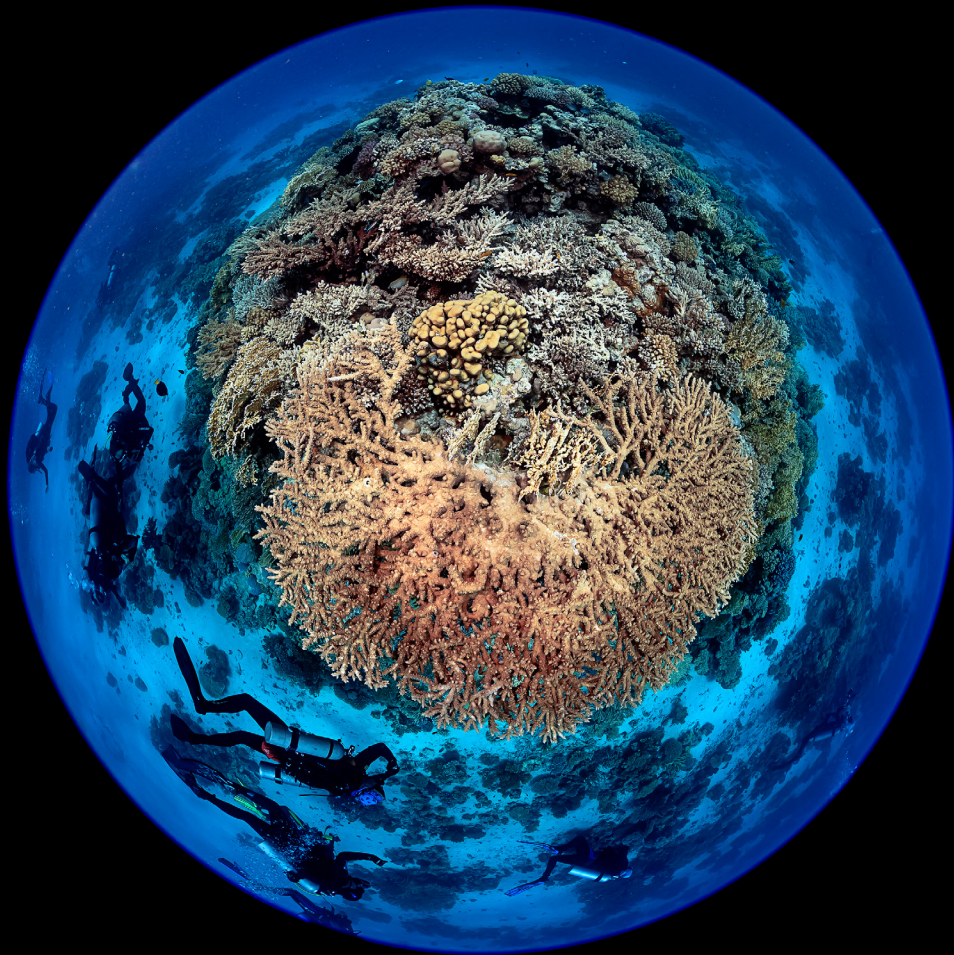


第二次  
世界海洋评估

世界海洋评估二

第二卷



联合国



第二次

# 世界海洋评估

世界海洋评估二

第二卷



联合国

封面图片: Yung-Sen Wu  
联合国世界海洋日图片竞赛

联合国出版物  
eISBN 978-92-1-604010-9

版权 © 联合国2019年  
保留一切权利  
纽约联合国印刷



# 目录

## 第一卷

	页码
秘书长的序言 .....	iii
摘要 .....	v
前言 .....	vii
<b>第一部分 摘要 .....</b>	<b>1</b>
<b>第 1 章 总体摘要 .....</b>	<b>3</b>
主旨要点 .....	5
1. 导言 .....	5
2. 驱动因素 .....	6
3. 清理海洋 .....	6
4. 保护海洋生态系统 .....	8
5. 了解海洋, 实现可持续管理 .....	10
6. 从海洋促进安全 .....	12
7. 来自海洋的可持续粮食 .....	13
8. 海洋的可持续经济利用 .....	14
9. 有效实施《联合国海洋法公约》所体现的国际法 .....	16
<b>第二部分 导言 .....</b>	<b>27</b>
<b>第 2 章 评估方法 .....</b>	<b>29</b>
主旨要点 .....	31
1. 《第二次世界海洋评估》的目的 .....	31
2. 《第二次世界海洋评估》的主要目标读者和框架 .....	32
3. 《第二次世界海洋评估》的编写 .....	32
4. 术语 .....	33
5. 鸣谢 .....	33
参考资料 .....	34
<b>第 3 章 科学认识海洋 .....</b>	<b>35</b>
主旨要点 .....	37
1. 导言 .....	37

	页码
2. 描述自《第一次世界海洋评估》以来数据、技术和模型的变化及其对整体认识的影响, 包括社会经济影响.....	37
3. 各区域的关键变化和后果.....	38
4. 科学认识海洋的前景.....	42
5. 知识方面仍然存在的主要差距.....	42
6. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	43
参考资料.....	43
<b>第三部分 海洋环境变化的驱动因素.....</b>	<b>49</b>
<b>第4章 驱动因素.....</b>	<b>51</b>
主旨要点.....	53
1. 导言.....	53
2. 海洋环境变化的驱动因素.....	54
3. 与驱动因素相关的关键区域特定问题或方面.....	57
4. 展望.....	58
5. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距.....	59
参考资料.....	60
<b>第四部分 海洋环境的现状与趋势.....</b>	<b>63</b>
<b>第5章 海洋物理化学状况方面的趋势.....</b>	<b>65</b>
主旨要点.....	67
1. 导言.....	67
2. 海洋的物理化学状况.....	68
3. 知识差距.....	78
4. 概要.....	79
参考资料.....	80
<b>第6章 海洋生物主要分类群的生物多样性趋势.....</b>	<b>89</b>
导言.....	91
<b>第6A章 浮游生物(浮游植物、浮游动物、微生物和病毒).....</b>	<b>93</b>
主旨要点.....	95
1. 导言.....	95
2. 《第一次世界海洋评估》第6章摘要.....	96
3. 本《评估》的目标区域.....	96
4. 浮游生物多样性估算.....	97
5. 浮游微生物.....	98
6. 后生浮游动物.....	100

	页码
7. 记录的趋势.....	101
8. 展望.....	104
参考资料.....	104
第 6B 章 海洋无脊椎动物.....	117
主旨要点.....	119
1. 导言.....	119
2. 《第一次世界海洋评估》所记录情况摘要.....	119
3. 环境变化的描述(2010—2020年).....	120
4. 国际和政府的应对措施.....	125
5. 相关可持续发展目标的实现情况 和对爱知生物多样性目标11的贡献.....	127
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距.....	127
参考资料.....	127
海洋环境状况(包括社会经济方面问题)全球报告和评估经常程序专家组的增编.....	132
参考资料.....	132
第 6C 章 鱼类.....	135
主旨要点.....	137
1. 导言.....	137
2. 鱼类生物多样性状况有案可查的变化.....	138
3. 生物多样性变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	141
4. 特定区域的主要变化和后果.....	141
5. 展望.....	143
参考资料.....	144
第 6D 章 海洋哺乳动物.....	149
主旨要点.....	151
1. 导言.....	151
2. 鲸目动物.....	153
3. 鳍脚类动物.....	155
4. 海牛类.....	156
5. 水獭和北极熊.....	156
6. 变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	157
7. 展望.....	158
8. 知识方面仍然存在的主要差距.....	158
9. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	159
参考资料.....	159

	页码
第 6E 章 海洋爬行动物.....	165
主旨要点.....	167
1. 导言.....	167
2. 海洋爬行动物的养护状况.....	167
3. 区域趋势.....	169
4. 威胁.....	171
5. 海洋爬行动物种群变化的经济和社会后果.....	172
6. 知识和能力建设方面的主要差距.....	172
参考资料.....	173
第 6F 章 海鸟.....	179
主旨要点.....	181
1. 导言.....	181
2. 环境变化说明(2010-2020年).....	181
3. 海鸟种群变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	184
4. 展望.....	184
5. 知识方面的主要差距.....	186
6. 能力建设方面的主要差距.....	186
参考资料.....	186
第 6G 章 海生植物和大型藻类.....	191
主旨要点.....	193
1. 导言.....	193
2. 红树属植物.....	193
3. 盐沼植物.....	195
4. 海草.....	195
5. 大型藻类.....	197
6. 这些变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	203
7. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距.....	204
8. 展望.....	204
参考资料.....	205
第 7 章 海洋生境生物多样性状况的趋势.....	213
导言.....	215
第 7A 章 潮间带.....	217
主旨要点.....	219
1. 导言.....	219

	页码
2. 2010-2020年间环境变化介绍 .....	220
3. 经济和社会影响 .....	222
4. 特定区域的关键变化和后果 .....	222
5. 展望 .....	223
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	223
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	224
参考资料 .....	224
<b>第 7B 章 生物礁及砂质、泥质和岩质海岸附着基 .....</b>	<b>227</b>
主旨要点 .....	229
1. 导言 .....	229
2. 记录在案的生物礁及砂质、泥质和岩质海岸附着基的状况变化 .....	231
3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响 .....	234
4. 特定区域的关键变化和后果 .....	235
5. 展望 .....	237
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	237
参考资料 .....	238
<b>第 7C 章 环礁和岛屿泻湖 .....</b>	<b>245</b>
主旨要点 .....	247
1. 导言 .....	247
2. 环礁和岛屿泻湖状况方面有记录可查的变化 .....	248
3. 变化对人类社区、经济和福祉造成的后果 .....	250
4. 特定区域的主要变化及其后果 .....	251
5. 展望 .....	251
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	252
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	252
参考资料 .....	253
<b>第 7D 章 热带和亚热带珊瑚礁 .....</b>	<b>259</b>
主旨要点 .....	261
1. 导言 .....	261
2. 2010-2020年期间环境变化情况介绍 .....	261
3. 经济和社会后果及(或)其他经济或社会变化介绍 .....	262
4. 特定区域的主要变化及后果 .....	263
5. 展望 .....	264
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	265
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	266

	页码
参考资料.....	266
第 7E 章 冷水珊瑚.....	273
主旨要点.....	275
1. 导言和《第一次世界海洋评估》摘要.....	275
2. 2010-2020年之间的环境变化说明.....	276
3. 经济和社会影响.....	280
4. 特定区域的主要变化和影响.....	281
5. 展望.....	281
6. 知识方面仍然存在的主要差距.....	281
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	282
参考资料.....	283
第 7F 章 河口和三角洲.....	289
主旨要点.....	291
1. 导言.....	291
2. 记录显示的河口和三角洲状态变化情况.....	291
3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	293
4. 特定区域的主要变化和影响.....	294
5. 展望.....	295
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距.....	295
参考资料.....	296
第 7G 章 海草场.....	301
主旨要点.....	303
1. 导言.....	303
2. 社会经济后果.....	304
3. 区域特有风险.....	305
4. 展望.....	305
5. 知识方面仍然存在的主要差距.....	306
6. 能力建设方面仍然存在的差距.....	306
参考资料.....	308
第 7H 章 红树林.....	311
主旨要点.....	313
1. 导言.....	313
2. 2010-2020年间红树林状态记录在案的变化.....	314
3. 这些变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	315

	页码
4. 区域特有的主要变化和后果 .....	316
5. 展望 .....	317
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	317
参考资料.....	318
第 7I 章 盐沼 .....	325
主旨要点.....	327
1. 导言 .....	327
2. 2010-2020年期间环境变化说明 .....	328
3. 这些变化对人类社区、经济和福祉的影响 .....	329
4. 特定区域的主要变化和后果 .....	329
5. 展望 .....	330
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	330
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	331
参考资料.....	331
第 7J 章 大陆坡和海底峡谷 .....	337
主旨要点.....	339
1. 导言 .....	339
2. 对大陆坡和海底峡谷的认知发展情况 .....	341
3. 大陆坡和海底峡谷的生态系统服务和惠益 .....	345
4. 人类影响.....	346
5. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	346
6. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	347
参考资料 .....	348
第 7K 章 高纬度海冰.....	361
主旨要点.....	363
1. 导言 .....	363
2. 2010-2020年之间的环境变化介绍.....	363
3. 经济及社会影响.....	367
4. 展望 .....	368
5. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	368
参考资料.....	369
第 7L 章 海山和尖礁.....	375
主旨要点.....	377
1. 导言 .....	377

	页码
2. 2010-2020年之间的知识变化介绍.....	377
3. 对经济和社会变化的描述.....	378
4. 近年来对具体区域的主要研究.....	379
5. 展望.....	380
6. 知识方面仍然存在的主要差距.....	381
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	382
参考资料.....	382
第 7M 章 深海平原.....	389
主旨要点.....	391
1. 导言.....	391
2. 基线转移和深渊带生物多样性现状和变化的记录情况.....	392
3. 主要自然压力和人为压力.....	398
4. 变化对人类社区、经济和福祉的影响.....	401
5. 展望.....	401
6. 知识方面仍然存在的主要差距.....	401
参考资料.....	402
第 7N 章 开阔洋.....	411
主旨要点.....	413
1. 导言.....	413
2. 2010年以来开阔洋的环境变化.....	414
3. 上述变化给人类社区、经济和福祉带来的后果.....	417
4. 特定区域的主要变化和后果.....	418
5. 前景.....	419
6. 知识方面仍然存在的主要差距.....	419
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	419
参考资料.....	419
第 7O 章 海脊、海台和海沟.....	425
主旨要点.....	427
1. 《第一次世界海洋评估》介绍与综述.....	427
2. 对2010-2020年期间环境变化的描述.....	428
3. 对2010-2020年期间经济和社会变化的描述.....	431
4. 特定领域的主要变化和后果.....	433
5. 展望.....	434
6. 知识方面仍然存在的主要差距.....	434
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	435



