunque los datos reflejan los avances en la conservación de la biodiversidad y los recursos marinos, la protección sigue centrándose en las aguas sujetas a jurisdicción nacional y en los países con posibilidades y capacidad para seleccionar y poner en marcha redes de áreas marinas protegidas. No obstante, la designación de un área marina protegida no es necesariamente el resultado de medidas activas de gestión y protección, dado que muchas de esas áreas carecen de planes de gestión adecuados y de las medidas de ejecución conexas (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2019; Maestro et al., 2019). Del mismo modo, la distribución geográfica de las

áreas es desigual, lo cual reduce su eficacia, su conectividad, su coherencia y su representatividad.

Por último, en muchas partes del mundo el cambio climático se está convirtiendo en un impulsor clave de la priorización de los enfoques de restauración, como los de restauración de los bosques de manglares en Indonesia y en varios pequeños Estados insulares en desarrollo del Pacífico, cuyo objetivo es proteger las comunidades locales de las inundaciones costeras (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2016) y aumentar la resiliencia ante los cambios futuros, así como restaurar partes de la Gran Barrera de Coral de Australia que han sufrido múltiples episodios de decoloración (Reef Restoration and Adaptation Program Consortium, 2018). En la restauración de los arrecifes de coral del Caribe y de los arrecifes de ostras de todo el mundo se emplearon técnicas a pequeña escala, como la microfragmentación, para reparar los daños de manera local (Gilby et al., 2018). Sin embargo, esos enfoques suelen presentar una escala limitada. Otros ejemplos de adaptación al clima y reducción del riesgo de desastres son las medidas adoptadas por Colombia, el Ecuador y Granada para restaurar los manglares y proteger las costas, por el Reino Unido para hacer retroceder la línea de costa, por México para favorecer la pesca sostenible y la rehabilitación de los manglares y por Vanuatu para restaurar los arrecifes de coral (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2019). Con el próximo Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030)³⁴ se pretende acelerar esa tendencia (Waltham et al., 2020).

6. Creación de capacidad

La mayoría de los enfoques de gestión precisan información transversal a las ciencias naturales y sociales. En muchas regiones, especialmente en los países en desarrollo,

los científicos y los especialistas no disponen de la capacitación necesaria para aplicar los enfoques de gestión existentes o nuevos, en particular los que incorporan el enfoque eco-

³⁴ Véase la resolución de la Asamblea General 73/284.

sistémico. Contar con mayor capacidad, a fin no solo de comprender los enfoques de gestión, sino también de disponer de los mecanismos para aplicarlos, ayudará a los Gobiernos y a otros interesados a entender la variedad de opciones existentes en cuanto a la gestión y la gobernanza de las áreas marinas sujetas a su jurisdicción. Por lo tanto, en esa esfera se debe cumplir una serie de requisitos clave en materia de creación de capacidad y transferencia de tecnología. En primer lugar, se precisan capacitación y conocimientos especializados en gestión y gobernanza marinas en relación con la información científica necesaria, a saber, qué factores impulsan la formulación de las políticas, qué información científica es pertinente para ellas y cómo repercute en ellas la ciencia, es decir, cómo utilizar la información científica pertinente para formular las políticas y cómo adaptarlas o revisarlas a medida que se dispone de datos científicos nuevos. En segundo lugar, hay gran margen de aprendizaje (en materia de transferencia de conocimientos y tecnología) dentro de los países y regiones y entre ellos, sobre todo teniendo en cuenta que algunos enfoques han funcionado bien en determinadas condiciones, como los programas de planificación espacial marina enmarcados en el Convenio para la Protección, la Ordenación y el Desarrollo del Medio Marino y Costero de la Región del Océano Índico Occidental. A ese respecto, conviene incrementar la capacidad de cooperación transfronteriza, con la gestión basada en la ciencia como elemento central. En tercer lugar, la variedad que presentan las diferentes políticas, incluso respecto de su origen, también ofrece gran margen de aprendizaje, en particular para los nuevos especialistas, pero también como medio de desarrollo profesional continuo para los profesionales con más experiencia.

Conocer las etapas clave de la aplicación del proceso de planificación y formulación de políticas para la gestión marina, así como disponer de parámetros para medir la eficacia de las medidas de gestión y hacer el seguimiento conexo, son requisitos fundamentales para los países que están empezando a aplicar enfoques de gestión. En ese sentido, también

es importante que los científicos y otros interesados (incluido el público) comprendan la formulación de políticas y la gestión de las conductas de la población, incluidos los aspectos económicos conexos. Con el fin de lograr esos objetivos se precisan enfoques educacionales académicos y no académicos. Además, debe fomentarse la transferencia de conocimientos sobre los procesos decisorios y los mecanismos entre los distintos sectores marinos para que el enfoque ecosistémico pueda aplicarse de forma holística en todos ellos.

Gill et al. (2017) señalaron que los recursos humanos y presupuestarios eran los indicadores más sólidos de los futuros efectos de las medidas de conservación. En su estudio, las áreas marinas protegidas con una plantilla suficiente presentaban beneficios ecológicos 2,9 veces mayores que aquellas en las que faltaba personal. Por lo tanto, crear esas áreas sin la inversión suficiente dará lugar a resultados de conservación subóptimos. En algunos casos, la escasez de recursos puede hacer más necesario ejecutar programas de ciencia ciudadana (p. ej., los del Reino Unido, para hacer el seguimiento de la biota litoral, vigilar la basura de las playas y ejecutar programas de limpieza, así como Reef Check Foundation, MangroveWatch y Manta Trust) con los que complementar o disminuir las limitaciones de seguimiento de los programas mundiales (véase también la secc. 7.1). Esas técnicas pueden implantarse en todo el mundo como mejores prácticas a fin de sacarles mayor partido.

7. Carencias y perspectivas de futuro

7.1. Datos e información para las necesidades de gestión

Los enfoques, procesos y mecanismos de gestión marina suelen verse obstaculizados por la falta de datos suficientes y con la calidad necesaria (Borja et al., 2017). Las novedades en el uso de los métodos de macrodatos, la innovación en el uso de los datos y de la información en los enfoques de políticas y la vinculación de las bases de datos ayudan a suministrar información en esos casos. No obstante, muchas regiones siguen careciendo de la información necesaria acerca de las causas y los efectos ecológicos, relacionados con las prioridades socioeconómicas, que aportan los conocimientos especializados sobre modelización y los sistemas de apoyo científico para la adopción de decisiones (en los que se refleja la complejidad de los sistemas costeros y marinos). Se deben alentar el intercambio de conocimientos (p. ej., el Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos) y el acceso abierto a la información y a los flujos de datos, en particular entre sectores, con el fin de que los datos recopilados se pongan a disposición de todos (p. ej., mediante la estrategia de reunir los datos una vez y utilizarlos muchas veces). Mejorar la colaboración y la conectividad de los programas de seguimiento ayudará no solo a compartir capacidad entre los sectores y las instituciones, sino también a elaborar enfoques más eficientes del seguimiento y el suministro de datos e información. Los datos procedentes de los programas de ciencia ciudadana se están convirtiendo en una fuente de información de seguimiento cada vez más importante, allí donde la comunidad académica los valida y acepta (Bennett, 2019), para proporcionar información clave sobre el estado y las tendencias ambientales (p. ej., Edgar y Stuart-Smith, 2014).

Una de las dificultades que aún se deben superar es la de recopilar datos para la gestión marina de manera económica. El papel de la tecnología en la conservación y la gestión del

medio marino revestirá cada vez más importancia, en especial la recopilación y utilización de datos procedentes de la teleobservación y los satélites. En la gestión sectorial y espacial, por ejemplo, los datos recogidos por los sistemas de identificación automática y de localización de buques vía satélite se emplean para gestionar las actividades de transporte marítimo y de pesca, en particular en cartografía. Cada vez se aplican más enfoques analíticos novedosos, como el aprendizaje automático, para detectar actividades ilegales en esos sectores (Longépé et al., 2018) y vigilar las capturas pesqueras (Lee et al., 2008).

7.2. Requisitos de la gestión

La gestión del medio marino requiere la mejor información científica disponible con el fin de mantener y proteger el sistema natural y, al mismo tiempo, obtener beneficios para el sector privado y la sociedad. Se deben seguir investigando la adaptación y la resiliencia ecológicas, entre otras cosas, así como la previsión de las trayectorias de respuesta de los ecosistemas. Esas variables deben incorporarse en los enfoques de gestión que abarcan la escala tanto del impacto ambiental como de la respuesta de los ecosistemas marinos, y ello hace necesario un mayor reconocimiento de la intervención humana en el medio marino, tanto respecto de los indicadores de referencia como para utilizar umbrales y metas en cuanto a lo que se consideran alteraciones inaceptables. Sin embargo, se trata de un reto importante y a menudo se carece de indicadores de referencia o, debido al cambio climático, dichas referencias están sufriendo modificaciones. También se deben crear programas de seguimiento mejor interconectados entre instituciones. Las zonas no sujetas a jurisdicción nacional plantean una gran dificultad en ese sentido, en particular en los ecosistemas de aguas profundas que están poco estudiados.

Los enfoques de gestión se apoyan en mecanismos de gobernanza detallados, como las políticas, las instituciones, la administración y

la legislación. Mejorar la interfaz entre la ciencia y las políticas incrementando la capacidad es necesario y reviste particular importancia cuando la base de conocimientos en los que se fundamenta la adopción de decisiones se amplía y se renueva con rapidez. A ese respecto, es preciso aumentar la coordinación entre las ciencias sociales y las naturales, entre los científicos y los responsables de formular políticas, y entre la ciencia y la sociedad civil, incluida la industria, así como integrar los conocimientos tradicionales, la cultura y la historia social en la gestión. Tal comprensión intersectorial es importante para que la gestión sea verdaderamente holística.

7.3. Incorporación de múltiples valores en la gestión

En el presente capítulo se ha ilustrado la clara tendencia que presentan los enfoques de gestión, que han pasado de centrarse en aspectos predominantemente ecológicos a incluir diversos vínculos entre los aspectos ecológicos y los aspectos sociales, económicos y culturales del medio marino. Los mecanismos de gestión estarían mejor equipados para lograr el objetivo fundamental de proteger y mantener los sistemas naturales si en ellos se reconociera

también la amplia gama de servicios ecosistémicos y beneficios que generan los océanos. La protección y preservación del medio marino dependen de que quienes viven junto al mar, trabajan en él o se benefician de sus servicios se impliquen en esas medidas de modo que se ponga fin a los comportamientos nocivos, se restauren los sistemas dañados de manera inadvertida y se mitiguen los impactos de un clima cambiante.

Sin embargo, el valor que las personas asignan al medio marino y a sus servicios varía de forma tanto cuantitativa como cualitativa. La mayoría de los sistemas de gestión se enfrentan a la necesidad de dar cabida a esa multiplicidad de valores, cuyos beneficios reales o percibidos no pueden equipararse entre sí ni compatibilizarse. La forma más eficaz de comprender e integrar múltiples valores es implicar a las comunidades afectadas en el enfoque de gestión, lo cual se traduce en la necesidad de combinar la gestión basada en los ecosistemas con una gestión comunitaria que aborde las dimensiones culturales del mar. Esos sistemas híbridos están en mejores condiciones de equilibrar los tres pilares del desarrollo sostenible (ambiental, económico y social) y, por lo tanto, de tener éxito.

8. Perspectivas

Si bien en el presente capítulo se ha enumerado gran número de enfoques de gestión del medio marino, aún queda mucho por hacer para mejorar y potenciar los avances, incluso en lo que respecta a la integración satisfactoria de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en especial el Objetivo 14, en los objetivos y programas de gestión. También es necesario aumentar la integración de medidas para gestionar las presiones antropógenas que actualmente no son objeto de gestión, como el ruido antropógeno.