	页码
参考资料 .....	435
第 7P 章 热液喷口与冷渗漏 .....	441
主旨要点 .....	443
1. 导言 .....	443
2. 《第一次世界海洋评估》以来的环境变化 .....	445
3. 经济和社会后果 .....	447
4. 区域特定的主要变化和后果 .....	448
5. 展望 .....	449
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	450
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	450
参考资料 .....	450
第 7Q 章 马尾藻海 .....	457
主旨要点 .....	459
1. 导言 .....	459
2. 状态的改变 .....	460
3. 体制安排 .....	462
4. 变化的后果 .....	463
5. 展望 .....	463
参考资料 .....	464
<b>第二卷</b>	
第 8 章 人类社会与海洋关系状况的趋势 .....	1
第 8A 章 沿海社区和海洋产业 .....	3
主旨要点 .....	5
1. 导言 .....	5
2. 沿海社区 .....	5
3. 捕鱼业、贝类捕捞和水产养殖 .....	8
4. 航运业 .....	9
5. 海底采矿 .....	12
6. 近海碳氢化合物 .....	12
7. 旅游和娱乐 .....	12
8. 海洋遗传资源 .....	17
9. 海洋可再生能源 .....	17
10. 海水淡化 .....	17

	页码
11. 制盐 .....	18
12. 知识和能力建设方面的主要差距 .....	18
13. 展望 .....	19
参考资料 .....	20
<b>第 8B 章 海洋对人类健康的影响 .....</b>	<b>27</b>
主旨要点 .....	29
1. 导言 .....	29
2. 关于人类健康和海洋之间关系的一般性方面 .....	29
3. 沿海社区相对于内陆社区的健康状况 .....	33
4. 因暴露于受污染海水而造成的影响 .....	34
5. 海洋食品给人类健康带来的问题 .....	35
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	37
7. 展望 .....	38
参考资料 .....	38
<b>第五部分 海洋环境所面临压力的趋势 .....</b>	<b>47</b>
<b>第 9 章 气候和大气变化产生的压力 .....</b>	<b>49</b>
主旨要点 .....	51
1. 导言 .....	51
2. 气候压力: 极端气候事件和海洋物理化学状况变化带来的压力 .....	52
3. 能力建设: 全球海洋酸化监测网络和全球海洋氧气网络 .....	58
4. 总结 .....	59
参考资料 .....	60
<b>第 10 章 海洋环境营养物输入的变化 .....</b>	<b>67</b>
主旨要点 .....	69
1. 导言 .....	69
2. 《第一次世界海洋评估》报告的情况 .....	70
3. 全球范围的模式和趋势 .....	71
4. 区域内的模式和趋势 .....	73
5. 展望 .....	78
参考资料 .....	78
<b>第 11 章 自陆地(含地下水)、船舶和海上设施进入海洋环境的液体和大气输入物的变化 .....</b>	<b>87</b>
主旨要点 .....	89
1. 导言 .....	89
2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况 .....	90

	页码
3. 持久性有机污染物, 包括因使用农用杀虫剂而导致的径流 .....	90
4. 金属 .....	96
5. 放射性物质 .....	103
6. 药品与个人护理品 .....	107
7. 大气污染物(氮氧化物、硫氧化物) .....	110
8. 来自土地、船舶和海上设施(包括溢漏和排放的应对安排)的碳氢化合物 .....	111
9. 海上设施使用 and 排放的其他物质 .....	113
10. 与可持续发展目标的关系 .....	113
11. 关键知识方面仍然存在的主要差距 .....	114
12. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	115
参考资料 .....	116
<b>第 12 章 除疏浚物外的固体废物在海洋环境中的输入和分布情况变化 .....</b>	<b>129</b>
主旨要点 .....	131
1. 产生海洋废弃物、包括塑料、废弃渔具、微颗粒和纳米颗粒的活动, 以及对陆地、船舶和海上设施的来源估计 .....	131
2. 海洋倾倒, 包括船舶垃圾和污水污泥 .....	146
参考资料 .....	150
<b>第 13 章 侵蚀和沉积的变化 .....</b>	<b>157</b>
主旨要点 .....	159
1. 导言 .....	159
2. 海岸侵蚀和沉积状态的变化 .....	159
3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响 .....	163
4. 具体区域的主要变化和影响 .....	163
5. 展望 .....	164
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	165
参考资料 .....	165
<b>第 14 章 沿海和海洋基础设施的变化 .....</b>	<b>171</b>
主旨要点 .....	173
1. 导言 .....	173
2. 海洋和沿海基础设施状况记录在案的变化 .....	173
3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响 .....	175
4. 具体区域的主要变化和影响 .....	176
5. 展望 .....	178
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	178
参考资料 .....	179

	页码
<b>第 15 章 捕捞渔业和捕捞海洋野生无脊椎动物方面的变化</b> .....	<b>183</b>
主旨要点.....	185
1. 导言.....	185
2. 渔获上岸量差异、可持续发展目标和小规模渔业.....	187
3. 无脊椎动物上岸量.....	191
4. 兼捕渔获物水平和带来的影响.....	191
5. 捕捞后鱼类损失.....	191
6. 渔业资源增殖的潜力.....	192
7. 农业和水产养殖中的海洋蛋白质和油类.....	192
8. 非法、未报告和无管制捕捞活动.....	192
9. 展望.....	193
10. 主要的知识差距.....	194
11. 主要的能力建设差距.....	194
参考资料.....	194
<b>第 16 章 水产养殖的变化</b> .....	<b>201</b>
主旨要点.....	203
1. 现状和主要改进之处.....	203
2. 水产养殖业与环境.....	205
3. 水产养殖业与社会.....	206
4. 知识方面仍然存在的主要差距.....	206
5. 能力建设方面仍然存在的主要差距.....	207
6. 展望.....	207
参考资料.....	208
<b>第 17 章 海藻收捞和利用的变化</b> .....	<b>211</b>
主旨要点.....	213
1. 导言.....	213
2. 记录的海藻生产和使用状况的变化(2012-2017年).....	214
3. 海藻收捞和使用的变化对社区、经济和福祉的影响.....	216
4. 关键区域特有的变化和后果.....	216
5. 展望.....	216
6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距.....	217
参考资料.....	217
<b>第 18 章 海底采矿的变化</b> .....	<b>219</b>
主旨要点.....	221

	页码
1. 导言 .....	221
2. 海底采矿规模和意义的变化 .....	223
3. 环境方面 .....	228
4. 经济和社会影响 .....	232
5. 能力建设需求 .....	234
参考资料 .....	235
<b>第 19 章 油气勘探开采方面的变化 .....</b>	<b>239</b>
主旨要点 .....	241
1. 导言 .....	241
2. 近海油气勘探、生产和退役情况 .....	242
3. 海上油气勘探、生产和退役的经济、社会和环境方面问题 .....	244
4. 知识和能力建设方面的主要差距 .....	246
5. 近海油气行业在促进海洋可再生能源行业方面的作用 .....	247
6. 结论 .....	247
参考资料 .....	248
<b>第 20 章 输入海洋环境的人为噪声的趋势 .....</b>	<b>251</b>
主旨要点 .....	253
1. 导言 .....	253
2. 环境状况说明 .....	254
3. 经济和社会影响以及其他经济或社会变化说明 .....	259
4. 具体区域的主要变化和影响 .....	259
5. 展望 .....	260
6. 知识方面仍然存在的主要差距 .....	262
7. 能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	262
参考资料 .....	263
<b>第 21 章 可再生能源的发展 .....</b>	<b>271</b>
主旨要点 .....	273
1. 导言 .....	273
2. 全球一级海洋可再生能源状况 .....	273
3. 发展海洋可再生能源的潜在环境影响 .....	277
4. 发展海洋可再生能源的社会经济效益和影响 .....	280
5. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距 .....	281
6. 预期的未来趋势 .....	282
参考资料 .....	283

	页码
<b>第 22 章 入侵物种</b> .....	<b>289</b>
主旨要点.....	291
1. 导言.....	291
2. 记录的非本地物种基线和变化情况.....	292
3. 人类社区、经济和福祉受到的影响.....	293
4. 关键的区域性基线、变化和后果.....	294
5. 前景.....	298
6. 其他.....	299
参考资料.....	300
<b>第 23 章 海洋遗传资源的勘探和利用情况</b> .....	<b>307</b>
主旨要点.....	309
1. 导言.....	309
2. 2010-2020年的趋势.....	310
3. 经济社会影响及变化.....	312
4. 具体区域在知识上取得的主要发展及其影响.....	313
5. 能力建设差距.....	314
6. 方法上的挑战和未来趋势.....	315
7. 海洋遗传资源和可持续发展目标.....	316
参考资料.....	316
<b>第 24 章 海洋水合物——一个可能出现的新问题</b> .....	<b>321</b>
主旨要点.....	323
1. 导言.....	323
2. 什么是海洋水合物?.....	323
3. 海洋甲烷水合物的潜在风险.....	325
4. 作为能源来源的海洋水合物.....	327
5. 关键知识和能力建设差距.....	328
6. 展望.....	328
参考资料.....	328
<b>第 25 章 积累效应</b> .....	<b>333</b>
主旨要点.....	335
1. 导言.....	335
2. 积累效应评估.....	336
3. 海洋环境积累效应评估的区域应用: 分布和方法.....	338
4. 展望.....	342

	页码
参考资料.....	347
<b>第六部分 海洋环境管理方法的趋势 .....</b>	<b>355</b>
<b>第 26 章 海洋空间规划的发展动态.....</b>	<b>357</b>
主旨要点.....	359
1. 导言 .....	359
2. 海洋空间规划类型.....	359
3. 海洋空间规划: 循序渐进走向生态系统管理 .....	360
4. 海洋空间规划工具.....	361
5. 海洋空间规划实施进展 .....	362
参考资料.....	366
<b>第 27 章 管理方法的发展.....</b>	<b>371</b>
主旨要点.....	373
1. 导言 .....	373
2. 管理方法.....	374
3. 海洋管理方法的进展 .....	377
4. 支持缓解和适应气候变化的管理工具, 包括复原力建设 .....	384
5. 区域特有的关键问题 .....	385
6. 能力建设.....	386
7. 差距和未来前景.....	387
8. 展望 .....	388
参考资料.....	388
<b>第 28 章 认识海洋对人类的总体惠益方面的发展动态 .....</b>	<b>395</b>
主旨要点.....	397
1. 导言 .....	397
2. 惠益及其分布情况 .....	400
3. 对人类的非惠益.....	401
4. 海洋生态系统服务面临的威胁.....	401
5. 通过区域和国际合作以及更好地实施《联合国海洋法公约》所体现的国际法来 维护海洋惠益.....	401
参考资料.....	403
<b>附件 .....</b>	<b>409</b>
附件一 经主席团核准的编写小组初始成员.....	411
附件二 为各章提名的同行评审员 .....	419





# 第 8 章

# 人类社会与海洋 关系状况的趋势

本章牵头成员: Alan Simcock。



# 第 8A 章 沿海社区 和海洋产业

**撰稿人：** Alan Simcock (本章牵头成员兼召集人)、Austin Becker、Marcelo Bertellotti、Anthony Charles、Leandra Gonçalves、Miguel Iñíguez、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Paula Keener、Jenna Lamphere、Candace May、Ishmael Mensah、Essam Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Tanya O' Gara、Christina Pita、Jean Edmond Randrianantenaina、Maria Sahib、Regina Salvador、Anastasia Strati (共同牵头成员)和Jean-Claude Tibe。



## 主旨要点

- 世界上约40%的人口生活在离海岸不到100公里的沿海区,而且这一比例还在上升。
- 沿海社区在支持海洋经济的所有组成部分、各种社会和文化价值观以及所有形式的沿海和海洋管理和治理方面发挥着关键作用。虽然沿海社区往往必须应对各种物理和社会脆弱性,但它们是养护、应对海洋灾害以及减缓和适应气候变化的重要贡献者。
- 海洋支持广泛的经济活动,包括收获食物、航运、海底采矿、近海碳氢化合物勘探和开发、旅游和娱乐、海洋遗传资源的利用、通过海水淡化生产淡水以及制盐。各项经济活动规模稳步增长。本评估第5部分中关于海洋环境压力趋势的单独章节更详细地介绍了本章未深入讨论的领域。
- 航运业承载着约90%的国际贸易量,因此成为全球经济的基础。航运业仍处于从2008-2011年期间经济危机中复苏过程中。
- 全球旅游业继续以每年约6%的速度增长。沿海旅游业在许多国家、特别是小岛屿发展中国家和群岛国家的总体经济活动中占有相当大的比例。
- 2019冠状病毒病(COVID-19)大流行严重扰乱了航运业和旅游业。
- 海水淡化的重要性继续增加,特别是在中东、北非以及小岛屿国家和群岛国家。海盐生产也继续保持总体稳定水平,但仅占盐业总产量的八分之一左右。

## 1. 引言

本章概述了人类及其经济活动与海洋之间的关系。首先描述了人口在沿海区日益集中的方式。然后概述了沿海居民生活的社区,接着概述了涉及海洋的主要经济活动:从海洋中收获食物;航运;旅游和娱乐;海底采矿;近海碳氢化合物勘探和开发;海洋遗传资源的利用;通过海水淡化生产淡水以及制盐。本章旨在尽可能提供有关经济活动水平、就业水平、性别视角和活动安全方面的信息。第5部分详细讨论了其中一些行业造成的压力。因此,为避免重复,本章会交叉引用第五部分的各个章节。而关于航运业和旅游业,则将在本章列举更多的详细情况。关于营养物污染的第10章、关于液体和大气输入的第11章和关于固体废物的第12章讨论

了来自航运的压力。关于海洋基础设施的第14章讨论了旅游基础设施,关于物种和生境状况的第6章和第7章讨论了旅游业对物种和生境的影响。关于来自这些行业的压力,如果其他各章未提及,本章会酌情予以说明。

沿海社区是沿海经济活动的重要组成部分,是从事或参与各种海洋产业的人们的家园;也是沿海社会和文化方面的重要组成部分,有各种艺术活动、传统习俗和与海洋有关的社区活动。沿海社区还在支持沿海和海洋的许多决策、管理和治理活动方面发挥关键作用。鉴于这一联系,本章还将概述沿海社区的情况。

## 2. 沿海社区

《第一次世界海洋评估》(联合国,2017年a)第1章指出,世界人口38%居住在距海岸100公里以内的地区,44%居住在150公里以内,50%居住在200公里以内,67%居住在400公里以内(Small和Cohen,2004年)。《第一次评估》(联合国,2017年

a)第18章对世界港口的位置和活动水平进行了更详细的分析,但没有对沿海社区的状况进行更全面的分析,因为其关于人类活动的讨论重点是分部门的。

## 2.1. 沿海人口和沿海社区规模

尽管有人呼吁定期监测和评估沿海区的变化过程(如Shi和Singh, 2003年),但这些监测和评估主要是在国家或区域一级进行。自21世纪初以来,关于全球沿海人口总数的出版资料很少,甚至没有。由于海平面上升影响的重要性,自那时以来的研究主要集中在关注范围较窄的低海拔沿海区(如Neumann等人, 2015年)。

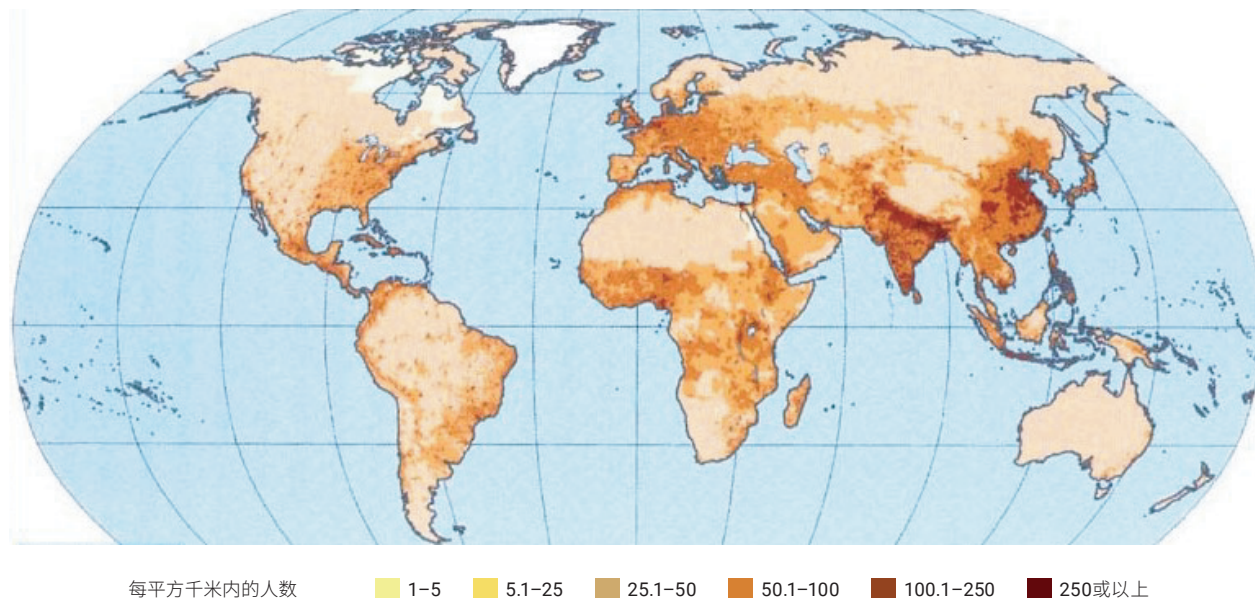
21世纪初的研究表明,在全球范围内,人口主要集中在沿海区。图一是根据2005年联合国粮食及农业组织(粮农组织)所支持的一项基于国家人口数据的研究绘制的,其中显示了根据该研究前五年观测到的趋势而预测的2015年全球人口密度。该项目使用观测光源的夜间卫星数据来确定城市区域,并在行政边界内重新分配人口普查统计数据。由此绘制的地图(图一)显示,全球沿海人口主要集中在东亚、东南亚和南亚。证据表明,集中在沿海区的人口在全球总人口中的占比正在增加(Merkens等人, 2016年)。然而,进入海洋的通道,特别是海运通道,对内陆国家来说仍然很重要。

靠近海岸的城市地区人口更加密集:离海岸100公里以内的人口有40%居住在该范围内4%的土地上(Small和Nicholls, 2003年)。大部分(约90%)集中在人口超过100万的沿海城市。对《2018年世界城市》(联合国经济和社会事务部(经社部), 2018年)记录的此类城市的分析见表1。

因此,分析表明,沿海城市人口主要集中在东亚、南亚和东南亚;这些地区和撒哈拉以南非洲地区的沿海城市人口增长速度最快。

而与此相对的是世界各地成千上万的小型沿海社区。这些社区的数量和人口不详。但似乎在世界沿海区此类社区很多,而且官方的地方政府单位往往包含不止一个社区。例如,在加拿大新斯科舍省,最近的一项评估表明,虽然大约只有50个官方城市,但却约有1 000个独立的沿海社区(Charles, 2020年)。因此,全球沿海社区之间存在很大的差异,特别是在上述大城市和农村社区之间,在农村社区,渔业、水产养殖、航运和旅游业等经济活动通常很重要。

图一  
2015年预计全球人口密度



资料来源:国际地球科学信息网中心和粮农组织, 2005年。

**表 1**  
2018年人口超过100万的沿海城市

区域	2018年人口超过100万的沿海城市数量	2018年这些城市的总人口(百万)	2000-2018年这些城市的年均增长率变化幅度
撒哈拉以南非洲	21	54.6	6.6 - 0.4
北非	6	16.1	3.5 - 0.7
东亚	60	258.7	6.3 - 0.1
南亚	12	86.3	5.6 - 1.2
东南亚	20	74.4	6.8 - 0.6
西亚	14	44.8	5.2 - 1.3
欧洲	19	48.1	1.5 - (-0.1)
拉丁美洲和加勒比	28	94.2	2.7 - (-0.1)
北美	15	66.5	2.7 - 0.2
大洋洲	5	16.8	2.1 - 0.9
共计	200	760.5	

资料来源: 经社部, 2018年。

不管规模如何, 社区经常在海岸管理中发挥作用。事实上, 沿海社区在养护方面的作用正在得到越来越多的认可和重视, 全世界各地的地方海洋养护举措往往在改善生计和保护社区方面取得成功(Charles, 2017年; Charles等人, 2020年)。

沿海社区在保护方面的作用日益受到重视。世界各地的许多沿海社区及其小规模渔民在海洋养护方面采取了大量的地方举措, 往往都取得了相当大的成功。这些社区的成功往往基于当地的知识、结构和合作(Charles, 2017年)。

沿海社区易受气候变化影响的问题日益受到关注。这与旅游业发展规划(特别是在经济依赖旅游业的小岛屿发展中国家)和渔业管理有关。政府间气候变化专门委员会得出结论认为, 在当前沿海社区越来越多地暴露于气候变化并越来越容易受其影响的趋势下, 平均海平面上升和极端天气事件等造成的侵蚀和土地流失、洪水、盐碱化和连带影响的风险预计将在本世纪大幅增加(政府间气候变化专门委员会(气专委), 2019年)。北极、孟加拉国和圭亚那等地势低洼(往往是三角洲)的国家、位于龙卷风或飓风经常出现的路径上以及人口稠密

的特大城市之中的沿海社区尤其容易受到影响。另一方面, 生活在沿海区似乎对健康有好处(见关于海洋对人类健康的影响的第8B章)。

小型沿海社区不仅在物理上容易受到气候变化的影响, 而且在社会方面也一样, 特别是在农村地区(Charles等人, 2019年)。由于地理位置以及获得医疗保健、货物、交通和其他服务的机会有限, 沿海农村社区很容易受到天气事件和洪水的影响。沿海农村社区因依赖自然资源而对市场波动敏感, 加上生活贫困、经济机会有限和人口流失等因素, 使其难以适应(Armitage和Tam, 2007年; Amundsen, 2015年; Bennett等人, 2016年; Metcalf等人, 2015年; May, 2019年c)。这些因素不仅制约着物质资产, 还给促进集体解决问题的社会和道德基础带来了压力(Amundsen, 2015年; May, 2019年a)。当人们积极关心彼此和他们生活的地方时, 社区更有可能动员集体资源来应对威胁(Amundsen, 2015年; May, 2019年b; Wilkinson, 1991年)。这可能是一个地方的历史、文化或环境背景或者一个地方的人的依恋之情产生的一种功能。在社会多样性低和人口变



化缓慢的情况下, 这些依恋可能成为抵制变革的潜在根源, 而在社会多样性高和人口变化快速的情况下则可成为冲突的基础(Graham等人, 2018年; May, 2019年b和2019年c)。在缓解和适应的集体行动比以往任何时候都更加重要的时候, 物理和社会脆弱性对社区能力的综合影响尤其具有挑战性(May, 2019年b和2019年c)。

政府间气候变化专门委员会警告说, 对于我们最脆弱的社区(其中许多是沿海社区)来说, 有必要采取变革性的缓解和适应措施, 以减轻气候变化最严重的影响。大多数国家不再认为渐进式变革是一种选择: 人们认为需要采取更激进的行动来减少气候变化的影响并适应气候变化。应对气候变化威胁的措施多种多样, 包括硬性和软性海岸防御措施。如海堤或堤坝等建成基础设施被广泛

使用, 但往往比沼泽、红树林、珊瑚礁或海草等基于生态系统的措施更昂贵, 更依赖维护(另见第7.3节)。由于数据有限, 我们无法估计硬性和软性措施的成本效益, 尤其是各地和各种规模的措施(Oppenheimer等人, 2019年), 尽管存在国家一级的估计数据(例如, 见联合国环境署, 2015年)。世界银行估计, 如果不采取具体的气候和发展行动, 到2050年, 仅在撒哈拉以南非洲、南亚和拉丁美洲这三个地区, 1.43多亿人就可能为躲避气候变化的缓慢影响而被迫在本国境内迁移(Rigaud等人, 2018年)。为了解决这些问题, 在沿海区, 沿海区综合管理被广泛认为是应对气候变化及其他推动因素的有效方法(Nicholls和Klein, 2005年; Nicholls等人, 2007年; 另见关于管理方法的第30章)。

### 3. 捕鱼业、贝类捕捞和水产养殖

就涉及的人数而言, 海洋食物是最大的海洋产业。2017年, 总产量的首次销售总值估计为2 210亿美元, 其中950亿美元来自海水养殖产出(包括鱼类、贝类和海藻)。这些数字包括不用作食物的小部分产出(联合国粮食及农业组织(粮农组织), 2019年)。更多详细情况见关于捕鱼业的第15章、关于水产养殖的第16章和关于海藻收捞的第17章。

2017年, 世界约有450万艘渔船, 这个数字自2008年以来一直相对稳定。在全球范围内, 近三分之一的渔船仍然是无动力船, 说明小型和自给性渔业占了很大比例。只有2%的渔船总长度达24米以上, 约36%总长度不到12米(粮农组织, 2019年)。

2017年, 估计有1.35亿人从事捕鱼业和海产养殖: 约1.2亿人从事捕鱼业, 约1 500万人从事海产养殖。捕鱼业(相当于自给性渔业而言)的就业人数约为4 040万人, 海产养殖的就业人数约为1 560万人。此外, 从事收获后加工的劳动力略少。在这些就业劳动力中, 约有13%是女性。加上自给性渔业的话, 从事这类活动的劳动者中则约有50%是妇女(粮农组织, 2019年; 世界银行等, 2012年)。最

近没有关于渔业相关伤亡的调查。但最新的调查显示, 渔业从业者在工作中的伤亡水平比其他行业高得多: 在多个已有统计数据的发达国家中, 这一伤亡水平是各行业平均伤亡水平的约18至40倍(Petursdottir等人, 2001年)。

除了自给性渔业, 渔业和海产养殖都依赖于从生产者到消费者的实质供应链。COVID-19大流行造成的问题正在给渔业, 特别是与国际产品贸易有关的渔业造成挑战, 并扰乱供应链。捕捞作业也受到影响, 2020年3月和4月的捕捞活动估计减少了6.5%。在一些地区(如地中海和黑海), 小规模渔业已中止。未来, 旨在防控COVID-19的合规做法将导致水上作业和收获后处理的工作做法受到限制(粮农组织, 2020年)。

可分别第15章、第16章和第17章找到关于捕鱼业、海产养殖和海藻收捞的更多信息。



## 4. 航运业

### 4.1. 《第一次世界海洋评估》展示的情况

在编写《第一次世界海洋评估》时,国际航运业仍处于从2008年至2011年金融危机中复苏的过程之中。通常认为航运业占国际贸易的90%,尽管《第一次评估》中的一项估计显示,按数量计算则占比近75%,按价值计算约占60%(联合国,2007年f)。

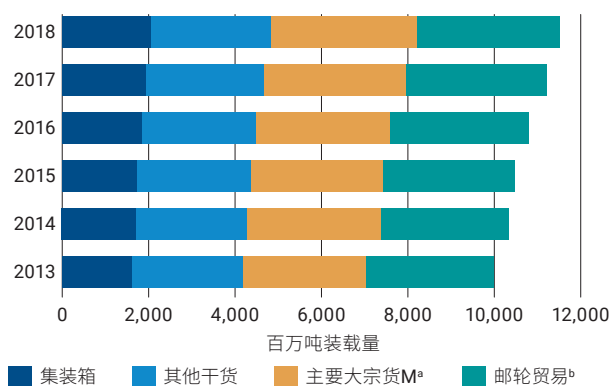
### 4.2. 货运

截至2020年,2011年后的世界经济复苏已反映在世界贸易的增长上,因此也反映在国际航运业的货物吨位上(图二)。如果考虑到货物的运输距离,吨/英里的增幅甚至更大(联合国贸易和发展会议(贸发会议),2019年)。复苏仍在进行中,并受到COVID-19危机造成的世界贸易大幅下滑的严重影响。

然而,这种增长是在国际航运业弱竞争背景下发生的。2008年至2011年的经济危机发生时,世界航运业为满足前几年增加的货运需求通过委托大幅增加吨位。但增加的吨位是在需求开始减少的时候交付的,结果在2010年代,航运业在供过于求的背景下运营,导致运费压低。随着进一步控制船舶污染物排放的措施生效(从2020年起),航运业将面临与实施船队改造相关的进一步压力。为了满足新的要求(详见第11章),船舶必须购买含硫量较低的燃料(价格可能较高,因为传统的船舶燃料一直是需求较小的高硫油),或者改装洗涤器以净化船舶尾气。将在第11章中介绍诸如此类的进一步经济压力。产能持续过剩和运营成本上升的综合影响仍不清楚(贸发会议,2019年)。

发展中国家港口装载的货物量曾多年少于其卸载的货物量,这标志着海运贸易的不平衡。到《第一次评估》时,平均数量已接近平衡,从那时起,发展中国家的装载量超过卸货量。即使不包括最大的发展中进口国/出口国中国,发展中国家仍存在卸货量过多的现象(贸发会议,2019年)。