Implementar la Agenda 2030 requiere fundamentar la gestión en el enfoque ecosistémico a fin de cumplir el conjunto integrado de prioridades y objetivos mundiales establecidos en los Objetivos. De ese modo será posible

integrar las interacciones, los beneficios y los equilibrios entre los Objetivos y apoyar la consecución de cada una de las metas relacionadas con los océanos. En general, los progresos realizados hasta la fecha son insuficientes, pese a las medidas en vigor para aplicar el Objetivo 14. Se deben acelerar de manera urgente las medidas, en particular las relativas a las metas del Objetivo 14 que vencen en 2020, a saber, las metas 14.2, 14.4, 14.5 y 14.6. Aunque el Objetivo 14 no se refiere de forma explícita a los aspectos culturales del mar, el resultado de la Conferencia de las Naciones Unidas para Apoyar la Implementación del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, titulado “Nuestros océanos, nuestro futuro: llamamiento a la acción”,

menciona la necesidad de elaborar estrategias amplias para crear conciencia acerca de la relevancia natural y cultural de los océanos.³⁵ Del mismo modo, en las Modalidades de Acción Acelerada para los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (Trayectoria de Samoa) se reconoce la conexión cultural de las comunidades de los pequeños Estados insulares en desarrollo con el océano y la importancia de los conocimientos tradicionales para el desarrollo sostenible de las economías basadas en los océanos.³⁶

Los resultados del Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030)³⁷ y del Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas, que coinciden en el tiempo, respaldarán la aplicación del Objetivo 14, suministrarán muchas de las fuentes de datos necesarias para aplicar los procesos y mecanismos de gestión y enriquecerán la cultura oceánica.³⁸ Esas iniciativas tienen el potencial de hacer avanzar las herramientas necesarias para adoptar decisiones ahora y en el futuro, mejorar la comprensión general de los problemas y las soluciones de la gestión de los océanos y aumentar la implicación social en la adopción de decisiones y la aplicación de soluciones. Integrar la protección del patrimonio cultural subacuático en el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible³⁹ también es pertinente para apoyar los recursos y beneficios culturales materiales e inmateriales que

proporcionan los océanos (UNESCO, 2019; Trakadas et al., 2019).

Si bien está implícito en el contexto de la gestión del medio marino, en el presente capítulo no se ha profundizado en los detalles de la gobernanza marina ni en los retos asociados a la naturaleza sectorial y, a menudo, fragmentada de los órganos administrativos (p. ej., Boyes y Elliott, 2014, 2015). A fin de que sean eficaces a mayor escala y para las especies que habitan grandes superficies, los enfoques de gestión, basados o no en zonas geográficas, deberán superar la frecuente fragmentación y la diversidad de los sistemas de gobernanza de todo el mundo.

La gestión eficaz de los recursos marinos también deberá trascender la jurisdicción nacional, donde las dificultades son mayores debido a la complejidad del régimen jurídico. Ello confiere mayor relevancia a las negociaciones en curso auspiciadas por las Naciones Unidas sobre un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (véase el cap. 28). En la UNESCO se han iniciado debates similares sobre la ampliación del ámbito de aplicación de la Convención para la Protección del Patrimonio Mundial Cultural y Natural con el fin de incorporar en él la protección y la gestión de los sitios marinos de valor universal excepcional en las zonas de alta mar (UNESCO, 2016; 2019).

Bibliografía

Anthony, Kenneth R.N., et al. (2015). Operationalizing resilience for adaptive coral reef management under global environmental change. *Global Change Biology*, vol. 21, No. 1, pp. 48–61. <https://doi.org/10.1111/gcb.12700>.

³⁵ Véase la resolución de la Asamblea General 71/312, anexo.

³⁶ Véase la resolución de la Asamblea General 69/15, anexo. Véase also <https://sidsnetwork.org/samoa-pathway>.

³⁷ Véase la resolución de la Asamblea General 72/73.

³⁸ Véase <https://oceanconference.un.org/commitments/?id=15187> and http://ioc-unesco.org/index.php?option=com_oe&task=viewEventAgenda&eventID=2200.

³⁹ Véase la resolución de la Asamblea General 72/73, para. 292. Véase also www.oceandecadeheritage.org.

- Basiron, Mohd, and Cheryl Kaur (2009). *Designating a Particularly Sensitive Sea Area: Specifics, Processes and Issues*.
- Bennett, Nathan J. (2019). Marine Social Science for the Peopled Seas. *Coastal Management*, vol. 47, No. 2, pp. 244–252. <https://doi.org/10.1080/08920753.2019.1564958>.
- Berkes, Fikret, et al. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, vol. 10, No. 5, pp. 1251–1262.
- Borja, Angel, et al. (2017). Bridging the Gap Between Policy and Science in Assessing the Health Status of Marine Ecosystems. 2nd ed. Lausanne: Frontiers Media. <https://doi.org/10.3389/978-2-88945-126-5>.
- Boyes, Suzanne J., and Michael Elliott (2014). Marine legislation: the ultimate 'horrendogram' – international law, European directives and national implementation. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 86, Nos. 1–2, pp. 39–47.
- _____ (2015). The excessive complexity of national marine governance systems: has this decreased in England since the Introducing of the Marine and Coastal Access Act 2009? *Marine Policy*, vol. 51, pp. 57–65.
- Brugère, Cecile, et al. (2019). The ecosystem approach to aquaculture 10 years on: a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, vol. 11, No. 3, pp. 493–514. <https://doi.org/10.1111/raq.12242>.
- Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (2017). Protected Planet: World Database on Protected Areas. Cambridge, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte of Great Britain and Northern Irlanda. www.protectedplanet.net/marine.
- Chong, J. (2014). Ecosystem-based approaches to climate change adaptation: progress and challenges. *International Environmental Agreements: Politics, Laws and Economics*, vol. 14, pp. 391–405. <https://doi.org/10.1007/s10784-014-9242-9>.
- Chung, Anne E., et al. (2019). Building coral reef resilience through spatial herbivore management. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 98. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00098>.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (1992). Anexo I, Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Principio 15: Enfoque de precaución, Río de Janeiro, 3 a 14 de junio de 1992. www.unesco.org/education/pdf/RIO_E.PDF.
- Cowan, James H., Jr., et al. (2012). Challenges for implementing an ecosystem approach to fisheries management. *Marine and Coastal Pesca*, vol. 4, No. 1, pp. 496–510.
- Delisle, Aurélie, et al. (2018). The socio-cultural benefits and costs of the traditional hunting of dugongs (*Dugong dugon*) and green turtles (*Chelonia mydas*) in Torres Strait, Australia. *Oryx*, vol. 52, No. 2, pp. 250–261. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001466>.
- Díaz, Sandra, et al. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, vol. 359, No. 6373, p. 270. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- Dudley, Nigel, et al. (2010). The revised IUCN protected area management categories: the debate and ways forward. *Oryx*, vol. 44, No. 4, pp. 485–490.
- Dunstan, Piers K., et al. (2016). Using ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs) to implement marine spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, vol. 121, pp. 116–127.
- Edgar, Graham J., and Rick D. Stuart-Smith (2014). Systematic global assessment of reef fish communities by the reef life survey program. *Scientific Data*, vol. 1, pp. 140007–140007. <https://doi.org/10.1038/sdata.2014.7>.
- _____ (2016). Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 176, pp. 12–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.003>.

- Elliott, M. (2011). Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures: a numbered guide. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, pp. 651–655.
- Elliott, M., et al. (2016). Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 176, pp. 12–35. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.003>.
- Fanini, Lucia, et al. (2020). Advances in sandy beach research: local and global perspectives. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 234, p. 106646.
- Ferrario, Filippo, et al. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, vol. 5, p. 3794.
- Gerhardinger, Leopoldo C., et al. (2009). Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brasil. *Ocean and Coastal Management*, vol. 52, Nos. 3–4, pp. 154–165.
- Gerhardinger, Leopoldo C., et al. (2011). Marine protected areas: the flaws of the Brazilian national system of marine protected areas. *Environmental Management*, vol. 47, No. 4, pp. 630–643.
- Gianelli, I., et al. (2018). Operationalizing an ecosystem approach to small-scale fisheries in developing countries: the case of Uruguay. *Marine Policy*, vol. 95, pp. 180–188.
- Gilby, Ben L., et al. (2018). Maximizing the benefits of oyster reef restoration for finfish and their fisheries. *Fish and Pesca*, vol. 19, No. 5, pp. 931–947. <https://doi.org/10.1111/faf.12301>.
- Gill, David A., et al. (2017). Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, vol. 543, p. 665.
- Goodhead, Tim, and Zeynep Aygen (2007). Heritage management plans and integrated coastal management. *Marine Policy*, vol. 31, No. 5, pp. 607–610. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.03.005>.
- Govan, Hugh (2009). Achieving the potential of locally managed marine areas in the South Pacific. *SPC Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin*, vol. 25.
- Graham, Nicholas A.J., et al. (2013). Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11, art. 10, pp. 541–548. <https://doi.org/10.1890/120305>.
- Hall, Stephen (2002). Capítulo 3: the use of technical measures in responsible fisheries: area and time restrictions. In *A Fishery Manager's Guidebook: Management Measures and Their Application*, Kevern L. Cochrane, ed. Pesca Technical Paper, No. 424. Roma. www.fao.org/3/y3427e/y3427e00.htm.
- Harvey, C.J., et al. (2017). Implementing “the iea”: using integrated ecosystem assessment frameworks, programs, and applications in support of operationalizing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 398–405. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw201>.
- Hidalgo, Manuel, et al. (2018). Cambio climático impacts, vulnerabilidades and adaptations: Mar Mediterráneo and the Mar Negro marine fisheries. In *Impacts of Climate Change on Pesca and Acuicultura*, pp. 139–158. FAO.
- Historic Environment Scotland (2019). *Scotland's Historic Marine Protected Areas*. Historic Environment Scotland. www.historicenvironment.scot/archives-and-research/publications/publication/?publicationId=fe248e27-0c19-4e4e-8d65-a62d00a2ce6a.
- Holsman, Kirstin K., et al. (2019). Towards climate resiliency in fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 5, pp. 1368–1378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz031>.
- Humphreys, John, and Robert W.E. Clark (2020). *Marine Protected Areas: Science, Policy and Management*. Elsevier.
- Jones, Daniel O.B., et al. (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.
- Jones, Peter J.S., et al. (2016). Marine spatial planning in reality: Introducción to case studies and discussion of findings. *Marine Policy*, vol. 71, pp. 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.026>.

- Karmaoui, Ahmed (2018). Environmental Vulnerability to Climate Change in Mediterranean Basin: Socio-Ecological Interactions Between North and South. In *Hydrology and Water Resource Management: Breakthroughs in Research and Practice*, pp. 61–96. Hershey, Pennsylvania, Estados Unidos de América de América: IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-3427-3.ch003>.
- Kikiloi, Kekuewa, et al. (2017). Papahānaumokuākea: integrating culture in the design and management of one of the world's largest marine protected areas. *Coastal Management*, vol. 45, No. 6, pp. 436–451.
- Lee, Dah-Jye, et al. (2008). Contour matching for fish species recognition and migration monitoring. In *Applications of Computational Intelligence in Biology*, Tomasz G. Smolinski, et al. eds., vol. 122, pp. 183–207. Studies in Computational Intelligence. Springer.
- Link, Jason S., and Howard I. Browman (2017). Operationalizing and implementing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 379–381.
- Lo, Veronica (2018). Voluntary Guidelines for the Design and Effective Implementation of Ecosystem-Based Approaches to Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction. CBD/SBSTTA/22/INF/1.
- Longépé, Nicolas, et al. (2018). Completing fishing monitoring with spaceborne Vessel Detection System (VDS) and Automatic Identification System (AIS) to assess illegal fishing in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 131, pp. 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.016>.
- Maestro, María, et al. (2019). Marine protected areas in the 21st century: current situation and trends. *Ocean and Coastal Management*, vol. 171, pp. 28–36.
- McIntosh, Emma J., et al. (2017). The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 42, pp. 677–697.
- Mcleod, Elizabeth, et al. (2019). The future of resilience-based management in coral reef ecosystems. *Journal of Environmental Management*, vol. 233, pp. 291–301.
- Meek, Chanda L. (2013). Forms of collaboration and social fit in wildlife management: a comparison of policy networks in Alaska. *Global Environmental Change*, vol. 23, No. 1, pp. 217–228.
- Milcu, Andra Ioana, et al. (2013). Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*, vol. 18, No. 3. <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>.
- Miller, Rachel L., et al. (2018). Protecting migratory species in the Australian marine environment: a cross-jurisdictional analysis of policy and management plans. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 229.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108186148>.
- Nguyen, K.D., et al. (2016). The Vietnamese state and administrative co-management of nature reserves. *Sustainability*, vol. 8, No. 3, p. 292.
- Oates, Jennifer, and Lyndsey A. Dodds (2017). An approach for effective stakeholder engagement as an essential component of the ecosystem approach. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 391–397. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw229>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2016). *The State of World Pesca and Acuicultura*. Roma.
- _____ (2018). *The State of World Pesca and Acuicultura 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Roma.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (1972). *Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage, Adopted by the General Conference at its seventeenth session, Paris, 16 November 1972*. <https://whc.unesco.org/archive/convention-en.pdf>.
- _____ (2016). *World Heritage in the High Seas: An Idea Whose Time Has Come*. World Heritage Report, No. 44. UNESCO.