图二  
2013-2018年按商品类型列的国际海运贸易情况



资料来源:贸发会议,2019年。

<sup>a</sup> “主要大宗商品”是指铁矿、谷物和煤炭。

<sup>b</sup> “邮轮贸易”包括原油、精炼石油产品、天然气以及化学品。

集装箱运输继续集中在横跨北半球的东西主干道(亚欧、跨太平洋和跨大西洋)上,占有集装箱运输的40%。在剩下的60%中,27%为区域内,13%发生在北半球的其他东西航线上,12%与南半球国家之间的运输有关,8%与南北运输有关(贸发会议,2019年)。与此同时,集装箱航运的整合趋势日益增强,因此前十大集装箱航运公司的总市场份额从2014年的68%增加到2019年的90%。与此同时,人们对那些将其业务同始发地与港口之间以及港口与最终目的地之间运输相结合的集装箱航运公司重新产生兴趣。这些发展情况有可能破坏竞争,导致运输成本攀升(贸发会议,2019年)。

截至2019年初,全球载货船舶总数达到96 295艘,载重量为19.7亿吨。在全球最主要的船舶类型中,散装货船和油轮依然占有最大的市场份额,分别占有所有船舶市场份额的42.6%和载重吨位的28.7%。世界上很大一部分吨位继续在为数不多的几个船舶登记地登记。全球近70%的吨位是在七个登记地登记的:巴拿马(17%)、马绍尔群岛(12%)、利比里亚(12%)、中国香港特别行政区(10%)、新加坡(7%)、马耳他(6%)和中国(5%)。此外

的其他任何登记处在世界总吨位中占比都不超过4% (贸发会议, 2019年)。

同样, 航运业的所有权和控制权仍然集中在相对少数国家的公司手中。2019年, 希腊、日本、中国、新加坡和中国香港五个经济体的吨位占世界总吨位的50%以上。2015年至2019年期间, 希腊、新加坡、中国和中国香港拥有/控制的比例增加(贸发会议, 2019年)。

新船的建造仍然非常集中在中国、日本和大韩民国, 这三个国家加起来占有所有货船建造活动的90%。已达使用年限的船只的拆除同样继续集中在《第一次评估》中所报告的那些国家。2018年, 在报告的出售供拆除的100总吨及以上机动海船的吨位总数中, 有47.2%在孟加拉国拆除, 25.6%在印度, 21.5%在巴基斯坦, 2.3%在土耳其, 2%在中国, 剩下的1.4%在世界其他地区拆除。中国、印度和土耳其的市场份额一直在下降(贸发会议, 2019年)。

2020年, COVID-19大流行广泛扰乱了全球贸易。原材料和制成品运输需求大幅下降, 而与健康有关的货物运输需求上升(联合国统计活动协调委员会, 2020年)。总体而言, 货运活动大幅下降: 例如, 与2019年相比, 2020年前31周, 欧盟对中国和美国的贸易分别下降了47%和25%; 中国和美国对欧盟的贸易分别下降了26%和38%(欧洲海事安全局, 2020年)。

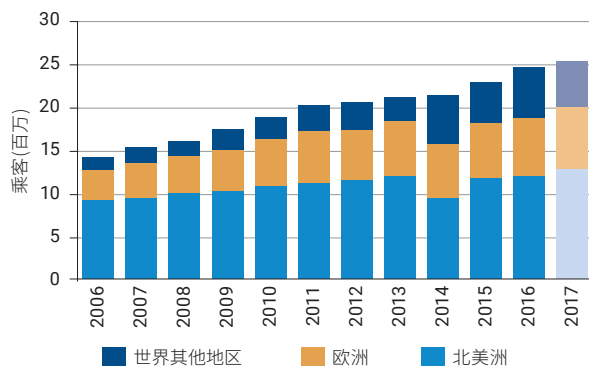
### 4.3. 客运

客运量几乎全部来自地方渡轮或邮轮。渡轮运输模式仍如《第一次评估》中所述, 但客运量水平稳步增长(国际海运经济与物流研究所, 2017年)。

随着全球邮轮市场的扩大, 邮轮活动也继续稳步增长: 乘客人数以年均5%左右的速度增长(图三)。单艘邮轮的船体大小也在稳步增长(图四)。整个市场仍然由来自美国的乘客主导(约占总市场的50%), 邮轮的全球分布在很大程度上仍如《第一次评估》所述, 主要集中在加勒比和地中海, 2017年这两个地区加起来占有所有客运量的一半略强(国际邮轮协会, 2018年)。

图三

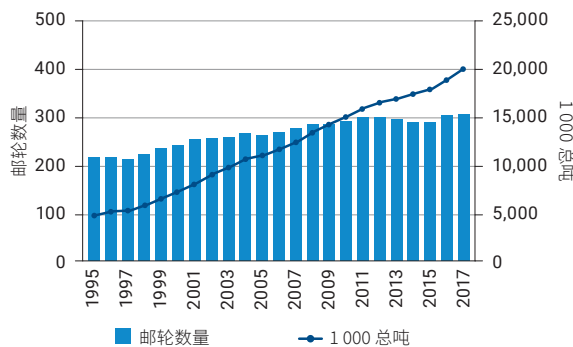
2006至2017年期间邮轮乘客数量



资料来源: 国际海运经济与物流研究所, 2017年。  
注: 2017年统计数据为估计数据。

图四

邮轮数量及其总吨位



资料来源: 国际海运经济与物流研究所, 2017年。

《第一次评估》指出, 南极洲旅游相对较近期才兴起但增长迅速, 特别是邮轮旅游, 邮轮乘客从2003-2004年旅游季的27 324名增至2013-2014年旅游季的37 044名, 增幅35%。这一增长仍在继续, 2017-2018年旅游季达到51 700人(又增长了40%), 预计2018-2019年旅游季将进一步增长至55 750人。超过80%的游客会登陆南极洲(国际南极旅行社协会, 2018年)。旅客登陆和海上交通高度集中在少数几个特定地点, 特别是沿南极半岛西南海岸的几个地点。南极旅游业的增长与其最大客源国的经济密切相关: 60%的游客来自美国(33%)、中国(16%)和澳大利亚(11%)。2013年至2014年和2017年至2018年期间, 来自中国的游客

比例大幅上升。南极旅游市场可能远未饱和,因此需求可能会继续增长(Bender等人,2016年)。除私人游艇等类别,南极洲航运受制于新的极地水域作业船舶强制性守则(国际海事组织,2015年)。

北极的旅游也在迅速增长:2006年至2016年,夏季旅游翻了两番,冬季旅游增长了600%以上,尽管大片地区仍未受到影响。这一增长可能会对北极生态系统和社区产生影响,特别是随着北极开放新的地区,海冰减少,新机场建成和对该地区的持续宣介(Runge等人,2020年)。

2020年,由于COVID-19大流行,渡轮客运量在年初大幅下降,但2020年8月,客运量开始回升(如欧洲海事安全局,2020年)。邮轮活动也因为同样的原因骤减:2019年8月,邮轮上有180万船员;但2020年8月只剩下很少的船员(欧洲海事安全局,2020年)。

#### 4.4. 海员

2015年,在国际商船上服务的海员人数估计为1 647 500人,其中774 000为干部海员,87 3500为普通海员。2020年将开展一项新调查。据估计,中国、菲律宾、印度尼西亚、俄罗斯联邦和乌克兰是所有海员的最大供应国。据报告,中国是最大的干

部海员供应国,其次是菲律宾、印度、印度尼西亚和俄罗斯联邦。菲律宾是最大的普通海员供应国,紧随其后的是中国、印度尼西亚、俄罗斯联邦和乌克兰。2015年,人们认为干部海员短缺约16 500人,普通海员过剩约119 000人。虽然预计全球干部海员的供应将稳步增长,但需求增长预计将超过这一趋势(波罗的海和国际海事理事会和国际海运公会,2016年)。《第一次评估》介绍了保护海员的重要国际文书。

对女性海员比例的最佳估计仍然是2%左右,主要是在邮轮部门(国际运输工人联合会(运输工联),2019年)。

2020年为控制COVID-19传播而实施的旅行和边境限制措施给海员带来了重大危机。2020年7月,估计有600 000名海员受到影响:由于与更换船员有关的问题,大约30万名海员得以继续在船上工作,而同样数量的失业海员则在岸上等待上船(运输工联,2020年)。

#### 4.5. 海盗和持械抢劫船舶活动

2015年至2019年期间,未遂和实际发生的海盗和武装抢劫船舶案件总数略有下降(表2)。海盗和武装抢劫最猖獗的地区仍然是东南亚和西非。

**表 2**  
2015-2019年未遂和实际发生的海盗和武装抢劫船舶案件

地区	2015	2016	2017	2018	2019
东亚	31	16	4	7	5
东南亚	147	68	76	60	53
南亚	24	17	15	18	4
东非、红海和亚丁湾	3	6	13	5	4
西非和地中海	32	57	45	82	67
南美	8	22	24	25	24
世界其他地区	1				
共计	246	191	180	201	162

资料来源:国际商会国际海洋局,2020年。

## 4.6. 对环境的影响

第11章将讨论船舶排放物和排放气体、污水以及其他液体和大气污染,第12章将讨论来自船舶的垃圾,第20章将讨论船舶输入海洋的噪声。

第7K章将讨论与北冰洋航运增长相关的环境影响。正在采取步骤,以可持续的方式为北冰洋航

运做准备:国际海事组织通过了《极地水域作业船舶强制性守则》<sup>1</sup>——根据《国际海上人命安全公约》<sup>2</sup>和《国际防止船舶造成污染公约》<sup>3</sup>,该守则为强制性(海事组织,2015年)。北极理事会还为航运事故制定了紧急预防、准备和响应安排,并于2011年通过了一项具有法律约束力的《北极航空和海上搜救合作协定》(北极理事会,2011年)。

## 5. 海底采矿

海底采矿业有两个截然不同的方面。一方面,长久以来,一些国家一直在自己的水域内开采相对较浅的矿藏。另一方面是尚未开始商业运作的深海海底采矿的潜在开发。除其他外,由来已久的采矿活动包括许多西欧国家的集料(沙子和砾石);纳米比亚的砂矿钻石开采;若干东南亚国家的砂矿锡矿石开采;以及最近新西兰的铁砂开采。此外,墨西

哥、纳米比亚和新西兰正在开发与磷矿开采相关的项目。关于海底采矿的第18章详细介绍了已开展和可能开展的活动。

由来已久的采矿活动各不相同,因为涉及截然不同的国家和情况。没有关于这些采矿活动经济情况的概述,也没有关于就业、工人伤亡情况或整个领域薪资情况的调查。

## 6. 近海碳氢化合物

2016年,全球约27%的石油产量和30%的天然气产量来自近海。50多个国家都在生产近海石油,包括巴西、墨西哥、挪威、沙特阿拉伯和美国(国际能源署,2018年)。在天然气方面,澳大利亚、伊朗伊斯兰共和国、挪威和卡塔尔是2017年主要的近海生产国。2018年,这一近海行业的全球年度投资资本支出估计为1 550亿美元,预计到2021年将达

到2 000亿美元。关于油气勘探和开采的更多详情见第19章。

《第一次评估》(联合国,2017年c)第21章对近海碳氢化合物行业的社会方面进行了调查。总体而言,这一描述仍然是准确的。根据国际原油价格以及石油和天然气公司的计划资本支出,就业数据不可避免地会出现大幅波动。劳动力的主要来源是一个全球范围的人才池。

## 7. 旅游和娱乐

### 7.1. 《第一次世界海洋评估》展示的情况

《第一次评估》(联合国,2017年d)第27章评估了影响海洋的旅游和娱乐活动的方方面面。其中包

括规模(显示出几十年来的快速增长)、社会和经济方面(显示了对许多国家、特别是小岛屿发展中国家经济重要性)、对建成环境的需求以及游客及其活动给海洋环境带来的诸多压力。邮轮作

<sup>1</sup> 国际海事组织,MEPC 68/21/Add.1号文件,附件10。

<sup>2</sup> 联合国,《条约汇编》,第1184卷,第18961号。

<sup>3</sup> 国际海事组织,MEPC 62/24/Add.1号文件,附件19,MEPC.203(62)号决议。



为例外, 将作为关于航运的第17章的一部分进行讨论。

在本评估中, 与旅游业相关的基础设施和发展将在第14章中进行讨论, 与旅游活动造成的气体、液体和固体废物有关的问题将在第10章和第12章中讨论。因此, 本节将讨论旅游业的社会和经济方面。

最近, 由于COVID-19大流行, 情况发生了巨大变化。世界旅游组织预计, 与2019年相比, 2020年国际游客数量可能会下降58%至78%, 具体下降幅度取决于下半年在COVID-19防控工作中实施的旅行限制措施的效果。2020年3月, 与2019年相比, 入境旅游人数下降了60%。(联合国统计活动协调委员会, 2020)。受影响最大的国家是那些严重依赖旅游业的国家, 包括太平洋、印度洋和大西洋的岛国(太平洋共同体, 2020年; 联合国统计活动协调委员会, 2020年)。

## 7.2. 旅游业的规模 and 分布

除了邮轮, 影响海洋的旅游业主要位于沿海区。没有显示沿海区旅游规模的全球统计数据。由于地理原因, 在一些旅游业庞大的国家, 如希腊, 旅游业很大的比例不可避免地集中在沿海区。来自世界不同地区的证据继续表明, 在其他地方, 沿海旅游仍然是整个旅游业的主要组成部分。例如, 除了《第一次评估》中引用的证据外, 如下情况也可佐证:

- (a) 在欧盟国家中, 2016年游客活跃度最高的五个地区(加那利群岛、加泰罗尼亚、亚得里亚海克罗地亚和巴利阿里群岛)中有四个是沿海区(另一个地区是巴黎周围的法兰西岛大区)(欧盟委员会, 2018年);
- (b) 访问沿海区的大韩民国游客比例从2000年的49.5%增加到2010年的69.1%, 2014年海滩游

客总数为6 900万人次(Chang和Yoon, 2017年);