- _____ (2019). *Report on the Evaluation of 2001 Convention on the Protection of Underwater Cultural Heritage*. UNESCO.
- Pope, John G. (2002). Capítulo 4: input and output controls: the practice of fishing effort and catch management in responsible fisheries. In *A Fishery Manager's Guidebook: Management Measures and Their Application*, Stephen Hall, ed.. Pesca Technical Paper, No. 424. Roma. <https://doi.org/10.1002/9781444316315.ch9>.
- Poulain, Florence, et al. (2018). Methods and tools for climate change adaptation in fisheries and aquaculture. In *Impacts of Climate Change on Pesca and Acuicultura. Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*, Manuel Barange et al., eds., pp.535–566. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper, No. 627. Roma.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2018). Conceptual guidelines for the application of marine spatial planning and integrated coastal zone management approaches to support the achievement of sustainable development goal targets 14.1 and 14.2. Naciones Unidas Regional Seas Reports and Studies, No. 207. www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/548/original/Final_ConceptualGuidelines_240918.pdf?1538124788.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2000). *Annex III, Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convenio sobre la Diversidad Biológica at Its Fifth Meeting*. www.cbd.int/doc/decisions/COP-05-dec-en.pdf.
- Reef Restoration and Adaptation Program Consortium (2018). *Reef Restoration and Adaptation Program*. Australian Marine Science Association. www.aims.gov.au/documents/30301/0/RRAP+Brochure/909e6dea-c7e9-4125-bece-0f10b639da5b.
- Reis, Enir G., and Fernando D'Incao (2000). The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brasil: an effort towards community-based management. *Ocean and Coastal Management*, vol. 43, No. 7, pp. 585–595.
- Roberts, Callum M., et al. (2017). Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 114, No. 24, pp. 6167–6175. <https://doi.org/10.1073/pnas.1701262114>.
- Satta, Alessio, et al. (2017). Assessment of coastal risks to climate change related impacts at the regional scale: the case of the Mediterráneo region. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 24, pp. 284–296.
- Schultz, Lisen, et al. (2015). Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 112, No. 24, pp. 7369–7374. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406493112>.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2004). *The Ecosystem Approach*. Montreal: Secretariat of the Convenio sobre la Diversidad Biológica. www.cbd.int/ecosystem.
- _____ (2019). *Voluntary Guidelines for the Design and Effective Implementation of Ecosystem-Based Approaches to Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction and Supplementary Information*. Technical Series, No. 93. Montreal: Secretariat of the Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Strati, Anastasia (1995). *The Protection of the Underwater Cultural Heritage: An Emerging Objective of the Contemporary Law of the Sea*, vol. 23. Martinus Nijhoff Publishers.
- Thornton, Thomas F., and Adela Maciejewski Scheer (2012). Collaborative engagement of local and traditional knowledge and science in marine environments: a review. *Ecology and Society*, vol. 17, No. 3. <https://doi.org/10.5751/ES-04714-170308>.
- Trakadas, Athena, et al. (2019). The Ocean Decade Heritage Network: Integrating Cultural Heritage Within the Naciones Unidas Decade of Ocean Science 2021–2030. *Journal of Maritime Archaeology*, vol. 14, No. 2, pp. 153–165.

- Tribunal Internacional del Derecho del Mar (Sala de Controversias de los Fondos Marinos) (2011). *Case No. 17, Advisory Opinion on Responsibilities and Obligations of States with Respect to Activities in the Area*, 1 February 2011.
- Trochta, John T., et al. (2018). Ecosystem-based fisheries management: perception on definitions, implementations, and aspirations. *PLOS One*, vol. 13, No. 1, p. e0190467.
- Turner, Nancy J., and Fikret Berkes (2006). Coming to understanding: developing conservation through incremental learning in the Pacific Northwest. *Human Ecology*, vol. 34, No. 4, pp. 495–513.
- Veitayaki, Joeli, et al. (2003). Empowering local communities: case study of Votua, Ba, Fiji. *Ocean Yearbook Online*, vol. 17, No. 1, pp. 449–463.
- Waltham, Nathan J., et al. (2020). Naciones Unidas decade on ecosystem restoration 2021–2030: what chance for success in restoring coastal ecosystems? *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 71. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00071>.
- Wise, Russell M., et al. (2014). Reconceptualising adaptation to climate change as part of pathways of change and response. *Global Environmental Change*, vol. 28, pp. 325–336.
- Zador, S.G., et al. (2017). Ecosystem considerations in Alaska: the value of qualitative assessments. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw144>.
- Zhang, C. I., et al. (2011). An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 1318–1328.

Capítulo 28

Novedades en la comprensión de los beneficios globales de los océanos para la humanidad

Contribuidores: Luciano Hermanns (coordinador), Denis Worlnanyo Aheto, Adem Bilgin, Robert Blasiak, Cecile Brugere, Karen Evans, Antony Firth, Deborah Greaves, Osman Keh Kamara (co-responsable), Wenhai Lu, Essam Yassin Mohamed (responsable), Iryna Makarenko, Stale Navrud, Marinez Eymael Garcia Scherer, Jörn Schmidt (corresponsable), Anita Smith, Anastasia Strati (co-responsable), Rashid Sumaila, Kateryna Utkina, Hans Van Tilburg y Wojciech Wawrzynski.

Ideas clave

- Los recursos oceánicos son el principal medio de subsistencia de millones de personas de todo el planeta y suministran múltiples beneficios y servicios ecosistémicos, como la producción de oxígeno, la provisión de alimentos, el almacenamiento de carbono, minerales, recursos genéticos y servicios culturales y de sustento de la vida en general. No obstante, los servicios que prestan los ecosistemas marinos y costeros se están deteriorando a una velocidad alarmante debido a diversas presiones antropógenas, incluido el cambio climático.
- Las actividades humanas repercuten directa o indirectamente en los servicios ecosistémicos y por lo tanto pueden reducir o anular los beneficios que de lo contrario se generarían. Como se prevé que las actividades humanas en el medio marino aumenten, en particular en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, no solo ejercerán una presión cada vez mayor en los recursos naturales, sino que también podrían suponer una amenaza para la biodiversidad marina y, en consecuencia, para los beneficios que la población obtiene de los servicios ecosistémicos.
- El derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar¹ es crucial para la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos y para proteger los múltiples servicios ecosistémicos que los océanos prestan a las generaciones actuales y prestarán a las futuras. Toda medida e iniciativas debe centrarse principalmente en las deficiencias en la aplicación o la regulación, en especial en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.
- Esto hace que adquieran más importancia las negociaciones que se están manteniendo en las Naciones Unidas para elaborar un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.
- La distribución mundial de los beneficios que se derivan de los océanos sigue siendo muy desigual. Los esfuerzos de los países menos adelantados para aprovechar lo que ofrecen los océanos se ven obstaculizados por las carencias en materia de desarrollo de la capacidad y las limitaciones de recursos y financieras.
- El desarrollo de la capacidad, el intercambio de conocimientos científicos y la colaboración para concebir y transferir tecnologías marinas innovadoras permitirán que los Estados puedan participar plenamente en la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos y beneficiarse de ellos y les ayudarán a cumplir sus obligaciones.

1. Introducción

Los recursos oceánicos son el medio de subsistencia de millones de personas de todo el planeta y suministran múltiples servicios ecosistémicos cruciales, como la producción de oxígeno y el almacenamiento de carbono, varios servicios relacionados con la biodiversi-

dad, como la captura y recolección de recursos vivos, la protección costera y los recursos genéticos (Mohammed, 2012) y servicios culturales y de esparcimiento (Whitmarsh, 2011). Los servicios que más se valoran son el turismo y las actividades recreativas, así como

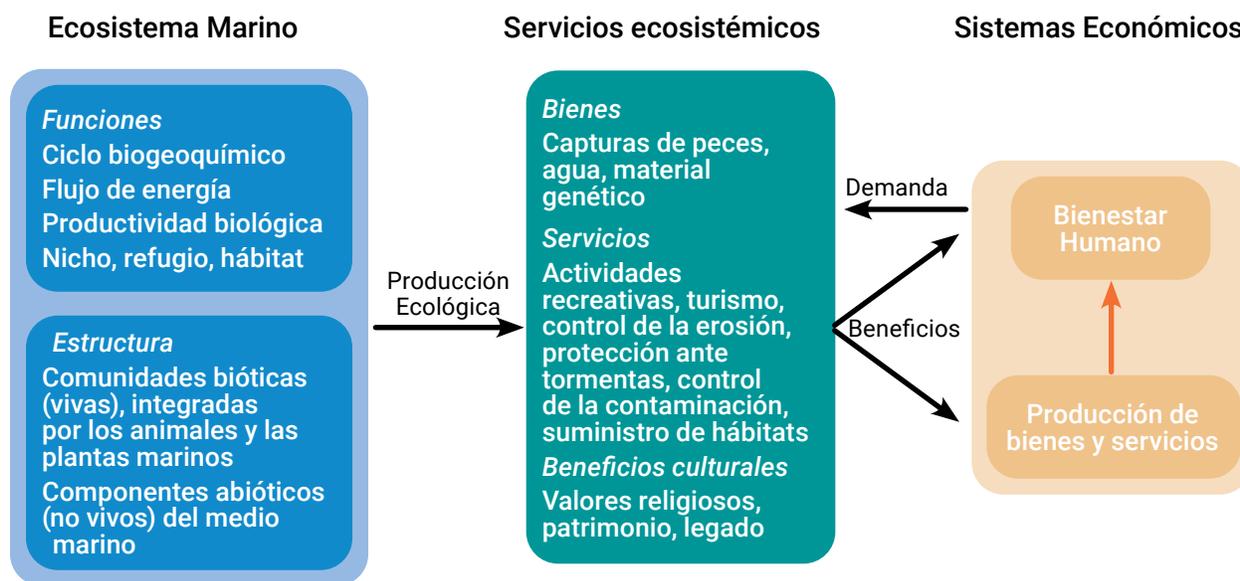
¹ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No.31363.

la protección ante tormentas (Mehvar et al., 2018). Ya solo la pesca reporta múltiples beneficios a millones de personas, incluso a las que viven en la pobreza en las comunidades costeras de los países de ingreso bajo. El pescado y el marisco son una fuente importante de alimento, proteínas y micronutrientes para muchas comunidades vulnerables. Según las estimaciones, en 2016 trabajaban en el sector primario de la pesca de captura y la acuicultura 59,6 millones de personas, la gran mayoría de ellas en países de ingreso bajo (aunque la cifra incluye algunas actividades en tierra). Si se añaden las personas que trabajan en los sectores conexos de la elaboración, la comercialización, la distribución y el suministro, se calcula que la pesca y la acuicultura son el medio de subsistencia de casi 250 millones de personas

(Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2018).

Los beneficios que reportan los ecosistemas marinos y costeros pueden categorizarse de varias maneras. Tradicionalmente se habían clasificado en bienes (productos, recursos y cosechas de la naturaleza con valor de mercado), servicios (procesos que sustentan todas las formas de vida pero no tienen valor de mercado) y beneficios culturales (patrimonio espiritual y religioso, sin valor de mercado explícito). Los bienes tienen valor (de consumo) de uso directo, calculado mediante los precios de mercado, mientras que los servicios y los beneficios culturales tienen valor (no consumitivo) de uso indirecto, que se puede calcular aplicando diferentes técnicas de valoración (véase la figura).

Cómo generan beneficios económicos los ecosistemas marinos



Nota: La estructura y el funcionamiento de los ecosistemas marinos conducen a la producción ecológica de servicios ecosistémicos. Algunos de los bienes, servicios y beneficios culturales repercuten en el bienestar humano de forma directa, mientras que otros lo hacen indirectamente, apoyando o protegiendo activos económicos o actividades productivas de gran valor..

En la crucial Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, de 2005, se propuso otra manera de clasificar los beneficios que el ser humano obtiene de los ecosistemas, denominados también servicios ecosistémicos. Con arreglo a ella, existen servicios de abastecimiento, de

regulación, culturales y de apoyo, categoría esta última necesaria para la existencia de las demás. Los servicios de abastecimiento, como los alimentos, el combustible y la fibra que se extraen de los ecosistemas, son similares a los beneficios de consumo y tienen valor de

uso, mientras que otros servicios, como la regulación del clima, la absorción de dióxido de carbono, el mantenimiento de los ciclos vitales y los paisajes y la creación de ingresos y oportunidades laborales y de identidad cultural, son principalmente inmateriales (es decir, de carácter no consuntivo, con valor de no uso).

1.1. Servicios de abastecimiento prestados por los ecosistemas marinos y costeros

Los océanos proporcionan numerosos beneficios, tanto directos como indirectos, al ser humano. El beneficio más directo de los ecosistemas marinos y costeros es su productividad primaria y los productos que se derivan de ella, como el pescado, las plantas, los animales, el combustible, la madera (p. ej., manglares), las sustancias bioquímicas, los medicamentos naturales, los productos farmacéuticos, las materias primas (arena y corales) y, en menor medida, el agua dulce y la fibra. En 2016 las capturas de peces marinos fueron de 79,3 millones de toneladas² y la producción de especies acuícolas marinas fue de 28,7 millones de toneladas, y en total a nivel mundial el promedio de productos alimenticios marinos por persona fue de 14,6 kg (FAO, 2018). Los productos alimenticios marinos son fundamentales para la seguridad alimentaria, ya que representan más del 20 % de la ingesta media per cápita de proteínas animales de 3 000 millones de personas, y en algunos países en desarrollo la cifra supera el 50 % (FAO, 2018).

1.2. Servicios de regulación prestados por los ecosistemas marinos y costeros

Los océanos prestan servicios de regulación indispensables. Influyen en los procesos de mediación biológica, como la fijación de carbono y la liberación de oxígeno, por lo que favorecen la regulación del clima y la mitiga-

ción de sus efectos. De igual modo, el litoral es clave para el secuestro de carbono. Estos servicios tienen un valor de uso indirecto para el ser humano, ya que propician unas condiciones climáticas favorables y estables (p. ej., temperaturas y precipitaciones), a las que se han adaptado las actividades de subsistencia (p. ej., cultivos agrícolas), la protección de la salud humana, y la infraestructura y otros activos de los que el ser humano depende para su subsistencia. Los ecosistemas costeros controlan las plagas y las poblaciones de animales mediante las relaciones trófico-dinámicas y favorecen la polinización, y de este modo contribuyen a mantener alejadas a las plagas y enfermedades que pueden afectar a los cultivos, las actividades acuícolas y, posiblemente, la salud humana.

Los ecosistemas costeros son importantes para prevenir la erosión costera y pueden contribuir tanto a la estabilización del litoral como a la protección ante tormentas, atenuando la fuerza de las olas y reduciendo la vulnerabilidad de los asentamientos costeros a la subida del nivel del mar y las inundaciones. Por ejemplo, se estima que el tsunami ocurrido en el océano Índico en 2004 causó más daños en las zonas que se habían convertido en estanques de camarones y a otros usos que en las que los manglares se habían mantenido intactos (Environmental Justice Foundation, 2006) y que, en general, cuanto más espesos eran los manglares, más protegieron la actividad económica (Hochard et al., 2019). Si bien en menor medida, los arrecifes de coral, las praderas submarinas y otros ecosistemas costeros con vegetación pueden contribuir también a disipar el oleaje y a proteger el litoral (Spalding et al., 2014), siempre y cuando se encuentren en buen estado.

² Esta cifra no incluye los mamíferos acuáticos, los cocodrilos y las especies conexas ni las algas y otras plantas acuáticas.

1.3. Servicios de apoyo prestados por los ecosistemas marinos y costeros

En los ecosistemas marinos y costeros, la fotosíntesis posibilita la conversión de energía solar en plantas y animales y el mantenimiento de la productividad primaria neta de los ecosistemas. Los ecosistemas costeros son fundamentales para mantener la biodiversidad y los hábitats reproductivos y las zonas de cría adecuados para las especies acuáticas. Los nichos ecológicos y el refugio que proporcionan a los animales y las plantas silvestres facilitan directamente los servicios de abastecimiento de los ecosistemas marinos y costeros. Por ejemplo, en el Mediterráneo se estima que entre el 30 % y el 40 % de los desembarcos de la pesca comercial en valor proceden de las praderas submarinas y que a estas se destina aproximadamente el 29 % del gasto en pesca recreativa (Jackson et al., 2015). Los ecosistemas costeros también pueden actuar como sumideros de contaminantes, almacenar y reciclar nutrientes y facilitar el ciclo del agua.

1.4. Servicios culturales y otros beneficios sociales de los ecosistemas marinos y costeros

Los servicios estéticos, culturales, religiosos y espirituales que prestan los océanos (servicios culturales) abarcan una amplia gama de prácticas. Los servicios son esenciales para mantener y crear el capital social, la educación, la identidad cultural y las tradiciones (capital humano y social). Muchas creencias y rituales de todo el mundo hacen abundantes referencias al mar. No obstante, las investigaciones sobre los servicios culturales que prestan los ecosistemas marinos y costeros siguen siendo limitadas (García Rodríguez et al., 2017; Blythe et al., 2020; Díaz et al., 2018).

Algunas prácticas culturales son una parte indisoluble del uso tradicional de los océanos, como las técnicas de construcción de embarcaciones o de marisqueo, o las trampas que se utilizan para capturar pez piedra común en la

costa de Asia Sudoriental, Australia y las islas del Pacífico) La diversidad y la sofisticación tecnológica de estas estructuras avalan los conocimientos tradicionales indígenas sobre los océanos y sus recursos (Jeffery, 2013; Rowland y Ulm, 2011). Las embarcaciones tradicionales, como la canoa hawaiana de navegación Hōkūle`a, constituyen una buena plataforma para restaurar y mantener la navegación sin instrumentos y la identidad cultural en el Pacífico. En esta región se han construido además muchas otras canoas de este tipo, y en muchos lugares se han preservado los conocimientos sobre navegación tradicional. Las regatas samoanas de faotasi y las regatas chinas de barcos dragón combinan historia y tradiciones con salud, ejercicio y competición. Las actividades relacionadas con el agua son desde hace tiempo habituales o importantes para la vida de las personas. Entre otras actividades marítimas no consuntivas destacan la natación, el buceo, el piragüismo, el surf, la vela y la observación de la fauna silvestre.

Por último, para muchas comunidades indígenas, la pesca y compartir el pescado son una parte fundamental de las prácticas culinarias tradicionales, que fomentan la cohesión y la identidad socioculturales y las prácticas ceremoniales y culturales conexas (Loring et al., 2019; Leong et al., 2020).

En otros casos, las actividades culturales son maneras de reaccionar ante el océano (como bailes para celebrar el océano o prácticas religiosas de protección frente a los peligros oceánicos). Estas prácticas pueden constituir una parte importante del patrimonio cultural de un pueblo dado. Ejemplo de ello es la caza de ballenas por parte de los pueblos indígenas de la costa oeste del Canadá y los Estados Unidos de América, como se indicó en la primera Evaluación Mundial de los Océanos. En el estado de Washington (Estados Unidos), la tribu de los makah lleva desde 2005 tratando de conseguir autorización para reanudar en cierta medida la caza de ballenas. En noviembre de 2019 se celebró una audiencia sobre la solicitud de la tribu y en febrero de 2020 se publicó una evaluación revisada del impacto ambiental. Los makah temen que, de no conseguir la autori-

zación especial, la falta de refuerzo actual deje ese elemento particular de su cultura vinculado al pasado (Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, 2015; 2020).

El patrimonio también forma parte de los servicios culturales que prestan los océanos, y a este respecto reportan unos beneficios sociales y económicos importantes, si bien a menudo no se cuantifican (Firth, 2015). El carácter icónico del patrimonio cultural subacuático, como los pecios históricos, reúne información arqueológica e histórica que revela aspectos únicos de la navegación y el comportamiento del ser humano en el pasado, que posteriormente se difunde en museos, documentales e investigaciones públicas. Los pecios pueden aportar también información valiosa sobre el contexto sociocultural, histórico, económico y político a varias escalas de referencia (local, regional o mundial) teniendo en cuenta la fecha en que se construyó la embarcación (p. ej., diseño del casco, aparejos, materiales utilizados o finalidad) y la razón de su hundimiento (p. ej., guerras, piratería, corsarismo, abandono intencionado o episodios meteorológicos naturales) (Gould, 1983). Los restos de paisajes prehistóricos e históricos sumergidos por la subida del nivel del mar y la continua destrucción de importantes lugares costeros a causa de la exposición y la erosión son recordatorios importantes del cambio climático en el pasado de la humanidad y del impacto de la crisis climática en la actualidad (Harkin et al., 2020).

El turismo centrado en los naufragios es un componente notable del sector del buceo recreativo. Los oficios en recuerdo de buques naufragados, como las ceremonias de colocación de ofrendas florales en los lugares en que yacen sumergidos buques de guerra, son expresión de la fuerte conexión que existe con el sacrificio en la mar. La diversidad de los servicios culturales que se derivan de los pecios y otras estructuras históricas marinas se complementa con el papel que el patrimonio cultural subacuático puede desempeñar como arrecife artificial, proporcionando hábitats importantes para la conservación de la naturaleza y la pesca tanto recreativa como comercial, por ejemplo (Firth, 2018).

Por último, cabe mencionar el sentido de lugar que el océano genera en quien lo contempla. La sensación de amplitud y exposición a los elementos puede ser muy importante para quienes viven en la costa y para los turistas que la visitan. Como se señaló en el capítulo 8B, sobre la salud humana y los océanos, cada vez hay más pruebas de que la sensación de amplitud que genera el océano puede mejorar la salud humana. El océano también ha sido una fuente importante de inspiración para artistas, compositores y escritores, a menudo en reflejo de aspectos de la sociedad importantes desde el punto de vista económico. Algunos estudios ponen de manifiesto el fuerte vínculo emocional que existe entre las personas y el medio marino (p. ej., Fletcher et al. (2014), sobre el mar Negro, y Gee y Burkhard (2010), sobre el mar del Norte), así como lo importante que es mantener esa relación para preservar tanto la naturaleza como la cultura (Fletcher et al., 2014). Sin embargo, pese a los progresos realizados hasta la fecha, por ahora la gestión y las investigaciones apenas han tenido en cuenta la gran importancia que reviste el sentido de lugar, y en particular cómo influye en el éxito y la eficacia de las intervenciones de gestión (Van Putten et al., 2018; Hernández et al., 2007).

Entre los numerosos beneficios sociales que suministran los ecosistemas marinos y costeros cabe destacar también las oportunidades de generación de ingresos, laborales, educativas y recreativas, así como de obtención de información e inspiración científica y artística, de las que depende, tanto directa como indirectamente, el bienestar de la población, independientemente de la distancia a la que esta viva de la costa.

2. Beneficios y distribución de estos

Si bien algunos beneficios oceánicos son fundamentales y garantizan la existencia de vida en nuestro planeta, como la producción de oxígeno y la absorción de dióxido de carbono y calor, la mayoría guardan relación con ecosistemas concretos o elementos de ellos, por lo que no se distribuyen de manera uniforme. Además, no todos los Estados tienen la capacidad necesaria para participar plenamente en el océano y sus recursos y beneficiarse de ellos, lo que puede deberse a que carezcan de acceso al océano, como es el caso de los Estados sin litoral, o a que no tengan medios financieros para desarrollar las industrias marítimas, como ocurre en muchos países en desarrollo. Algunos Estados no tienen capacidad para acceder a las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional y en ocasiones ni siquiera para acceder a algunas partes de su propia zona económica exclusiva. Por ejemplo, en estos momentos son un número reducido de países los que recogen recursos genéticos marinos en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional para su secuenciación y posible comercialización (Blasiak et al., 2018; 2019; Harden-Davies, 2019; Levin y Baker, 2019).