- (c) 2015年, 南非北开普、西开普、东开普和夸祖鲁—纳塔尔四个沿海省份的旅游目的地占旅游总人次的28%, 占旅游总支出的40%。总体而言, 沿海目的地基本上以国内游客为主: 国内旅游人次为980万人次, 而国际游客人次为160万人次; 旅游活动特别集中在开普敦和特克维尼大都会区(包括德班), 2015年, 这两个城市加起来占南非沿海区旅游总支出的75%(Rogerson和Rogerson, 2018年和2019年)。

国际旅行和相关旅游业在世界许多地区发挥着重要作用, 特别是阳光、海洋和沙滩型旅游。在《第一次评估》中观察到国际旅行以相对较快的速度在增长, 这一增长在整个2010年代(表3)和2011至2017年间持续存在。在整个世界范围内, 2011至2017年间, 国际游客数量继续以高于长期增长率的速度增长, 年均增长率达到5.7%, 略高于《第一次评估》报告的增长率。国际旅游的估计收益在全球范围内持续增长, 年均增长率为4.0%, 但不与游客数量成正比。这意味着, 平均而言, 游客正在减少消费。然而, 全球游客数量的增长足以抵消消费下降的影响, 旅游业在全球出口收入中的份额继续增加(世界银行, 2019年)。

全球游客人数和支出模式在不同地区的差异很大(表4)。旅游业的绝对规模在不同地区也存在较大差异。南亚和东南亚的一些国家(孟加拉国、印度、马尔代夫、缅甸和巴基斯坦)在2011年至2017年期间入境国际游客数量一同增长了119%(尽管基数相对较低), 远超其他地区。其他地区的增长率一般不到10%(表4)。但多米尼加共和国和牙买加等加勒比国家的增长率约为25%, 远高于区域平均水平(世界银行, 2019年)。中东和北非的游客数量增长相对较慢, 但游客收入却大幅增长, 这表明旅游业正在提供更多高端体验(世界银行, 2019年)。

**表 3**  
按全球区域划分的国际入境旅游

区域	国际入境游客 (百万)		2011-2017 年均增长率 (百分比)	国际入境旅游支出 (十亿美元)		2011-2017 年均增长率 (百分比)	国际入境旅游支出 的区域平均值(占 出口总额的百分比)	
	2011	2017		2011	2017		2011	2017
全球	997.7	1 341.5	5.7	1 231.0	1 525.7	4.0	5.5	6.7
东亚和太平洋	206.8	300.6	7.6	291.2	373.0	4.7	4.5	5.2
欧洲和中亚	512.8	669.5	5.1	534.6	594.5	1.9	5.7	6.3
拉丁美洲和 加勒比	75.9	112.4	8.0	70.9	101.8	7.3	5.1	7.8
中东和北非区域	75.2	89.2	3.1	74.0	112.5	8.7	5.5	10.8
北美	79.1	98.0	4.0	208.1	272.3	5.1	7.8	9.5
南亚	10.4	22.8	119.2	23.0	37.9	10.8	4.4	6.5
撒哈拉以南非洲	33.1	42.4	4.7	29.0	34.4	3.1	5.8	9.2

资料来源: 汇编自世界银行(2019年)。

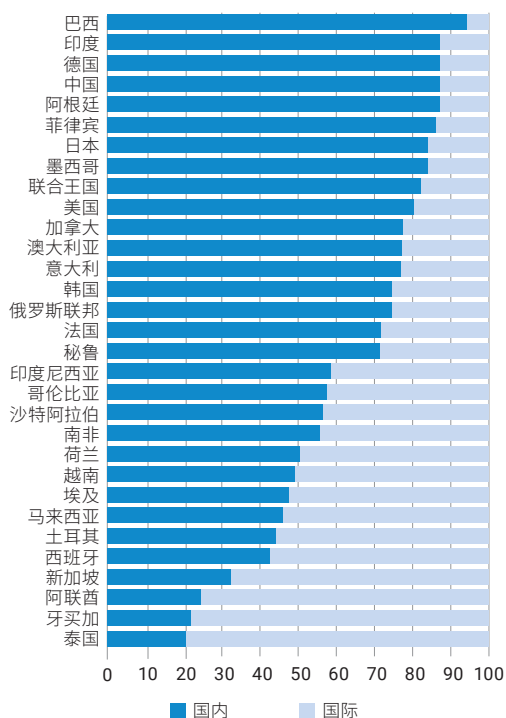
**表 4**  
按全球地区划分的国际游客人数占比

地区	2017年国际游客 抵达人数(百分比)
全球	100
东亚和太平洋	22.5
欧洲和中亚	49.9
拉丁美洲和加勒比	8.4
中东和北非	6.7
北美	7.4
南亚	1.3
撒哈拉以南非洲	3.3

资料来源: 汇编自世界银行(2019年)。

国内旅游在大多数主要经济体的旅游市场中占主导地位(图五), 全球旅游和旅行支出的73%来自国内旅游(世界旅行和旅游理事会, 2018年)。虽然其中许多旅游和旅行对海洋环境没有影响, 但如上所述, 沿海旅游业是整个旅游业的一个主要组成部分。国内旅游业总体上与整体旅游业同步增长, 据估计, 2011-2017年期间, 中国、马来西亚和菲律宾等许多亚太国家的年增长率超过10%(世界旅行和旅游理事会, 2018年)。

**图五**  
31个国家国内和国际旅游和旅行支出的相对重要性(旅行和旅游支出占比)



资料来源:世界旅行和旅游理事会,2018年。

### 7.3. 对海洋环境的影响

在所有旅游区,对海洋环境的主要影响来自沿海开发(包括建筑物覆盖的土地,如酒店、餐馆和零售店以及港口、机场和火车站等交通基础设施),以及对硬性海岸防护、街道照明和排污系统的需求(另见第14章)。如果这种发展没有得到有效的规划和管理,可能会对海洋动植物造成灾难性的影响。例如,在阿尔巴尼亚的发罗拉湾,15年来的无计划开发导致50%的海草床消失,大型藻类大量减少(Fraschetti等人,2011年)。

在旅游区,为补海滩上被沿海洋流或极端天气事件移走的沙子而使用的海滩补沙或者人工育滩可以有相当大的经济效益(Klein和Osleeb,2010年)。例如,在大韩民国,在2003年遭到台风破坏后,釜山松岛海滩得到修复,对修复的经济效益评估显

示,修复产生了约2.3亿美元的经济效益(Chang和Yoon,2017年)。

海滩管理是管理沿海旅游业对海洋环境影响的一个重要部分。清理海滩和建造海堤通常是为了给阳光、海洋和沙滩型游客提供他们认为更具有吸引力的环境,但正如《第一次评估》所记录的那样,清理海滩和建造海堤对当地的动植物有重大影响。研究继续表明,那些广泛用于旅游业的海滩所支持的生态系统不如美国新泽西沿岸(Kelly,2014年)和西班牙卡迪斯附近(Reyes-Martínez等人,2015年)等保护区内具有可比性的海滩的生态系统丰富;与自然海岸线相比,海堤支持的生物多样性少23%,生物数量少45%(Gittman等人,2016年)。

其他吸引游客到海滩来的干预措施包括建造人造冲浪礁。根据《第一次评估》的记录,这种人造冲浪礁吸引游客的成效有限,但现在有一份报告称,在澳大利亚邦伯里有一个关于充气人工礁的新项目(西澳大利亚州,2019年)。促进公众使用海岸和海滩的国家立法也有较大影响力。

## 7.4. 享受海洋野生动物

### 7.4.1. 潜水

浮潜和水肺潜水仍然是海洋旅游中的一个重要组成部分,重点是让游客能够享受水下野生动物。根据记录,在2000年至2013年期间潜水活动水平大幅增长(约25%),《第一次评估》也报告了这一涨幅。不过现已放缓,但仍在继续。根据潜水教练专业协会的统计数据,2013至2019年期间,提供潜水培训的机构数量增长了约6%(2019年约为6600家),教练人数增长了约1%(2019年约为137000人),每年接受培训的人数增长了约11%(2019年约为100万人)(潜水教练专业协会,2019年)。

人们对潜水感兴趣的主要是拥有珊瑚礁的地区——珊瑚和其他珊瑚礁生物群非常壮观,吸引了大量想要一探究竟的游客。正如《第一次评估》中记录的那样,有些地区的研究表明,管理珊瑚礁旅游是可行的(例如,通过限制某一地区的潜水者人数、规范潜水者的行为以及普遍提高潜水者对问

题的认识),同时保持珊瑚礁的状况和健康。然而,在其他地区却依然有研究表明,潜水者与珊瑚的互动正在破坏珊瑚礁。最近对荷兰加勒比海地区博内尔岛周围珊瑚礁的一项研究表明,潜水活动水平一旦超过上限就可以产生损害,而现在的潜水活动水平可能至少是上限的两倍(见Hawkins和Roberts,1997年),虽然损害基本上都是无意造成的,但一直在发生,不过可以通过更好的管理措施加以控制(Jadot等人,2016年)。

作为海上设施退役过程的一部分,大量废弃的设施正被用来建造人工礁。仅在墨西哥湾,到2018年,就有532个设施被用作人工礁(美国安全与环境执法局,2020年)。2016年,据估计,2017年至2021年期间将有约600个海上设施退役。并不是所有这些设施都打算用作供潜水者探索的地方,但有相当一部分正在这样用(Van Elden等人,2019年)。

水肺潜水出现了一个引发人们兴趣的新领域,那就是在泥泞的附着基上潜水,也就是所谓的“淤泥潜水”,主要是为了寻找在珊瑚礁上很少见到的稀有神秘物种。最近的一项研究调查了淤泥潜水的价值、参与者和从业者的人口统计数据以及该行业面临的潜在威胁。结果表明,在印度尼西亚和菲律宾,淤泥潜水旅游每年的价值加起来超过1.5亿美元。雇佣了超过2 200名员工,每年吸引超过100 000名潜水者(De Brauwer等人,2017年)。

#### 7.4.2. 野生动物观赏

观鸟(“观鸟旅游”)仍然是沿海旅游的重要组成部分,但沿海观鸟旅游很少能与其他观鸟旅游区分开来。目前正在加大力度,将观鸟作为旅游业的一个基础进行推广。荷兰促进自发展中国家进口活动中心(国际旅游业当然也算作所在国的出口)已将印度、肯尼亚、纳米比亚和坦桑尼亚联合共和国确定为主要的观鸟旅游目的地,将巴西、哥斯达黎加、厄瓜多尔、摩洛哥、南非和斯里兰卡确定为新兴观鸟旅游目的地(荷兰企业局,2019年)。虽然统计证据稀少,但在一些地区,市场似乎正在趋于饱和。在美国,全国娱乐和环境调查报告称,2012年,参加观鸟旅游(包括前往国内地点)的人数为1 990万人,但到2016年,已降至1 760万人(美国

全国钓鱼、狩猎和与野生动物相关娱乐活动调查,2016年)。

《第一次评估》报告称,观鲸是一项全球营业额约21亿美元的活动,现在观鲸仍然是一项重要的旅游活动:2017年,全球估计有1 300万人参加了观鲸活动;据报,在冰岛,这项活动自2015年以来每年以20%的速度增长(Hoyt,2009年和2017年),在秘鲁,2008至2018年间,这项活动从0美元增长到300万美元(Guidino,2020年)。观鲸可能通过改变人们对野生动物和自然生境的态度而促进养护(Argüelle等人,2016年),特别是如果商业旅行社能向游客普及相关的长期可持续利益(Wearing等人,2014年)。生活在沿海环境中的物种最容易被用作旅游景点,因为容易接触。如果进行得当,观鲸是相对有益的活动(Argüelle等人,2016年)。然而,不受控制的观鲸可能会扰乱鲸鱼,导致它们的自然行为发生变化,进而改变它们的分布、繁殖和生存状况(Williams等人,2006年;Lusseau等人,2006年)。国际捕鲸委员会以及各国政府和非政府组织试图通过制定指导方针和行为守则,减少观鲸活动的负面影响,为游客提供学习机会,以便在世界范围内减少该活动的影响(Garrod和Fennel,2004年;Cole,2007年;Argüelles等人,2016年;国际捕鲸委员会,2019年)。

《第一次评估》指出,全球每年观看鲨鱼活动的收入估计为3亿美元。一项关于澳大利亚观看鲨鱼活动的调查支持了这一估计数字,因为该调查估计,仅澳大利亚每年用于观看鲨鱼活动的支出就高达2 850万美元(Huveneers等人,2017年)。

#### 7.4.3. 休闲船艇活动

《第一次评估》(联合国,2007年d)第27章称,有统计数据的国家在过去50年中休闲船艇活动持续增长,但也指出,在美国,2012年至2013年(有资料可查的最新日期)之间的休闲划船活动略有减少。在美国,这种增长或多或少已经停止:2018年,注册的休闲船艇数量(其中一些位于内陆水域)与2013年一样,仍略低于1 200万艘(美国船舶制造商协会,2018年)。同样,在欧盟,休闲船艇的数量大致



保持在600万艘左右,而休闲船艇活动参与者的年龄大幅增加,这表明年轻人没有参与这项活动。另

一方面,在这些区域之外,似乎有一个活跃的新船市场(Ecorys, 2015年)。

## 8. 海洋遗传资源

与海洋遗传资源有关的大多数商业活动仍然集中在相对较少的几个国家。可以通过以下事实对该行业的活动规模形成一定了解:目前有28种候选药物处于临床试验阶段,另有10种从海洋天然产品中提取的药物已经获得监管部门的批准,还有76种从海洋天然产品中提取的可公开获取的药妆

成分已经上市。一般来说,海洋遗传资源调查不是一个独立于制药和工业研究的部门,并且这一海洋组成部分的经济和社会方面规模有限且无法分开。更多详细内容见关于海洋遗传资源的第23章。

## 9. 海洋可再生能源

离岸风、海浪和潮汐能,即海洋可再生能源,正越来越多地为一些国家的国家配电系统提供能源,尽管在非洲海没有得到利用,甚至在美洲也基本没有得到利用。在这些能源中,离岸风能技术是最成熟和技术最先进的,在18个国家提供了约28.3兆

瓦的容量(国际可再生能源署,2020年c)。更多信息见关于可再生能源的第21章。

2018年,岸上和离岸风能部门的总就业人数约为120万,其中可能有20%(24万)与离岸活动有关。女性约占整个风能部门就业人员的21%(国际可再生能源署,2020年a和2020年b)。