Uno de los principales servicios de abastecimiento, a saber, los recursos vivos, no solo no está distribuido de manera uniforme (los lugares más productivos se concentran en las zonas de afloramiento (Kämpf y Chapman, 2016)), sino que además una parte considerable de la pesca de captura corre a cargo de un número relativamente reducido de embarcaciones de pesca pertenecientes a unos pocos Estados. En 2016, el 42 % de las capturas mundiales fueron efectuadas por embarcaciones de 25 Estados (FAO, 2018). Por lo tanto, los beneficios no van necesariamente a los países en cuya zona económica exclusiva se produce el pescado. McCauley et al. (2018) constataron que las embarcaciones de pabellón de naciones de ingreso más alto, por ejemplo, son las responsables del 97 % y el 78 % de la pesca industrial rastreable que se produce en alta mar

y en las aguas nacionales de países de ingreso más bajo, respectivamente.

Al analizar desde el punto de vista económico los beneficios culturales de los servicios ecosistémicos cada vez se recurre más a métodos de valoración ambiental de los usos recreativos, como el turismo, la pesca recreativa marina, la observación de ballenas y el disfrute del paisaje marino (Hanley et al., 2015; Aanesen et al., 2015; Spalding et al., 2017), y los valores de no uso (p. ej., valor de legado y existencia) de los arrecifes de coral y la demás biodiversidad marina (Aanesen et al., 2015; Navrud et al., 2017). El turismo depende en particular de algunas características concretas, como los arrecifes de coral (Brander et al., 2007), y algunas actividades, como el turismo de cruceros, se concentran en algunas zonas, como el Caribe y el Mediterráneo, pero se están expandiendo también a las zonas polares (véase el cap. 8A).

La Autoridad Internacional de los Fondos Marinos es la organización por conducto de la cual los Estados partes en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar organizan y controlan las actividades en la Zona (es decir, todas las actividades de exploración y explotación de los recursos minerales del lecho marino y el fondo oceánico y el subsuelo de este fuera de los límites de la jurisdicción nacional) en beneficio de toda la humanidad y disponen la distribución equitativa de los beneficios financieros y otros beneficios económicos derivados de las actividades en la Zona (véase el art. 140 de la Convención). No obstante, además de los beneficios económicos derivados de la explotación minera de los fondos marinos, en el contexto del artículo 140 han de considerarse también los beneficios que reporta dejar los ecosistemas intactos, integrando así la redistribución (solidaridad internacional) con la preservación ecológica (solidaridad intergeneracional) (Tladi, 2015; Feichtner, 2019).

La obligación de repartir los beneficios se recoge también en el artículo 82 de la Con-

vención, con arreglo al cual los Estados ribereños han de efectuar pagos o contribuciones en especie respecto de la explotación de los recursos no vivos de la plataforma continental más allá de las 200 millas marinas. Estos pagos o contribuciones han de efectuarse por

conducto de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos, la cual los distribuye entre los Estados Partes en la Convención sobre la base de criterios de distribución equitativa (Spicer y McIsaac, 2016).

3. Perjuicios para el ser humano

En su marco conceptual, la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas define las contribuciones de la naturaleza a las personas como todas las contribuciones positivas o beneficios (incluidos los servicios ecosistémicos) y las ocasionales contribuciones negativas, pérdidas o daños que la naturaleza reporta a las personas (Pascual et al., 2017). Las contribuciones negativas de la naturaleza, que en algunos ámbitos se conocen como perjuicios ecosistémicos, se están comenzando a tener en cuenta en las evaluaciones de los servicios ecosistémicos (Campagne et al., 2018).

Los perjuicios ecosistémicos son las funciones o propiedades de los ecosistemas que son desagradables o causan daños reduciendo los servicios ecosistémicos o afectando directamente al ser humano (Lyytimäki, 2014; Shackleton et al., 2016). Causan efectos directos en las personas, por ejemplo, las inundaciones y las marejadas ciclónicas, que pueden ocasionar unas pérdidas económicas anuales de más de 100.000 millones de dólares (Kousky, 2014). También pueden causar daños directos las enfermedades de transmisión por productos alimenticios marinos causadas por la prolife-

ración de algas nocivas, como la intoxicación amnésica por mariscos, la intoxicación paralizante por mariscos, la intoxicación diarreaica por mariscos, la intoxicación neurotóxica por mariscos y la intoxicación por pescado con ciguatera. Además de tener efectos negativos en el bienestar humano, las enfermedades también generan pérdidas económicas a raíz de los gastos de hospitalización y la productividad perdida (Sanseverino et al., 2016). La proliferación de algas nocivas puede causar pérdidas también en la producción pesquera y acuícola. La sedimentación natural puede repercutir negativamente en las actividades humanas, como el transporte marítimo.

Aunque se reconoce que hay casos en que la naturaleza hace contribuciones negativas, el aumento de los casos y la magnificación de los episodios guardan relación en su mayoría con las actividades humanas y las presiones antropógenas. Por ejemplo, las inundaciones costeras suelen afectar a los asentamientos humanos ubicados en zonas costeras de baja altitud susceptibles. De igual modo, la proliferación de algas es atribuible a los contaminantes derivados de actividades humanas.

4. Amenazas para los servicios prestados por los ecosistemas oceánicos

Las actividades humanas repercuten directa o indirectamente en los servicios ecosistémicos y por lo tanto pueden reducir o anular los beneficios que de lo contrario se generarían. Esas amenazas son las presiones que

se describen en detalle en los capítulos 9-25. Como se prevé que las actividades humanas en el medio marino aumenten, en particular en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, no solo ejercerán una presión cada

vez mayor en los recursos naturales, sino que también podrían suponer una amenaza para la biodiversidad marina y, en consecuencia, para los beneficios que la población obtiene de los servicios ecosistémicos (Altvater et al., 2019). Se sabe relativamente poco sobre la manera en que interaccionan los procesos sociales y ecológicos para determinar los beneficios de los ecosistemas marinos (Outeiro et al., 2017). Si bien el proceso de coproducción puede facilitar los flujos de servicios ecosistémicos deseables, también puede generar contrapartidas que limiten los flujos o exacerben los perjuicios, lo que tendría efectos negativos en el

bienestar humano a varios niveles (Pope et al., 2016). Estos efectos, que pueden categorizarse en amenazas extractivas (p. ej., la pesca, la explotación minera, la exploración y extracción de hidrocarburos mar adentro, la instalación de energía renovable marina y la explotación de manglares) y amenazas no extractivas (p. ej., el calentamiento y la acidificación de los océanos, la eutrofización, la contaminación y la destrucción y conversión de hábitats), interactúan entre sí, de tal modo que a menudo se potencia el impacto (McCauley et al., 2015; Sumaila et al., 2016; Simas et al., 2015; O'Hagan et al., 2015; Greaves et al., 2016).

5. Salvaguardar los beneficios oceánicos mediante la cooperación regional e internacional y la mejora de la aplicación del derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar

5.1. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, acuerdos de aplicación de esta e instrumentos conexos

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico en el que deben llevarse a cabo todas las actividades en los océanos y los mares, es vital para conservar y utilizar de manera sostenible los océanos y sus recursos y salvaguardar los muchos servicios ecosistémicos que prestan los océanos, tanto para las generaciones actuales como para las futuras.

La Convención tiene como eje la integración de las dimensiones ambiental, social y económica y establece un delicado equilibrio entre la necesidad de promover el desarrollo económico y social mediante el uso de los océanos y sus recursos y la de conservar y administrar esos recursos de forma sostenible y proteger y preservar el medio marino. También constituye un marco para la cooperación internacional en

la conservación y el uso sostenible del océano y sus recursos, que puede tener lugar por conducto de instituciones intergubernamentales o bilateralmente, entre Estados (Naciones Unidas, 2017b).

La Convención fomenta la estabilidad, la paz y el progreso y es especialmente importante en el difícil contexto internacional actual. Brinda una base sólida e instrumentos jurídicos para hacer frente con eficacia a los problemas relacionados con el desarrollo sostenible y a otros nuevos que surjan en ese ámbito. Por lo tanto, es sumamente importante respetar y aplicar íntegramente sus disposiciones, en particular la obligación de proteger y preservar el medio marino y de cooperar.

El enfoque integrado de la gestión de los océanos reflejado en la Convención es esencial para promover el desarrollo sostenible, puesto que los enfoques sectoriales y fragmentados carecen de coherencia y podrían desembocar en soluciones poco beneficiosas para la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos. A nivel internacional, es impor-

tante que las organizaciones internacionales, en el marco de su competencia, se guíen en su labor normativa y sus actividades de desarrollo de capacidad por el enfoque integrado y que respondan efectivamente a la creciente necesidad de coordinación y cooperación intersectorial. A nivel nacional, adoptar tal enfoque integrado implica implantar un marco jurídico integral para las cuestiones oceánicas y establecer mecanismos institucionales que favorezcan la cooperación entre organismos y mejorar los que ya existen.

En muchos ámbitos, la Convención se complementa con instrumentos sectoriales, de carácter más específico. Además de sus dos acuerdos de aplicación, a saber, el Acuerdo de 1994 relativo a la Aplicación de la Parte XI de la Convención³ y el Acuerdo de 1995 sobre la Aplicación de las Disposiciones de la Convención relativas a la Conservación y Ordenación de las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorios,⁴ existen numerosos instrumentos jurídicos internacionales a nivel mundial y regional que abarcan muchos aspectos de la utilización de los océanos, como la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos.

Entre los instrumentos se cuentan tratados mundiales relativos a la ordenación pesquera sostenible (como el Acuerdo de la FAO sobre Medidas del Estado Rector del Puerto Destinadas a Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada, de 2009), la contaminación que generan los buques, la seguridad marítima, la contaminación atmosférica, la liberación de sustancias peligrosas al medio, la protección de ciertas especies y hábitats, la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, las condiciones laborales de la gente de mar, los pescadores y otros trabajadores marítimos y la protección del patrimonio cultural subacuático. En el marco también se incluyen varios tratados

regionales, como los que establecen organizaciones y acuerdos regionales de ordenación pesquera, y convenios y planes de acción sobre mares regionales. Además, existen diversos instrumentos de derecho indicativo que también tratan cuestiones pertinentes, incluidas directrices técnicas sobre pesca, como las Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar y el Código de Conducta para la Pesca Responsable, ambos de la FAO, y la guía Planificación espacial marina: una guía paso a paso hacia la gestión ecosistémica, de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental. Si bien las directrices tienen carácter universal, destacan las mejores prácticas y especificidades regionales y, por tanto, ayudan a los países a aplicar las agendas oceánicas mundiales. Los componentes del sistema funcional de gestión de los océanos a escala mundial también se sustentan en mecanismos de derecho indicativo que orientan la acción internacional, como la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo⁵ y la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible⁶ y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible, en particular el Objetivo 14, sobre la vida submarina.

La conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos solo se lograrán si se aplica plenamente el corpus de derecho internacional al completo. Toda medida o iniciativa deber centrarse principalmente en las deficiencias en la aplicación. Todos los Estados encuentran dificultades para aplicar este marco jurídico tan amplio, en particular los países en desarrollo. Muchos pequeños Estados insulares en desarrollo y países menos adelantados carecen de los conocimientos detallados y la fuerza de trabajo cualificada necesarios para la gestión del océano, en particular porque, en comparación con las grandes extensiones oceánicas englobadas en su jurisdicción, sus recursos y su capacidad son limitados. Dis-

³ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1836, No. 31364.

⁴ Ibid., vol. 2167, No. 37924.

⁵ Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Río de Janeiro, 3 a 14 de junio de 1992, vol. I, Resoluciones aprobadas por la Conferencia (publicación de las Naciones Unidas, No. de venta S.93.I.8 y corrección), resolución 1, anexo I.

⁶ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

poner de capacidad y tecnologías para planificar y gestionar las actividades terrestres que repercuten en los medios costero y marino y las actividades que se desarrollan en estos medios asegurará que se puedan maximizar los beneficios económicos de manera ambientalmente sostenible.