## 10. 海水淡化

### 10.1. 《第一次世界海洋评估》展示的情况

《第一次评估》第28章显示,全球通过淡化海水生产淡水的装机容量已从1965年的微不足道增加到2015年的约8 650万立方米/日(联合国,2017年e)。在海水淡化主要使用的两种技术中,71%的产能基于膜法工艺,其余29%的海水淡化产能使用热法工艺。波斯湾地区约占全球总产能的27%,其中海湾合作委员会六个成员国(巴林、科威特、阿曼、卡塔尔、沙特阿拉伯和阿拉伯联合酋长国)占据了压倒性的比例(占该地区总产能的96%)。阿尔及利亚、澳大利亚、中国、以色列、日本、西班牙、美国以及马耳他和新加坡等岛屿以及许多加勒比海岛屿也存在大量与海洋有关的产能。

《第一次评估》提到,海水化淡工厂对环境的影响包括温室气体的排放、给水的摄取和盐水的排放。

通过适当的设计,可以将摄入物对微观规模以上海洋生物的影响和排放物(可能含有大量氯、铜和阻垢剂)的影响降至最低。

在《第一次评估》中还指出,淡水短缺国家的人口增长以及气候变化的影响,很可能导致海水淡化越来越多地被认为是相关水资源压力日益严重的社区可采取的一种适应措施。

### 10.2. 目前的海水淡化产能和工艺

世界海水淡化产能持续增长。从2015年每天8 650万立方米的装机容量,到2018年达到每天9 740万立方米,其中48%在中东和北非(国际海水淡化协会,2019年; Jones等人,2019年)。

膜工艺在海水淡化方面仍然占主导地位(超过65%的产量),尽管多级蒸馏在海湾合作委员会成员国仍然很重要——在这些成员国,多级蒸馏与石油或

天然气发电有关,并提供约60%的产能(国际海水淡化协会,2019年; Mogielnicki, 2020年)。

采矿业似乎可能对淡化海水提出新的需求。例如,智利提议大幅增加与铜矿开采相关的水淡化产量,预计到2027年,铜矿行业每天需要约100万立方米的淡化水,比2016年的水平增加近200%(智利铜业委员会,2016年)。

目前没有关于海水淡化作业就业情况的全球统计数据。但据估计,在2010年至2030年期间,还需要50 000名不同技能水平的技术人员为中东和北非的海水淡化行业提供服务。如果将该地区的预计产出增长换算成的所需人员适用于世界范围,这将意味着目前全球淡化劳动力总数约为40万人(Ghaffour, 2009年)。

## 11. 制盐

### 11.1. 《第一次世界海洋评估》展示的情况

《第一次评估》只简要探讨了制盐在食品文化方面的重要性。其中指出,尽管海水蒸发产生的盐仍然很重要,但大部分盐是从岩盐和地下卤水矿床中产生的。还指出,海盐生产对一些国家仍然很重要,例如巴西、印度和西班牙(联合国,2017年f)。

## 12. 知识和能力建设方面的主要差距

关于沿海社区,需要更好地了解他们的状况、他们面临的威胁以及他们的经济和社会状况,特别是土著人民社区,因为他们在海洋产业、社会和文化方面以及海洋保护方面发挥着至关重要的作用。

### 10.3. 对海洋形成的潜在压力

如上所述,关于海水淡化厂废物排放的主要观点是,适当的设计可以将对海洋的不利影响降至最低。然而,最近一项关于海水淡化对海洋影响的研究认为,海水淡化排放到海洋的盐水量及其对海洋环境的潜在影响被低估了(Jones等人,2019年)。该研究估计,每天排放的盐水量为1.42亿立方米,其中48%在波斯湾地区。该研究还认为,高盐度的水可能会对海底动植物产生严重的不利影响。另一方面,在澳大利亚,经过对悉尼一家大型海水淡化厂排放物排放地点的七年观察所形成的报告得出了喜忧参半的结果:观察到排放物排放100米范围内的一些海洋无脊椎动物受到了不利影响,而藤壶的数量却增加了(Clark等人,2018年),同时观察到该区域的鱼类数量增加了三倍(Kelagher等人,2020年)。对以色列两个大型海水淡化厂盐水排放为期六年的监测几乎没有观察到对海水质量的影响(Kress等人,2020年)。

### 11.2. 现状

海水蒸发产生的盐仍然是世界各地盐的一个重要来源。然而,还是没有全球层面的综合统计数据。英国地质调查局在其世界矿物生产概览中确定,在报告的2.65亿吨世界总产量中,海水生产了约3 500万吨盐(表5),但没有确定许多国家的盐源,并指出一些没有数据的国家也在制盐(Brown等人,2019年)。在大多数有报告的地区,海水的制盐产量相对稳定,但印度是一个明显的例外,其产量增加了34%(表5)。参与海盐生产的劳动力规模不详。

关于海洋产业,以下各章确定了知识和能力建设方面的差距:从海洋中获取粮食(第15、16和17章);海底采矿(第18章);近海碳氢化合物(第19章);海洋可再生能源(第21章);以及海洋遗传资源(第23章)。

对于航运业来说,主要的知识差距与社会方面有关。例如,需要更好地了解海员的伤亡率及其福利的其他方面。一些区域在海员培训和发展方面存在能力建设差距:非洲和南美洲提供的海员数量低于根据其在全球人口中所占份额所能支持的数量。鉴于预计会出现海员供应短缺的情况,在这方面的训练显然有扩大的余地。

就旅游业而言,与一般旅游业相比,关于沿海和海洋旅游的规模及其增长情况的信息有限。同样,也缺乏关于沿海和海洋旅游社会和经济方面的全球资料。尤其不了解东道国从其沿海和海洋旅游业中受益的程度以及这些行业的就业状况。

在海水化淡方面,排放设计与对海洋环境的影响之间的关系还有进一步研究的余地。

**表 5**  
**海水制盐(千吨)**

国家或地区	2013年海盐产量	2017年海盐产量
阿尔巴尼亚	49 <sup>a</sup>	47 <sup>a</sup>
黑山	10 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>
葡萄牙	91	115
西班牙	1 221	1 111
阿尔及利亚	172	160*
巴西	5 926	6 000 <sup>a</sup>
哥伦比亚	113	165
孟加拉国	1 439	1 496
印度	17 517	23 500 <sup>a</sup>
巴基斯坦	297	209
毛里求斯	4	1
莫桑比克	150	140 <sup>a</sup>
博内尔岛(荷兰)	400 <sup>a</sup>	400 <sup>a</sup>
萨尔瓦多	100 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
危地马拉	60 <sup>a</sup>	60 <sup>a</sup>
尼加拉瓜	30 <sup>a</sup>	30 <sup>a</sup>
菲律宾	992	993 <sup>a</sup>
共计	28 571 <sup>a</sup>	34 537 <sup>a</sup>

资料来源:改编自Brown等人(2019年)

<sup>a</sup> 估计数。

## 13. 展望

关于具体行业的章节(第15、16、17、18、19、21和23章)描述了相关行业的前景。

航运业前景与全球经济发展息息相关。航运业在很大程度上克服了2008年至2011年经济危机带来

的问题,但控制大气污染的挑战依然存在,货运集中度似乎也有可能提高。邮轮业的未来也与主要经济体可支配收入的发展密切相关。

旅游业(包括沿海和海洋旅游)的活动水平取决于可自由支配收入的水平。因此,沿海和海洋旅游

的前景取决于能否维持目前主要客源区域和国家游客的支出水平,以及能否随着其他国家可支配收入的增加而提高他们对沿海和海洋旅游的兴趣。

## 参考资料

- Amundsen, Helene (2015). Place attachment as a driver of adaptation in coastal communities in Northern Norway. *Local Environment*, vol. 20, No. 3, pp. 257–276.
- Arctic Council (2011). *Agreement on Cooperation on Aeronautical and Maritime Search and Rescue in the Arctic*. <https://oaarchive.arctic-council.org/handle/11374/531>.
- Argüelles, María Belén, and others (2016). Impact of whale-watching on the short-term behavior of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Tourism Management Perspectives*, vol. 18, pp. 118–24. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2016.02.002>.
- Armitage, Derek, and 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, pp. 39–57.
- Baltic and International Maritime Council and the International Chamber of Shipping (BIMCO/ICS) (2016). *Manpower Report: The Global Supply and Demand for Seafarers in 2015*. Bagsværd, Denmark: BIMCO.
- Bender, Nicole A., and others (2016). Patterns of tourism in the Antarctic Peninsula region: a 20-year analysis. *Antarctic Science*, vol. 28, No. 3, pp. 194–203.
- Bennett, Nathan James, and others (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, pp. 907–926.
- Brown, T., and others (2019). *World Mineral Production 2013–2017*. Nottingham, United Kingdom: British Geological Survey.
- Bureau of Safety and Environmental Enforcement of the United States (BSEE) (2020). *Rigs to Reefs*. [www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs](http://www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs).
- Center for International Earth Science Information Network and Food and Agricultural Organization of the United Nations (2005). *Mapping Global Urban and Rural Population Distributions: Estimates of Future Global Population Distribution to 2015*, Environment and Natural Resources Series, No. 24. Rome: FAO, annex.
- Chang, Jeong-In, and Sungsoon Yoon (2017). Assessing the Economic Value of Beach Restoration: Case of Song-do Beach, Korea. *Journal of Coastal Research*, vol. 79, No. sp1, pp. 6–10. <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. In *Conservation for the Anthropocene Ocean*, Phillip S. Levin and Melissa R. Poe, eds., pp. 447–61. 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, Canada: Saint Mary's University.
- Charles, A., and others (2019). *Addressing the Climate Change and Poverty Nexus: A Coordinated Approach in the Context of the 2030 Agenda and the Paris Agreement*. Rome; 2019. Rome: FAO.

- Charles, A., and others. (2020). *Looking to the Future in Nova Scotia's Coastal Communities*. Halifax, Canada: Saint Mary's University.
- Clark, Graeme F., and others (2018). First large-scale ecological impact study of desalination outfall reveals trade-offs in effects of hypersalinity and hydrodynamics. *Water Research*, vol. 145, pp. 757–768.
- Cole, Stroma (2007). Implementing and evaluating a code of conduct for visitors. *Tourism Management*, vol. 28, No. 2, pp. 443–51. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2006.03.010>.
- Comisión Chilena del Cobre (CCC) (2016). *Proyección de Consumo de Agua En La Minería Del Cobre 2016–2027*. Santiago, Chile.
- Cruise Lines International Association (CLIA) (2018). *2018 Global Passenger Report*. <https://cruising.org/-/media/research-updates/research/clia-global-passenger-report-2018.pdf>.
- De Brauwier, Maarten, and others (2017). The economic contribution of the muck dive industry to tourism in Southeast Asia. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 92–99.
- Ecorys (2015). *Study on the Competitiveness of the Recreational Boating Sector*. Rotterdam: European Consortium for Sustainable Industrial Policy.
- Environment Agency of the United Kingdom (2015). *Cost Estimation for Coastal Protection – Summary of Evidence*. Bristol, United Kingdom: Environment Agency.
- European Commission (2018). *Eurostat News, Coastal Regions: Popular Tourist Destinations*. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/EDN-20180927-1>.
- European Maritime Safety Agency (EMSA) (2020). *COVID-19 Impact on Shipping*. [www.emsa.europa.eu/newsroom/covid19-impact/item/4037-august-2020-covid-19-impact-on-shipping-report.html](http://www.emsa.europa.eu/newsroom/covid19-impact/item/4037-august-2020-covid-19-impact-on-shipping-report.html).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). *Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome. [www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017\\_USBcard/index.htm](http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/index.htm).
- \_\_\_\_\_ (2020). *Summary of the impacts of the COVID-19 pandemic on the fisheries and aquaculture sector: Addendum to the State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9349en>.
- Fraschetti, Simonetta, and others (2011). Effects of Unplanned Development on Marine Biodiversity: A Lesson from Albania (Central Mediterranean Sea). *Journal of Coastal Research*, vol. 2011, No. 10058, pp. 106–115. [https://doi.org/10.2112/SI\\_58\\_10](https://doi.org/10.2112/SI_58_10).
- Garrod, Brian, and David A. Fennell (2004). An analysis of whalewatching codes of conduct. *Annals of Tourism Research*, vol. 31, No. 2, pp. 334–52. <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, Nos. 1–3, pp. 48–53.
- Gittman, Rachel K., and others (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience*, vol. 66, No. 9, pp. 763–73. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw091>.
- Graham, Sonia, and others (2018). Local values and fairness in climate change adaptation: insights from marginal rural Australian communities. *World Development*, vol. 108, No. C, pp. 332–43. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.12.008>.
- Guidino, Chiara, and others (2020). Whale-watching in Northern Peru: An economic boom?, *Tourism in Marine Environments*, January 2020. <https://doi.org/10.3727/154427320X15819596320544>.
- Hawkins, Julie P., and C.M. Roberts (1997). Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. In *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 2: pp. 1923–1926. Smithsonian Tropical Research Institute Panama.
- Hoyt, Erich (2009). Whale watching. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, William F. Perrin, and others, eds., 2nd ed., pp. 1223–27. 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*. [www.sprep.org/attachments/Publications/Presentation/whale-conference/global-status-and-true-value-of-whale-watching.pdf](http://www.sprep.org/attachments/Publications/Presentation/whale-conference/global-status-and-true-value-of-whale-watching.pdf).
- Huveneers, Charlie, and others (2017). The economic value of shark-diving tourism in Australia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 27, No. 3, pp. 665–80. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9486-x>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). Summary for policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, Hans-Otto Pörtner and others, eds., Intergovernmental Panel on Climate Change.
- International Association of Antarctic Tour Operators (IAATO) (2018). *IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2017–18 Season and Preliminary Estimates for 2018–19 Season*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XLI, Information Paper 071. [www.ats.aq/devAS/Meetings/DocDatabase?lang=e](http://www.ats.aq/devAS/Meetings/DocDatabase?lang=e).
- International Desalination Association (IDA) (2019). *Dynamic Growth for Desalination and Water Reuse in 2019*. <https://idadesal.org/dynamic-growth-for-desalination-and-water-reuse-in-2019>.
- International Energy Agency (IEA) (2018). *Offshore Energy Outlook. World Energy Outlook Series*. [www.iea.org/reports/offshore-energy-outlook-2018](http://www.iea.org/reports/offshore-energy-outlook-2018).
- International Maritime Bureau of the International Chamber of Commerce (2020). *Piracy and Armed Robbery against Ships: Report for the Period 1 January to 31 December 2019*. ICC IMB. London.
- International Maritime Organization (IMO) (2015). *International Code for Ships Operating in Polar Waters (Polar Code)*. IMO Document MEPC 68/21/Add.1, annex 10.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2020a). *Renewable Capacity Statistics*. Abu Dhabi: IRENA.
- \_\_\_\_\_ (2020b). *Renewable Energy and Jobs: Annual Review 2019*. Abu Dhabi: IRENA.
- \_\_\_\_\_ (2020c). *Wind Energy: A Gender Perspective*. Abu Dhabi: IRENA.
- International Shipping Economics and Logistics (ISL) (2017). *Shipping Statistics and Market Review 2017*. Bremen, Germany: ISL.
- International Transport Workers Federation (ITF) (2019). *Women Seafarers*. [www.itfseafarers.org/en/issues/women-seafarers](http://www.itfseafarers.org/en/issues/women-seafarers).
- \_\_\_\_\_ (2020). *Press release: 300,000 seafarers trapped at sea*. [www.itfglobal.org/en/news/300000-seafarers-trapped-sea-mounting-crew-change-crisis-demands-faster-action-governments](http://www.itfglobal.org/en/news/300000-seafarers-trapped-sea-mounting-crew-change-crisis-demands-faster-action-governments).
- International Whaling Commission (IWC) (2019). *Whale Watching Handbook*. <https://wwhandbook.iwc.int/en>.
- Jadot, Catherine, and others (2016). Intentional and Accidental Diver's Contact to Reefs at Popular Locations in the Dutch Caribbean. *Diving for Science 2016*, p. 74.
- Jones, Edward, and others (2019). The state of desalination and brine production: a global outlook. *Science of the Total Environment*, vol. 657, pp. 1343–1356.
- Kelaker, Brendan P., and others (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, p. 383.
- Klein, Yehuda L., and Jeffrey Osleeb (2010). Determinants of coastal tourism: a case study of Florida beach counties. *Journal of Coastal Research*, vol. 26, No. 6, pp. 1149–1156.