En la primera Evaluación se señaló que el desarrollo de la capacidad, el intercambio de conocimientos científicos y la transferencia de tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, facilitarían que los Estados participaran plenamente en la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos y se beneficiaran de ellos y los ayudarían a cumplir sus obligaciones (Naciones Unidas, 2017a).

La situación no ha cambiado demasiado desde entonces. La capacidad humana, institucional y sistémica, así como la financiación, sigue siendo el principal factor limitante, sobre todo en los países en desarrollo. La capacidad en materia de recursos, incluida la capacidad financiera, sigue limitando considerablemente la protección y la preservación del medio marino y la investigación científica marina, mientras que las limitaciones tecnológicas suelen dificultar que los Estados cumplan sus obligaciones (Naciones Unidas, 2017b; véase también el cap. 27).

También existen deficiencias en el alcance material y geográfico de los instrumentos pertinentes. Por ejemplo, aunque los diversos instrumentos mundiales, regionales y nacionales tratan algunos aspectos de la basura marina, los plásticos y los microplásticos, ninguno de

ellos trata exclusivamente esas cuestiones, a excepción de algunos planes de acción regionales sobre la basura marina y medidas sectoriales, como el anexo V del Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, de 1973. Paralelamente, aunque los instrumentos regionales pertinentes para la aplicación tratan ampliamente aspectos de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar y el Acuerdo sobre las Poblaciones de Peces (Naciones Unidas, 2017b), sigue habiendo algunas deficiencias.

Específicamente, existen dificultades en la aplicación de medidas de gestión en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, lo que se debe sobre todo a la falta de coordinación intersectorial pero también a las deficiencias en la regulación (Altvater et al., 2019; véase también el cap. 27). Esta cuestión se está debatiendo en las Naciones Unidas en el contexto de las negociaciones intergubernamentales para elaborar un instrumento jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 puede ser un motor eficaz para reforzar la gobernanza oceánica y potenciar la coherencia normativa y, al mismo tiempo, impulsar la responsabilidad mundial colectiva con respecto a los océanos en el marco de la Agenda 2030. En la meta 14.c, los Estados se comprometieron a “mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional” reflejado en la Convención.⁷ Para acelerar su implementación será fundamental que aumente la participación en

⁷ Véase la resolución 71/313 de la Asamblea General, anexo. En el indicador para monitorear los progresos realizados en la implementación de la meta 14.c (indicador 14.c.1), la Asamblea pidió que se analizara el número de países que, mediante marcos jurídicos, normativos e institucionales, avanzan en la ratificación, la aceptación y la implementación de los instrumentos relacionados con los océanos que aplican el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar para la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos. Recientemente se ha diseñado una nueva metodología para medir estos progresos. Los datos que se recojan con la nueva metodología aprobada constituirán la base de referencia del estado actual de aplicación de la Convención y los acuerdos de aplicación de esta en cuanto a la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos. Véase también División de Asuntos Oceánicos y del Derecho del Mar, Information note: development of a methodology for Sustainable Development Goal indicator 14.c.1, 4 de octubre de 2019.

los instrumentos nacionales y se solventen los problemas de aplicación, como las limitaciones en cuanto a los recursos y la capacidad, se refuercen la cooperación, la coordinación y el intercambio de información entre sectores a todos los niveles y se elaboren instrumentos nuevos para hacer frente a los problemas que surjan de manera oportuna (Naciones Unidas, 2019).

5.2. Tercer acuerdo de aplicación de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (en etapa de examen)

Efforts to strengthen the international legal Entre las iniciativas encaminadas a fortalecer el marco jurídico internacional mediante la elaboración de instrumentos nuevos cabe destacar la conferencia intergubernamental convocada por la Asamblea General para elaborar el texto de un instrumento internacional jurídicamente vinculante relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional. En concreto, tras diez años de trabajo en el marco de un grupo de trabajo y el Comité Preparatorio, la Asamblea decidió en su re-

solución 72/249, de 24 de diciembre de 2017, convocar una conferencia intergubernamental bajo los auspicios de las Naciones Unidas a fin de examinar las recomendaciones del Comité Preparatorio, establecido por su resolución 69/292, de 19 de junio de 2015, sobre los elementos del texto de un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, y de redactar dicho texto, con miras a elaborar el instrumento lo antes posible.

La conferencia celebró tres períodos de sesiones sustantivos entre 2018 y abril de 2020 para tratar el tema definido en el paquete acordado en 2011, a saber, la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, en particular, conjuntamente y como un todo, los recursos genéticos marinos, incluidas las cuestiones relativas a la distribución de los beneficios, medidas como los mecanismos de gestión basados en zonas geográficas, entre ellos las áreas marinas protegidas, las evaluaciones del impacto ambiental, y la creación de capacidad y la transferencia de tecnología marina. Las negociaciones se encuentran en un momento crítico. No obstante, lamentablemente, de acuerdo con la decisión 74/543 de la Asamblea General, de 11 de marzo de 2020, el cuarto período de sesiones, previsto en un principio para marzo y abril de 2020, se aplazó debido a la pandemia de COVID-19.

Bibliografía

- Aanesen, M., et al. (2015). Willingness to pay for unfamiliar public goods: preserving cold-water corals in Noruega. *Ecological Economics*, vol. 112, pp. 53–67.
- Altvater, Susanne, et al. (2019). The Need for Marine Spatial Planning in Areas Beyond National Jurisdiction. In *Maritime Spatial Planning: Past, Present, Future*, Jacek Zaucha and Kira Gee, eds., pp. 397–415. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_17.
- Barbier, Edward B. (2017). Marine ecosystem services. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, pp. R507–R510. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.020>.

- Blasiak, Robert, et al. (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. doi: 10.1126/sciadv.aar5237.
- _____ (2019). Scientists should disclose origin in marine gene patents. *Tendencias in Ecology and Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- Blythe, J., et al. (2020). Frontiers in coastal well-being and ecosystem services research: a systematic review. *Ocean and Coastal Management*, vol. 185, p. 105028. www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569119304703.
- Brander, L., et al. (2007). The recreational value of coral reefs: a meta-analysis. *Ecological Economics*, vol. 63, No. 1, pp. 209–218.
- Campagne, Carole Sylvie, et al. (2018). Looking into Pandora's box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services*, vol. 30, pp. 126–136.
- Diaz, Sandra, et al. (2018). Assessing nature's contributions to people: recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. *Science*, vol. 359, No. 6373.
- Environmental Justice Foundation (2006). *Mangroves: Nature's Defence against Tsunamis: A Report on the Impact of Mangrove Loss and Shrimp Farm Development on Coastal Defences*. London: Environmental Justice Foundation.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Feichtner, Isabel (2019). Sharing the riches of the sea: the redistributive and fiscal dimension of deep seabed exploitation. *European Journal of International Law*, vol. 30, No. 2, pp. 601–633.
- Firth, Antony (2015). *The Social and Economic Benefits of Marine and Maritime Cultural Heritage*. London: Fjordr Ltd., for the Honor Frost Foundation. ISBN 978-0-9933832-1-2.
- _____ (2018). *Managing Shipwrecks*. London: Honor Frost Foundation. ISBN 978-0-9933832-3-6.
- Fletcher, Ruth, et al. (2014). Revealing marine cultural ecosystem services in the Mar Negro. *Marine Policy*, vol. 50, pp. 151–161.
- Garcia Rodrigues, João, et al. (2017). Marine and coastal cultural ecosystem services: knowledge gaps and research priorities. *One Ecosystem*, vol. 2, p. e12290. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e12290>.
- Gee, Kira, and Benjamin Burkhard (2010). Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*, vol. 7, No. 3, pp. 349–358.
- Gould, Richard A. (1983). Looking below the surface: shipwreck archaeology as anthropology. In *Shipwreck Anthropology*, pp. 3–22.
- Greaves, D., et al. (2016). Environmental impact assessment: gathering experience at wave energy test centres in Europa. *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2016.02.003>.
- Hanley, N., et al. (2015). Economic valuation of marine and coastal ecosystems: is it currently fit for purpose? *Journal of Ocean and Coastal Economics*, vol. 2, No. 1, art. 1. <http://doi.org/> <https://doi.org/10.15351/2373-8456.101>.
- Harden-Davies, Harriet R. (2019). Research for Regions: Strengthening Marine Technology Transfer for Pacific Island Countries and Biodiversity beyond National Jurisdiction. In *Conserving Biodiversity in Areas beyond National Jurisdiction*, David Freestone, ed., pp. 298–323. Leiden, Países Bajos: Brill-Nijhoff
- Harkin, K., et al. (2020). Impacts of climate change on cultural heritage. *Marine Climate Change Impacts Partnership Science Review*, vol. 16, pp. 24–39.
- Hernandez B., et al. (2007). Place attachment and place identity in natives and non-natives. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 27, pp. 310–319.

- Hochard, Jacob P., et al. (2019). Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12232–12237.
- Jackson, Emma L., et al. (2015). Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service. *Conservation Biology*, vol. 29, No. 3, pp. 899–909. <https://doi.org/10.1111/cobi.12436>.
- Jeffery, Bill (2013). Reviving community spirit: furthering the sustainable, historical and economic role of fish weirs and traps. *Journal of Maritime Archaeology*, vol. 8, No. 1, pp. 29–57.
- _____ (2019). Global observing needs in the deep ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Kämpf, J., and P. Chapman (2016). *Upwelling Systems of the World: A Scientific Journey to the Most Productive Marine Ecosystems*. Cham: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-42524-5>.
- Kousky, Carolyn (2014). Informing climate adaptation: a review of the economic costs of natural disasters. *Energy Economics*, vol. 46, No. C, pp. 576–592.
- Leong, K.M., et al. (2020). Beyond Recreation: When Fishing Motivations Are More than Sport or Pleasure. NOAA Administrative Report, No. H-20-05. <https://doi.org/10.25923/k5hk-x319>.
- Levin, L.A., and Maria Baker (2019). Grand challenge from the deep: opinion. *Ecomagazine*.
- Loring, P.A., et al. (2019). Fish and food security in small-scale fisheries. In *Transdisciplinarity for Small-Scale Pesca Governance*, pp. 55–73. Springer. https://link.springer.com/Capitulo/10.1007/978-3-319-94938-3_4.
- Lyytimäki, Jari (2014). Bad nature: newspaper representations of ecosystem disservices. *Urban Forestry and Urban Greening*, vol. 13, No. 3, pp. 418–424.
- McCauley, Douglas J., et al. (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- _____ (2018). Wealthy countries dominate industrial fishing. *Science Advances*, vol. 4, No. 8, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2161>.
- Mehvar, Seyedabdolhossein, et al. (2018). Quantifying economic value of coastal ecosystem services: a review. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 6, No. 1, p. 5.
- Mohammed, Essam Yassin (2012). *Payments for Coastal and Marine Ecosystem Services: Prospects and Principles*. London: International Institute for Environment and Development.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 23: offshore mining industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press Cambridge.
- _____ (2017b). Concept Paper: Partnership Dialogue 7: Enhancing the Conservation and Sustainable Use of the Oceans and Their Resources by Implementing International Law as Reflected in the Naciones Unidas on the Law of the Sea. The Ocean Conference 2017. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/14402Partnershipdialogue7.pdf>.
- _____ (2017c). The Ocean and Sustainable Development Goals under the 2030 Agenda for Sustainable Development. A Technical Abstract of the First Global Integrated Marine Assessment. New York: Naciones Unidas.
- _____ (2019). Preparatory process of the 2020 Naciones Unidas Conference to Support the Implementation of Sustainable Development Goal 14: Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Nota by the Secretary-General, A/74/630, 24 December 2019.
- Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (2015). *Draft Environmental Impact Statement on the Mikah Tribe Request to Hunt Grey Whales*. Silver Spring, Maryland, Estados Unidos de América of America: NOAA.