- Kress, Nurit, and others (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, and others (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, pp. 489–515.
- \_\_\_\_\_ (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, pp. 24–48.
- \_\_\_\_\_ (2019c). Resilience, vulnerability, & transformation: Exploring community adaptability in coastal North Carolina. *Ocean & Coastal Management*, vol. 169, pp. 86–95.
- Merkens, Jan-Ludolf, and others (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the shared socioeconomic pathways. *Global and Planetary Change*, vol. 145, pp. 57–66.
- Metcalf, Sarah J., and others (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\\_Desalination\\_ONLINE.pdf](https://agsiw.org/wp-content/uploads/2020/03/Mogielnicki_Desalination_ONLINE.pdf).
- National Marine Manufacturers Association (NMMA) (2018). *Recreational Boating Statistical Abstract*. Chicago: NMMA.
- Netherlands Enterprise Agency (NEA), Centre for Promoting Imports from Developing Countries (2019). *Bird-Watching Tourism from Europe*. [www.cbi.eu/node/752/pdf](http://www.cbi.eu/node/752/pdf).
- Neumann, Barbara, and others (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., and others (2007). Coastal systems and low-lying areas. In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, M.L. Parry and others, eds., pp. 315–356. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nicholls, R.J., and R.J.T. Klein (2005). Climate change and coastal management on Europe's coast. In *Managing European Coasts: Past, Present and Future*, J.E. Vermaat and others, eds., pp. 199–226. Environmental Science Monograph Series. Heidelberg, Germany: Springer.
- Oppenheimer, M., and others (2019). Sea level rise and implications for low-lying islands, coasts and communities. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds., in press.
- Pacific Community (2020). The economic and social impact of the COVID-19 pandemic on the Pacific Island economies. <https://sdd.spc.int/news/2020/04/29/economic-and-social-impact-covid-19-pandemic-pacific-island-economies>.
- Petursdottir, Gudrun, and others (2001). *Safety at Sea as an Integral Part of Fisheries Management*. Rome: FAO.
- Professional Association of Diving Instructors (PADI) (2019). *Worldwide Corporate Statistics*. [www.padi.com/sites/default/files/documents/2019-02/2019%20PADI%20Worldwide%20Statistics.pdf](http://www.padi.com/sites/default/files/documents/2019-02/2019%20PADI%20Worldwide%20Statistics.pdf).
- Reyes-Martínez, Ma. José, and others (2015). Human pressure on sandy beaches: implications for trophic functioning. *Estuaries and Coasts*, vol. 38, No. 5, pp. 1782–1796.
- Rigaud, Kanta Kumari, and others (2018). *Groundswell: Preparing for Internal Climate Migration*. World Bank.

- Rogerson, Christian M., and Jayne M. Rogerson (2019). Emergent planning for South Africa's blue economy: evidence from coastal and marine tourism. *Urbani Izziv*, vol. 30, pp. 24–36.
- \_\_\_\_\_ (2018). Africa's tourism economy: uneven progress and challenges. In *The Routledge Handbook of African Development*, T. Binns, and others, eds., pp. 545–560. Abingdon, United Kingdom: Routledge.
- Runge, C.A., and others (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, and 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, pp. 145–152.
- Small, C., and Cohen, J.E. (2004). Continental physiography, climate, and the global distribution of human population. *Current Anthropology*, vol. 45, No. 2.
- Small, C., and Nicholls, R.J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, vol. 19, No. 3, pp. 584–599.
- United Nations (2017a). Chapter 1: Introduction – planet, oceans and life. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 18: Ports. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017c). Chapter 21: Offshore hydrocarbon industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017d). Chapter 27: Tourism and recreation. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017e). Chapter 28: Desalination. In *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.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2019). *Review of Maritime Transport 2019*. New York: United Nations.
- United Nations Coordinating Committee on Statistical Activities (UNCCSA) (2020). *How COVID-19 is changing the world: a statistical perspective*. <https://unstats.un.org/unsd/ccsa/documents/covid19-report-ccsa.pdf>.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA) (2018). *The World's Cities in 2018—Data Booklet*. New York: United Nations.
- United States National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation (USNSFHWR) (2016). Washington, D.C.: United States Department of the Interior, United States Department of Commerce, United States Census Bureau.
- Van Elden, Sean, and others (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, and others (2014). Whale watching as ecotourism: how sustainable is it? *Cosmopolitan Civil Societies: An Interdisciplinary Journal*, vol. 6, No. 1, pp. 38–55.
- West Australian (2019). *Artificial Surfing Reef for Bunbury*. <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, United States of America: Greenwood Publishing Group.



- Williams, Rob, and others (2006). Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*, vol. 133, No. 3, pp. 301–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.010>.
- World Bank (2019). *World Bank World Development Indicators*. Table 6.14. <http://wdi.worldbank.org/table/6.14>.
- World Bank, and others (2012). *Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries*. Worldbank; WorldFish.
- World Tourism and Travel Council (WTTC) (2018). *Domestic Tourism Importance and Economic Impact*. London: World Tourism and Travel Council.



# 第 8B 章

# 海洋对人类健康 的影响

撰稿人：Michael Moore (召集人)、Martin Edwards、Bella S. Galil、Alan Simcock (本章牵头成员)和Dick Vethaak。



## 主旨要点

- 住在海边既有健康益处, 也有风险。益处可能包括更好的空气质量、锻炼机会、新的海洋衍生药物以及容易从海洋获得食物, 而食物本身就具有健康益处(作为蛋白质和必需的微量营养素的来源), 尽管海鲜也在内陆交易; 以及可再生能源的来源。
- 海啸、风暴和热带气旋带来了海洋健康风险。人类还面临着来自海洋的受污染食物、海平面上升以及气候变化导致的风暴和龙卷风带来的更大风险。
- 化学污染物(包括空气污染颗粒物)、有害或有毒的藻华和病原体构成健康风险, 特别是在附近有城市化和(或)娱乐开发的港湾和沿海水域。
- 抗生素、激素、纳米材料(例如富勒烯、碳纳米管、金属纳米颗粒和纳米塑料)和微塑料等新型污染物令人担忧。燃烧产生的纳米颗粒(例如PM2.5)作为空气污染的主要成分, 已被公认为会导致心血管疾病和肺癌。

## 1. 引言

在《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年)中, 污水排放、与海水有关的病媒(特别是因污水排放产生)、纳米材料和微塑料, 特别是塑料废物, 对人类健康产生了各种不利影响。纳米材料既包括特意制造的用于化妆品的材料, 也包括那些由塑料废物分解而成的材料。还注意到对人类健康的一些

益处, 特别是作为粮食组成部分的鱼和海藻、海洋药品和海洋保健营养品, 以及在海边度过的时光的休养作用。此前没有关于人类健康和海洋之间关系的全面讨论。因此, 本章试图概述人类健康与海洋关系的方方面面。

## 2. 关于人类健康和海洋之间关系的一般性方面

海洋环境给人类健康带来了益处, 也带来了风险, 特别是对生活在海洋附近的人(见下图; Depledge等人, 2013年; Moore等人, 2013年, 2014年)。健康被定义为一种完全的身体、精神和社交方面的安乐状态, 而不仅仅是没有疾病或虚弱(世界卫生组织—欧洲区域办事处(世卫组织—欧洲办事处), 1984年)。然而, 人与整个动态世界是相互依存的。因此, 人类健康不能与我们整个地球生物多样性的健康分开, 现在已被重新定义为身体对新威胁和疾病应变的能力(《柳叶刀》社论, 2009年)。人们一直主要在一个风险框架内审视海洋与人类健康和福祉之间的复杂相互作用, 例如, 极端天气、化学污染(来自生活和工业废水、水产养殖、近海工业、空气污染物和道路灰尘径流和北极的黑碳)以及尤其是气候变化的不利影响(Borja等人, 2020年; Depledge等人, 2017年, 2019年; Fleming

等人, 2019年; Pleijel等人, 2013年; Tornero和Hanke, 2016年; Valotto等人, 2015年; Walker等人, 2019年; Winiger等人, 2019年)。然而, 新的研究正在扩展我们关于“全球海洋”的“健康”的概念, 更广泛地认识到它对人类当前和未来的健康和福祉作出了重要和有益的贡献(Borja等人, 2020年; Depledge等人, 2019年; Ercolano等人, 2019年; Lindequist, 2016年; 见下表)。

海洋环境通过提供我们呼吸的空气、我们吃的食品、我们饮用的水和海洋衍生药品以及这些产品的质量, 并提供增进健康的经济和娱乐机会, 对人类健康作出重大贡献(见第5章和第8A章; Ercolano等人, 2019年; Lindequist, 2016年)。沿海环境还可以起到镇静作用(White等人, 2013年), 并提供重要的文化惠益(见第28章, 第1.4节)。然而,

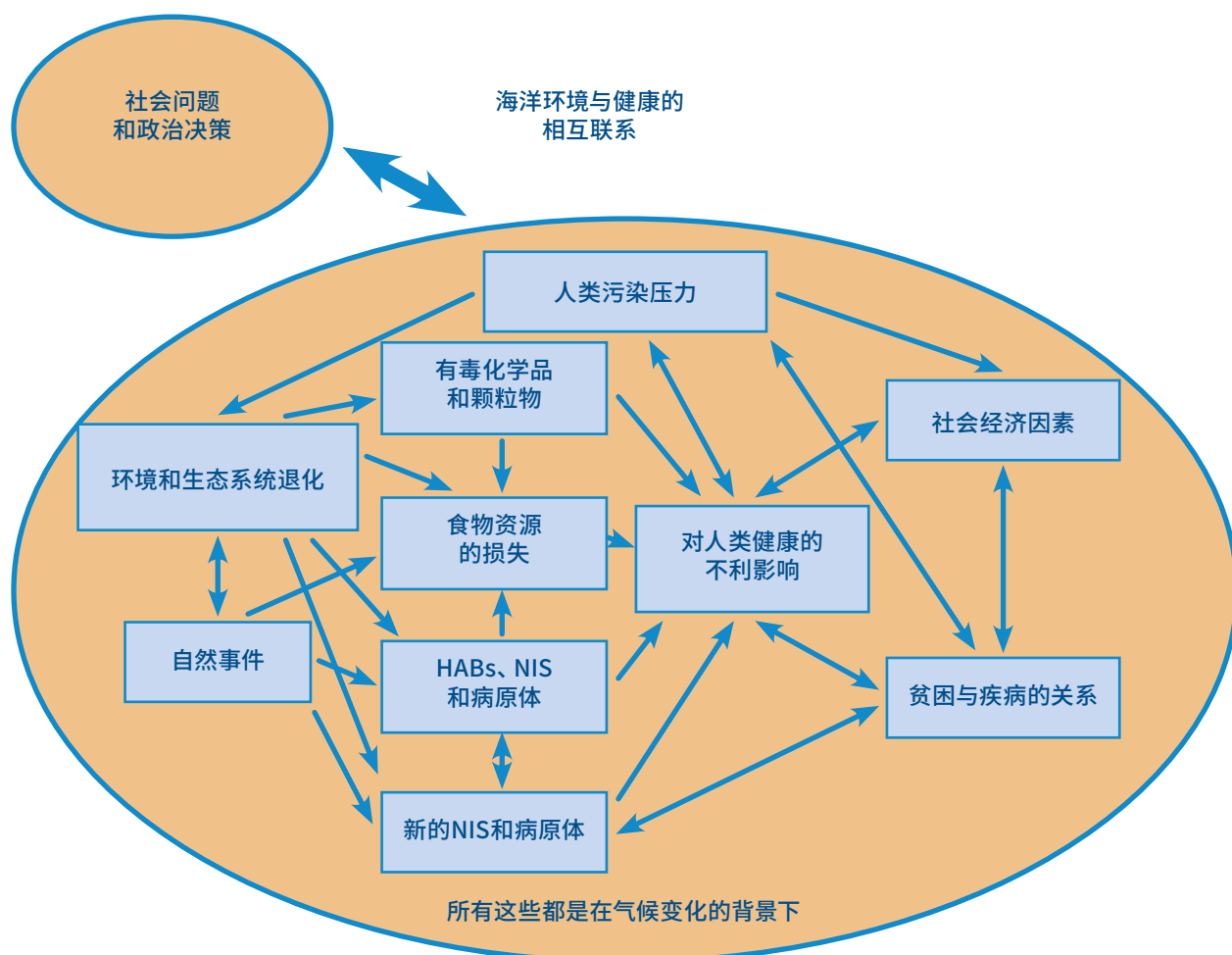
与此同时, 海洋环境面临着诸如运输、工业生产过程、渔业、农业和废物管理做法等人类活动、与海平面上升和海岸侵蚀相关的气候变化影响以及生物入侵等方面的压力。下图总结了海洋环境退化与人类健康之间的联系。