- _____ (2020). *Makah Tribal Whale Hunt*. www.fisheries.noaa.gov/west-coast/makah-tribal-whale-hunt-chronology.
- Navrud, S., et al. (2017). Capítulo 5: Valuing Marine Ecosystem Services Loss from Oil Spills for Use in Cost-Benefit Analysis of Preventive Measures, pp. 124–137. In *Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans*, P. Nunes, et al., eds. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte of Great Britain and Northern Irlanda.
- O'Hagan, A.M., et al. (2015). Wave energy in Europa: views on experiences and progress to date, *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2015.09.001>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2018). *The State of World Pesca and Acuicultura 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Roma.
- Outeiro, Luis, et al. (2017). The role of non-natural capital in the co-production of marine ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, vol. 13, No. 3, pp. 35–50.
- Pascual, Unai, et al. (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26, pp. 7–16.
- Pope, Kevin L., et al. (2016). Fishing for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, vol. 183, pp. 408–417.
- Rowland, Michael J., and Sean Ulm (2011). Indigenous fish traps and weirs of Queensland. *Queensland Archaeological Research*, vol. 14, pp. 1–58.
- Sanseverino, Isabella, et al. (2016). *Algal Bloom and Its Economic Impact*. EUR 27905 EN. <http://doi.org/10.2788/660478>.
- Shackleton, Charlie M., et al. (2016). Unpacking Pandora's box: understanding and categorising ecosystem disservices for environmental management and human wellbeing. *Ecosystems*, vol. 19, No. 4, pp. 587–600.
- Simas, T., et al. (2014). Review of consenting processes for ocean energy in selected European Union member States, *International Journal for Marine Energy*, vol. 9, No. 2015, pp. 41–59.
- Spalding, Mark, et al. (2014). The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, vol. 90, pp. 50–57.
- _____ (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 104–113.
- Spicer, W., and E. McIsaac (2016). *A Study of Key Terms in Article 82 of the Naciones Unidas Convention on the Law of the Sea*, International Seabed Authority technical study, No. 5.
- Sumaila, U. Rashid, et al. (2016). Fishing for the future: an overview of challenges and opportunities. *Marine Policy*, vol. 69, pp. 173–180.
- Tladi, D. (2015). The Common Heritage of Mankind and the proposed Treaty on Biodiversity in Areas beyond National Jurisdiction: The Choice between Pragmatism and Sustainability, *Yearbook of International Environmental Law*, vol. 25, p. 113.
- Van Putten, I.E., et al. (2018). A framework for incorporating sense of place into the management of marine systems. *Ecology and Society*, vol. 23, No. 4, pp. 42–65. www.jstor.org/stable/26796884?seq=1#metadata_info_tab_contents.
- Whitmarsh, David (2011). *Economic Management of Marine Living Resources: A Practical Introduction*. Routledge.

Anexos

Anexo I
Miembros
originales de
los equipos
de redacción
aprobada por la
Mesa

Capítulo 1

Maria João Bebianno, Hilconida Calumpang, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos García-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang y Tymon Zielinski (Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos).

Capítulo 2

Maria João Bebianno, Hilconida Calumpang, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos García-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang y Tymon Zielinski (Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos).

Capítulo 3

Bing Qiao (coordinador), Carlos Francisco Andrade, Paulo Antunes Horta, Nene Bi Trace Boniface, Sanae Chiba (corresponsable), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Antonio Di Natale, Karen Evans (corresponsable), Carlos García-Soto (corresponsable), Enrique Marschoff (corresponsable), Colin Moffat, Jocelyne Mpemba Kazadi, Henn Ojaveer, Renison Ruwa (responsable), Jörn Schmidt (corresponsable), Hoinsoude Segniagbeto, Sekou Tidiane Bangoura, Kedong Yin, Chang-Ik Zhang y Tymon Zielinski (corresponsable).

Capítulo 4

Chang-Ik Zhang (coordinador), Karen Evans (corresponsable), Andrew F. Johnson, Osman Keh Kamara (corresponsable), Ben S. Malayang, Renison Ruwa (responsable), Jörn Schmidt (corresponsable) y Thomas W. Therriault.

Capítulo 5

Carlos García-Soto (coordinador y responsable), Levke Caesar, Anny Cazenave, Lijing Cheng, Alicia Cheripka, Paul Durack, Karen Evans (corresponsable), David Halpern, Libby Jewett, Sung Yong Kim, Guancheng Li, Ignatius Rigor, Sunke Schmidtko, Juying Wang (corresponsable) y Tymon Zielinski (corresponsable).

Capítulo 6

Chul Park (responsable del capítulo).

Capítulo 6A

Thomas Malone (coordinador), Maurizio Azzaro, Russell Hopcroft, Chul Park (responsable del capítulo), Kazuaki Tadokoro, Michael Thorndyke y Sinjae Yoo.

Capítulo 6B

Lis Lindal Jørgensen (coordinadora), Christos Arvanitidis, Silvana N.R. Birchenough, Malcolm R. Clark, Igor Cristino Silva Cruz, Marina Cunha, Alan Deidun, Judith Gobin, Maruf Hossain, Ana C.M. de Jesus, Carmen Mifsud, Khac Bat Nguyen, Chul Park (responsable del capítulo), Rachel Przeslawski, Jake Rice, Lennert Schempers, Paul Snelgrove, Natalia Strelkova y Leen Vandepitte.

Capítulo 6C

Thomas J. Webb (coordinador), Fernanda de Oliveira Lana, Maria José Juan-Jordá, Hiroyuki Motomura, Francisco Navarrete-Mier, Khac Bat Nguyen, Henn Ojaveer (responsable del subcapítulo), Hazel Oxenford, Chul Park (responsable del capítulo), Clive Roberts, V.N. Sanjeevan, Mudjekeewis D. Santos, Tracey Sutton, Michael Thorndyke y Burcu Bilgin Topcu.

Capítulo 6D

David Lusseau (coordinador), Luciano Dalla Rosa, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Iryna Makarenko, André Silva Barreto, Mette Skern-Mauritzen, Chul Park (responsable del capítulo) y Marta Soeffker.

Capítulo 6E

Qamar Schuyler (coordinador), Karen Evans (responsable del subcapítulo), Maximilian Hirschfeld, Carmen Mifsud, Chul Park (respon-

sable del capítulo), Gabriel Hoinsoude Segniabeto, André Silva Barreto y Vinay Udyawer.

Capítulo 6F

Martin Cryer (coordinador), Igor Debski, Maria Dias, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Carolina Hazin, Chul Park (responsable del capítulo), Cleo Small, Graeme Taylor y Ross McLeod Wanless.

Capítulo 6G

Hilconida Calumpong (joint coordinador and corresponsable), Hugh Kirkman (joint coordinador), Nair Sumie Yokoya (joint coordinador), Paula Bontempi, Sanae Chiba (corresponsable), Phillip Da Silva, Jason M. Hall-Spencer, Honghui Huang, Carmen Mifsud, Nahid Abdel Rahim Osman, Chul Park (responsable del capítulo), Franciane Pellizzari, Elizabeth Sinclair, Mario Soares, John A. West y Isabel Sousa Pinto.

Capítulo 7

Hilconida Calumpong (responsable del capítulo).

Capítulo 7A

Julia Sigwart (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Ronaldo Christofolletti, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Judith Gobin y Patricia Miloslavich.

Capítulo 7B

Ronaldo Christofolletti (coordinador), Judith Gobin (joint coordinador), Mohammed Abdullah, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Frédéric Guichard, Fahad Ibrahim, Sergiy Medinets, Anna Metaxas, José Souto Rosa Filho, Evangelina Schwindt, Julia Sigwart y Nicole Webster.

Capítulo 7C

Colin D. Woodroffe (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Fernanda de Oliveira Lana, Karen Evans (responsable del subcapítulo), David Obura y Arthur P. Webb.

Capítulo 7D

Ian Butler (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Karen Evans (res-

ponsable del subcapítulo), Hazel Oxenford, Kemraj Parsram, Alex Rogers, Raquel Silva Peixoto y Hiroya Yamano.

Capítulo 7E

Erik Cordes (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Malcolm R. Clark, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Sebastian Hennige y Georgios Kazanidis.

Capítulo 7F

Colin D. Woodroffe (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Ronaldo Christofolletti, Dana E. Hunt, José H. Muelbert, Pablo Muniz, Bing Qiao, Moriaki Yasuhara y Tymon Zielinski (responsable del subcapítulo).

Capítulo 7G

Hugh Kirkman (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Sanae Chiba (corresponsable), Kiho Kim, Paul Lavery, Nahid Abdel Rahim Osman, Elizabeth Sinclair y Konstantinos Topouzelis.

Capítulo 7H

José Souto Rosa Filho (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Sanae Chiba (corresponsable), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Phillip Da Silva, Seon Hamer, Nahid Abdel Rahim Osman, Mario Soares y Colin D. Woodroffe.

Capítulo 7I

Judith S. Weis (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Oscar O. Iribarne, Luis M. Pinheiro, Katherine E.A. Segarra y Alan Simcock (responsable del subcapítulo).

Capítulo 7J

Lisa A. Levin (coordinador), Peter Auster, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Malcolm R. Clark, Jason M. Hall-Spencer, Russell Hopcroft, Jeroen Ingels, Anna Metaxas, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo) y Moriaki Yasuhara.

Capítulo 7K

Grant R. Bigg (coordinador), Maurizio Azzaro, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Karen Evans (responsable del subcapítulo), Huw Griffiths y Moriaki Yasuhara.

Capítulo 7L

Malcolm R. Clark (coordinador), Angelo F. Bernardino, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Jason M. Hall-Spencer, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Paul Snelgrove y Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo).

Capítulo 7M

Jeroen Ingels (coordinador), Diva Amon, Angelo F. Bernardino, Punyasloke Bhadury, Holly Bik, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Malcolm R. Clark, Thomas Dahlgren, Daniel O.B. Jones, Craig McClain, Clifton Nunnally, Paul Snelgrove, Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo) y Moriaki Yasuhara.

Capítulo 7N

Peter Croot (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Fernanda de Oliveira Lana, Osman Keh Kamara (corresponsable), Joseph Montoya, Tracey T. Sutton, Michael Vecchione y Tymon Zielinski (corresponsable).

Capítulo 7O

Ana Colaço (coordinador), Angelika Brandt, Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Ana Hilario, Tomo Kitahashi, Nuno Lourenço, Bhavani E. Narayanaswamy, Imants George Priede, Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo), Michael Vecchione y Hiromi Watanabe.

Capítulo 7P

Nadine Le Bris (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Sanae Chiba (responsable del subcapítulo), Ana Colaço, Elva Escobar, Anna Metaxas, Paraskevi Nomiou, Julia Sigwart, Verena Tunnicliffe y Hiromi Watanabe.

Capítulo 7Q

Howard S.J. Roe (coordinador), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), David Freestone, Laurence Kell, Brian E. Luckhurst, Chul Park (corresponsable) y Tammy Warren.

Capítulo 8A

Alan Simcock (coordinador y responsable del capítulo), Austin Becker, Marcelo Bertellotti,

Joan Bondareff, Robert Boysen, Anthony Charles, Leandra Gonçalves, Miguel Iñíguez, Osman Keh Kamara (corresponsable), Paula Keener, Jenna Lamphere, Candace May, Angeliki N. Menegaki, Ishmael Mensah, Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Tanya O'Gara, Christina Pita, Jean Edmond Randrianantenaina, Maria Sahib, Regina Salvador, Anastasia Strati (corresponsable), Jean-Claude Tibe y Gregory Wetterau.

Capítulo 8B

Michael Moore (coordinador), Martin Edwards, Bella S. Galil, Osman Keh Kamara (corresponsable), Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Alan Simcock (responsable), Anastasia Strati (corresponsable) y Dick Vethaak.

Capítulo 9

Carlos Garcia-Soto (coordinador y responsable), Denise Breitburg, Monica Campillos, Patricia Castillo-Briceno, Sanae Chiba (corresponsable), Matthew Collins, Ganix Esnaola, Karen Evans (corresponsable), Louise B. Firth, Thomas Frölicher, Jason M. Hall-Spencer, David Halpern, Karen L. Hunter, Gabriel Ibarra, Sung-Yong Kim, Roxy M. Koll, Kathleen McInnes, Jon Saenz, Ca Thanh Vu (corresponsable), Bess Ward y Tymon Zielinski (corresponsable).

Capítulo 10

Thomas Malone (coordinador), Archis Ambulker, Maria João Bebianno (corresponsable), Paula Bontempi, Michael Krom, Harri Kuosa, Joseph Montoya, Alice Newton, Yapo Ossey, João Sarkis Yunes, Walker Smith, Lars Sonesten, Georgios Sylaios, Juying Wang (responsable) y Kedong Yin.

Capítulo 11

Ralf Ebinghous (coordinador: productos farmacéuticos y de higiene personal), Bjørn Einar Grøsvik (coordinador: hidrocarburos), Ida-Maja Hassellöv (coordinadora: buques), Colin F. Moffat (coordinador: contaminantes orgánicos persistentes), Alan Simcock (coordinador: radioactividad; y corresponsable), Lars Sonesten (coordinador: aportaciones atmosféricas), Penny Vlahos (coordinadora: metales), Eric P. Achterberg, Babajide Alo, Robin Anderson, Carlos Francisco Andrade, Michael Angelidis,

Maria João Bebianno (responsable), Arsonina Bera, Nene Bi Trace Boniface, Miguel Caetano, Isabel Natalia García Arévalo, Kissao Gnandi, Julio Esteban Guerra Massón, Gi Hoon Hong, Suk Hyun Kim, Rainer Lohmann, Kida Rose Ninsemon, Jae Ryoung Oh, Bing Qiao, Monika Stankiewicz, Joshua T. Tuhumwire (corresponsable), Juying Wang (corresponsable) y Judith Weis.

Capítulo 12

François Galgani (coordinador: detritos marinos), Aleke Stöfen-O'Brien (coordinadora: vertidos), Archis Ambulkar, Maurizio Azzaro, Maria João Bebianno (responsable), Arsonina Bera, Joan Bondareff, Alan Deidun, Fernanda de Oliveira Lana, Huw Griffiths, Bjørn Einar Grøsvik, Martin Hassellöv, Christos Ioakeimidis, Jenna Jambeck, Ahmed M. Kawser, Paula Keener, Iryna Makarenko, Chelsea Rochman, Qamar Schuyler, Paula Sobral, Konstantinos Topouzelis, Joshua T. Tuhumwire (corresponsable), Dick Vethaak, Ca Thanh Vu (corresponsable), Penny Vlahos, Juying Wang (corresponsable) y Judith Weis.

Capítulo 13

Ca Thanh Vu (coordinador and responsable), Paulette Bynoe, Trang Minh Duong, Matt Eliot, Frank Hall, Sylvain Monde, Tuan Le Nguyen, Roshanka Ranasinghe, Matthieu de Schipper y Joshua T. Tuhumwire (corresponsable).

Capítulo 14

Ca Thanh Vu (coordinador and responsable), Matchonnawe Hubert Bakai, Sam Bentley, Nene Bi Trace Boniface, Lionel Carter, Catherine Creese, Robert Dapa, Hugo Masson Fiallos, Regina Folorunsho, Gheorghe Ftadeev-Brat, Alan Simcock (corresponsable) y Alix Willemez.

Capítulo 15

Porter Hoagland (coordinador), Megan Bailey, Lena Bergström, Alida Bundy, Fernanda de Oliveira Lana, Karen Evans (corresponsable), Manuel Hidalgo, Andrew Johnson, Hector Lozano-Montes, Enrique Marschoff (responsable), Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Henn Ojaveer (corresponsable), Franklin Ormaza-Gonzalez, Imants George Priede, Ylenia Randrianisoa (corresponsable), Jörn Schmidt (corresponsable), Zacharie Sohou, Burcu Bilgin Topçu, Lynn Waterhouse y Chang-Ik Zhang.

Capítulo 16

Rohana Subasinghe (coordinador), Pedro Barrón, Malcolm Beveridge, Enrique Marschoff (responsable), Doris Oliva y Renison Ruwa (corresponsable).

Capítulo 17

Hilconida Calumpong (coordinador and responsable), Paula Bontempi, Adam Hughes, Franciane Pellizzari, Isabel Sousa Pinto, Renison Ruwa (corresponsable), Jörn Schmidt (corresponsable) y Noemí Solar-Bacho.

Capítulo 18

James R. Hein (joint coordinador), Pedro Madeira (joint coordinador), Maria João Bebianno (corresponsable), Ana Colaço, Giorgio de la Torre, Paraskevi Nomikou, Luis M. Pinheiro, Richard Roth, Pradeep Singh, Anastasia Strati (corresponsable) y Joshua T. Tuhumwire (responsable).

Capítulo 19

Amardeep Dhanju (coordinador), Arsonina Bera, Hans-Peter Damian, Robert Dapa, Giorgio de la Torre, Kacou Yeboue Seraphim, Alan Simcock (corresponsable) y Joshua T. Tuhumwire (responsable).

Capítulo 20

Ana Širović (coordinador), Karen Evans (responsable), Carlos Garcia-Soto (corresponsable), John A. Hildebrand, Sérgio M. Jesus y James H. Miller.

Capítulo 21

Takvor Soukissian (coordinador), Joan Bondareff, Valerie Cummins, Amardeep Dhanju, Carlos Garcia-Soto (corresponsable), Lars Golmen, Osman Keh Kamara (corresponsable), Jimmy Murphy, Eric Mwangi Njoroge, Anastasia Strati (responsable) y Georges Vougioukalakis.

Capítulo 22

Thomas W. Therriault (coordinador), Marnie L. Campbell, Alan Deidun, Bella S. Galil, Chad L. Hewitt, Graeme Inglis, Henn Ojaveer (responsable), Chul Park (co-lad member), Bing Qiao, Renison Ruwa (corresponsable) y Evangelina Schwindt.

Capítulo 23

Robert Blasiak (joint coordinador), Ellen Kenchington (joint convenor), Jesús M. Arrieta, Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve, Hilconida Calumpong (corresponsable), Shao Changwei, Sanae Chiba (responsable), Hebe Dionisi, Carlos Garcia-Soto (corresponsable), Helena Vieira y Boris Wawrik.

Capítulo 24

Alan Simcock (coordinador and responsable), Carlos Garcia-Soto (corresponsable), Aninda Mazumdar, Aaron Micallef, Joseph Montoya, Katherine E.A. Segarra, Joshua T. Tuhumwire (corresponsable) y Leonid Yurganov.

Capítulo 25

Karen Evans (coordinador y responsable), Roland Cormier, Piers Dunstan, Elizabeth Fulton, Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Jörn Schmidt (corresponsable), Alan Simcock (corresponsable), Vanessa Stelzenmüller, Ca Thanh Vu (corresponsable) y Skipton Woolley.

Capítulo 26

Alan Simcock (coordinador and responsable), Jarbas Bonetti, Louis Celliers, Karen Evans (corresponsable), Leandra Gonçalves, Ståle Navrud, Marcus Polette, Julian Renya y Ca Thanh Vu (corresponsable).

Capítulo 27

Piers Dunstan (coordinador), Hilconida Calumpong (corresponsable), Louis Celliers, Valerie Cummins, Ana Cristina de Jesus, Michael Elliott, Karen Evans (corresponsable), Antony Firth, Frédéric Guichard, Quentin Hanich, Manuel Hildago, Hector Manuel Lozano-Montes, Chanda L. Meek, Essam Yassin Mohammed (corresponsable), Marcus Polette, Jemma Purandare, Anita Smith, Anastasia Strati (responsable) y Ca Thanh Vu (corresponsable).

Capítulo 28

Luciano Hermanns (coordinador), Denis Worlanyo Aheto, Adem Bilgin, Robert Blasiak, Cecile Brugere, Karen Evans, Antony Firth, Marinez Eymael Garcia Scherer, Deborah Greaves, Osman Keh Kamara (corresponsable), Wenhui Lu, Iryna Makarenko, Juan Ramon Martinez, Essam Yassin Mohammed (responsable), Ståle Navrud, Jörn Schmidt (corresponsable), Anita Smith, Anastasia Strati (corresponsable), Rashid Sumaila, Kateryna Utkina, Hans Van Tilburg, Wojciech Wawrzynski y Vladimir Žulkus.

Anexo II
Revisores
nominados para
cada capítulo

Capítulo 3

Chaolun Li y Alexander Turra.

Capítulo 4

Patricio Bernal y Robert Watson.

Capítulo 5

Jae Hak Lee y Bronte Tilbrook.

Capítulo 6A

Gustavo Ferreyra, Christian M. Naranjo, Maria Tapia y George Wiafe.

Capítulo 6B

Wenqian Cai y Thomas G. Dahlgren.

Capítulo 6C

Myriam Lteif y Joanne Morgan.

Capítulo 6D

Trevor Branch y Eduardo R. Secchi.

Capítulo 6E

Maria Angela Marcovaldi, Honghui Huang y Bryan Wallace.

Capítulo 6F

Marcelo Berellotti, David Thompson y Thomas Webb.

Capítulo 6G

Alan Critchley, Peter Edwards y Paulo Antunes Horta.

Capítulo 7A

Gregorio Bigatti y Rachel Przeslawski.

Capítulo 7B

Catia Barbosa, Alejandro Bortolus, M. M. Maruf Hossain y Rachel Przeslawski.

Capítulo 7C

Miguel Esteban y Jemma Purandare.

Capítulo 7D

Catia Barbosa, Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman y Wilford Schmidt.

Capítulo 7E

Peter Auster, Mark Costello y Nadine Le Bris.

Capítulo 7F

Oscar Iribarne y João Marques.

Capítulo 7G

Peter Edwards y Pat Hutchings.

Capítulo 7H

Denis Aheto, Sean Green y Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman.

Capítulo 7I

Alejandro Bortolus y David Johnson.

Capítulo 7J

Aaron Micallef y Paul Snelgrove.

Capítulo 7K

Robin Anderson, Thomas G. Dahlgren y Russel Tait.

Capítulo 7L

Karen Stocks y Chunsheng Wang.

Capítulo 7M

Georgios Kazanidis y Tomo Kitahashi.

Capítulo 7N

Silvia I. Romero y Jan Marcin Węślawski.

Capítulo 7O

Anna Metaxas y Paul Snelgrove.

Capítulo 7P

Se-Jong Ju, Cindy Lee Van Dover y Chunsheng Wang.

Capítulo 7Q

Robin Anderson y Michael Vecchione.

Capítulo 8A

Marnie Campbell y Vitor Manuel Oliveira Vasconcelos.

Capítulo 8B

Peter Harris, David Lusseau, Grant Murray, Marcus Polette, Marisol Vereda y Wojciech Wawrzynski.

Capítulo 9

Jae Hak Lee y Bronte Tilbrook.

Capítulo 10

Nora Montoya, Song Sun y Mitsuo Uematsu.

Capítulo 11

Peter Liss, Isabel Natalia Garcia Arevalo, Fani Sakellariadou, Peiyan Sun y Andrea Weiss.

Capítulo 12

Jongmyoung Lee, Daoji Li, Kara L. Law y Alessandro Turra.

Capítulo 13

Jarbas Bonetti Filho, Georgios Sylaios y Gert-Jan Reichart.

Capítulo 14

Constantina Skanavis y Jean Marie Bope Bope Lapwong.

Capítulo 15

Sukgeun Jung, Christina Pita y Rashid Sumaila.

Capítulo 16

Patricio Bernal y Lionel Dabbadie.

Capítulo 17

Alan Critchley y Huang Honghui.

Capítulo 18

Elaine Baker, Hans-Peter Damian y Chunsheng Wang.

Capítulo 19

Peter Harris y Mark Shrimpton.

Capítulo 20

Daniel Costa, Bruce Howe y Isabel Natalia Garcia Arevalo.

Capítulo 21

Craig Stevens y Eugen Rusu.

Capítulo 22

Alejandro Bortolus y Cynthia McKenzie.

Capítulo 23

Elva Escobar, Kenneth Halanych y Gabriel Hoin-soude Segniagbeto.

Capítulo 24

Luis Pinheiro y Carolyn Ruppel.

Capítulo 25

Ken Anthony, Natalie Ban y Benjamin Halpern.

Capítulo 26

Chanda Meek y Kateryna Utkina.

Capítulo 27

Natalie Ban y Mette Skern-Mauritzen.

Capítulo 28

Dolores Elkin, Vinicius Halmenschlager, Chul-Oh Shin, Regina Salvador, Anita Smith y Marjan Van den Belt.