这些生态系统的压力对海洋生态系统和人类健康造成的影响的评估和管理在很大程度上是在不同学科的框架下单独进行的, 而且往往协作互动很少或不明显(Depledge等人, 2013年; Moore等人, 2013年, 2014年)。因此, 我们对海洋环境和人类健康之间相互作用的许多看法是有限的, 仍然

相对没有受到质疑, 这使我们有机会弥合关键知识差距, 以便进一步为有关海洋资源的可持续利用以及环境和人类健康保护的以科学为基础的政策提供参照(见下图; Moore等人, 2014年)。

欧洲海洋委员会(Moore等人, 2013年, 2014年)和其他机构(Borja等人, 2020年)审查了海洋环境和人类健康之间相互作用的复杂性; Depledge等人, 2013年, 2017年, 2019年; Fleming等人, 2014年, 2019年; 这些审查强调了需要采取跨学科方法, 研究从基因到生态系统的各个层次的结构。

### 海洋环境与人类健康之间主要不利过程的相互关联性汇总



资料来源: 原图部分改编自Moore等人(2014年)。  
 注: “有毒化学品和颗粒物”包括空气污染颗粒物、纳米颗粒和微塑料。  
 缩写: HABs, 有毒或有害的藻华; NIS, (有毒和分泌毒液的)非本土物种。

要提高我们对海洋环境和人类健康之间联系的认识,有五个关键的科学挑战(Galloway等人, 2017年; Moore等人, 2014年):

- (a) 改进对包括心血管疾病和肺癌的致病因素藻类毒素、纳米颗粒在内的海洋污染物分布的测量和监测(Chang等人, 2020年; Liu等人, 2016年; Moore, 2020年; Mossman等人, 2007年; Numan等人, 2015年; Stapleton, 2019年), 作为媒介的微粒和塑料海洋垃圾, 以及在所要求的时间和空间尺度上作为潜在健康危害的病原体和非本土物种(Galil, 2018年; Vezzulli等人, 2016年);
- (b) 增进对构成健康危害的海洋污染物、病原体和非本土物种在环境中的迁移和转化动态的过程和模型的了解;
- (c) 改进海洋污染物、病原体和非本土物种对人类健康危害敞口和风险的评估(Galil, 2018年; Moore等人, 2013年, 2014年; Vezzulli等人, 2016年);
- (d) 了解废物管理活动对海洋环境和人类健康的影响;
- (e) 寻找对海洋环境与观察到的人类健康益处之间联系的解释, 此种益处被描述为“蓝色健身房”效应(Depledge和Bird, 2009年; Robinson等人, 2020年; White等人, 2013年; Wyles等人, 2019年), 包括社会经济影响(Li和Zhu, 2006年; Sachs等人, 2001年)。

居住在海边对人类健康的潜在好处(见下表), 例如从海洋生物和海产品中必需的微量营养素中提取的新型药物(例如, 抗细菌、抗肿瘤、抗糖尿病、抗凝血、抗氧化、消炎、抗病毒、抗疟疾、抗结核、抗衰老和抗原虫药), 过去常常被忽视(见下表; Borja等人, 2020年; Depledge等人, 2019年; Ercolano等人, 2019年; Fleming等人, 2019年; Gascon等人, 2017年; Hosomi等人, 2012年; Lindequist, 2016年; Wheeler等人, 2012年; White等人, 2014年; Wyles等人, 2019年)。然而, 海边生活会给人们带来各种健康益处, 这一点已经得到公认(Giles, 2013年)。其原因还不

太清楚, 而且到目前为止还没有一个全面的科学解释。然而, 已经提出了几个假设: 舒适的环境使得心理压力减小(Gascon等人, 2017年; White等人, 2014年; 由于接触与我们共同进化的细菌和寄生虫(Rook, 2013年); 以及接触生物活性天然产品(生物源产品), 如有害或有毒的藻毒素(Berdalet等人, 2016年, 2017年), 使免疫调节得到改善。第三种假说(即生物源假说)提出, 吸入和摄入(通过上呼吸道粘液)某些天然产品, 如低浓度的气雾化藻毒素, 对人体的分子调控系统有直接影响, 从而产生健康益处, 包括抗炎、抗癌和抗衰老作用(Asselman等人, 2019年; Moore, 2015年; Van Acker等人, 2020年; 见下表)。沿海地区的紫外线水平较高, 因此居民可能受益于维生素D的增加(Cherrie等人, 2015年; 见下表)。

关于对人类健康的潜在危害和风险(见下表), 其记录比有关益处的记录更全面(Borja等人, 2020年; Depledge等人, 2013年, 2017年, 2019年; Fleming等人, 2014年, 2019年; Moore等人, 2013年, 2014年), 由世界卫生组织(世卫组织)协调的欧洲环境与健康进程确定了五个普遍的“我们这个时代的關鍵环境和健康挑战”。他们对海洋环境的特别关注包括:

- (a) 气候变化对健康和环境的影响(如热带气旋);
- (b) 恶劣的环境、工作和生活条件, 特别是缺乏水和卫生设施(例如, 来自海洋的受污染食品)给儿童和其他弱势群体带来的健康风险;
- (c) 人类环境和健康方面的社会经济和性别不平等(例如, 由于文化传统, 渔民和海员受伤记录不佳, 妇女获得医疗保健的机会有限);
- (d) 非传染性疾病的负担, 特别是可以通过城市发展、交通、食品安全和营养以及生活和工作环境等领域的适当政策减轻负担方面(例如, 鱼类蛋白在提供必要营养方面的作用);
- (e) 持续、干扰内分泌和生物积累有害化学品和纳米材料; 新出现的化学问题(例如, 此类物质对海洋环境健康的影响, 从而对依赖海洋环境的人类产生的影响)(世卫组织—欧洲办事处, 2010年)。

## 与居住在海边相关的益处和危险及风险汇总

益处	危险和风险
生命长度和质量的提高(Gascon等人, 2017年)	化学和放射性核素污染物, 包括有毒的空气颗粒物(陆源和源自运输)和沿海臭氧(Moore等人, 2014年; Pleijel等人, 2013年; Valotto等人, 2015年; Vom Saal等人, 2007年; Walker等人, 2019年; Wan等人, 2016年)
改善身心健康(Gascon等人, 2017年; White等人, 2014年; Wyles等人, 2019年)。	纳米材料和微塑料(Chang等人, 2020年; Galloway等人, 2017年; Moore等人, 2014年; Mossman等人, 2007年; Numan等人, 2015年)
维生素D增加(Cherrie等人, 2015年)	污水、农业径流和洪水造成的病原体和公共卫生后果(Leonard等人, 2018年a; Moore等人, 2013年, 2014年; Vezzulli等人, 2016年)
儿童行为问题减少(Gascon等人, 2017年)	对粮食保障和食品安全的环境影响, 如渔业崩溃和粮食资源受到污染(Moore等人, 2014年)
低浓度的空气雾化藻类毒素可能对健康产生有益的刺激作用(抗炎和抗癌作用)(Asselman等人, 2019年; Moore, 2015年; Van Acker等人, 2020年)	有害或有毒的藻华和藻类毒素(Berdalet等人, 2016年)
从食用蛋白和必需微量营养素含量较高的海鲜中获益(Hosomi等人, 2012年)	有毒或分泌毒液的本土和非本土物种, 如圆斑扁棘鲀(分泌河豚毒素)、漂游水母和蓑鲉(Galil, 2018年)
海洋衍生药物(Ercolano等人, 2019年; Lindequist, 2016年)	不利的自然事件(火山喷发、地震、海啸、热带气旋和洪水)(Moore等人, 2014年; Powell等人, 2019年; Ruskin等人, 2018年)
	通过天然细菌生态系统传播抗菌素耐药性和病原体(Leonard等人, 2018年b; Imran等人, 2019年)
	塑料海洋垃圾作为病原体及其可能的全球传播的新潜在媒介(Vethaak和Leslie, 2016年; Keswani等人, 2016年); 以及在上与大块塑料垃圾相撞的风险
	随着沿海人口的增加, 过度拥挤带来的风险增加(Moore等人, 2014年)

这些政策优先事项的海洋方面在某种程度上反映了上文特别指出的与人类健康和海洋环境有关的科学挑战。它们在很大程度上侧重于风险, 往往忽略并因此没有考虑到海洋环境带来的益处。此外, 性别差异和性别不平等都可能导致男女在健康状况和获得医疗保健方面的不平等。然而, 性别规范和价值观并不是固定不变的, 可能会随着时间的推移而演变, 可能会因地而异, 也可能会发生转变(世卫组织, 2014年)。不过, 现已确定海洋环境对人类健康构成若干威胁:

- (a) 与气候变暖有关的病原体(例如弧菌)传播增加。此外, 也有一些证据表明, 一些区域与气候变暖有关的一些有害藻华物种有所增加(Hinder等人, 2012年; Vezzulli等人, 2016年);
- (b) 最近, 非本土物种(有时称为外来入侵物种)开始被视为对全球海洋生态系统的主要威胁之一, 因为它们会影响生态系统的结构、功能和服务(Galil, 2018年)。少量有毒或分泌毒液的海洋非本土物种对人类健康构成潜在威胁。人类活动的加剧, 加上沿海城市化进程的迅速加



快,推动了沿海水域复杂而根本的变化,包括外来物种的增加。一些分泌毒液和有毒的外来物种因其对人类健康的显著影响而引起了科学家、管理人员、媒体和公众的关注。仅在地中海,就有10种非本土物种被认为危害人类健康,其危害程度从滋扰到致命(Galil, 2018年)。非本土物种对人类健康的危害预计将因气候变化而恶化。暖水生物群向两极的涌入使它们能够扩散到尚未定殖的地区;

- (c) 最近确定的另一健康威胁是,塑料海洋垃圾可能会成为传播机遇性人类病原体和耐抗生素微生物的媒介(Barboza等人, 2018年; Ruskin等人, 2018年; Imran等人, 2019年)。各种致病菌尤其是紧密地附着在塑料垃圾上(例如霍乱弧菌和一些大肠杆菌菌株)。此种人类病原体可以在稳定的菌膜中定居于塑料表面。关于塑料污染对健康的威胁的科学和医学认知不足,但这一威胁被作为第12章讨论的海洋垃圾问

题的另一个方面来应对。在自然灾害、气候危机或正在发生的流行病造成高度污染的地区或在冲突地区,可能会出现严重问题(Vethaak和Leslie, 2016; Keswani等人, 2016年; Galloway等人, 2017年; Leonard等人, 2018年a, 2018年b; Moore等人, 2014年)。

总体而言,一些新的跨国跨学科项目现在正在解决其中一些问题,包括:

- (a) 由欧洲联盟(欧洲联盟(欧盟), 2020年)资助的欧洲海洋和公共卫生项目制定了一份“研究路线图”,帮助科学家收集证据,并为加强和保护人类健康和海洋环境健康的政策提供信息;
- (b) 蓝色社区方案是东亚和东南亚关于海洋规划的一个研究能力建设方案,其中包括一个评估与环境、人口和气候变化相关的沿海生活的益处和风险的项目。<sup>1</sup>

### 3. 沿海社区相对于内陆社区的健康状况

到目前为止,比较沿海社区和内陆社区健康状况的研究在很大程度上仅限于对发达国家的研究。有关身体健康和精神健康的证据是不同的。在身体健康方面,来自澳大利亚(Ball等人, 2007年)、新西兰(Witten等人, 2008年)、美国(Gilmer等人, 2003年)和英国(White等人, 2013年)的证据表明,生活在沿海环境中可以促进更多的娱乐性体育活动。尽管有一些证据表明,在大多数情况下额外的运动可能会转化为更健康的体重,就连生活在沿海地区的儿童也是如此(Wood等人, 2016年),但证据是模棱两可的(Bell等人, 2019年)。对2001年英格兰和威尔士人口普查中一个问题的回答进行了重新研究,结果显示,沿海地区声称健康状况良好的人比例要高得多。对更加缺乏社会经济资源的群体的影响可能更大(Wheeler等人, 2012年)。在比利时,最近的一项调查得出结论,居住在距离海岸不到5公里的人报告说,他们的整体健康状况比居

住在距离海岸50-100公里的人更佳(Hoeyberg等人, 2020年)。

在心理健康方面,越来越多证据表明,居住在沿海地区,经常访问沿海地区,或只是在家看到海岸景色,与提高生活满意度(Brereton等人, 2008年)以及降低焦虑和抑郁的风险有关(Nutsford等人, 2016; White等人, 2013年; Wyles等人, 2019年)。

沿海和内陆地区人类健康的差异可以归因于除靠近海洋以外的其他原因。社会经济地位总体上对健康有重要影响(Marmot和Wilkinson, 2005年);在沿海地区和内陆地区之间存在经济状况差异的地方,这些地区之间人类健康的差异可能部分归因于这些经济差异,而不是靠近海洋直接带来的健康好处(Li和Zhu, 2006年)。然而,由于潜在的相互作用因素过多,往往难以解释经济繁荣和健康之间非常复杂的关系(Sachs等人, 2001年)。

<sup>1</sup> 见[www.blue-communities.org/About\\_the\\_programme](http://www.blue-communities.org/About_the_programme)。

一个主要挑战是确定每个沿海社区如何提高其对社会人口变化以及越来越多的极端天气事件和环境威胁的适应能力。有证据表明,同时为环境和健康带来一系列好处的政策是有益的。然而,沿

海社区的多样性意味着不太可能有任何“千篇一律”的解决方案,这使任何政策反应都变得复杂(Depledge等人,2017年;Li和Zhu,2006;Sachs等人,2001年)。

## 4. 因暴露于受污染海水而造成的影响

许多与海滨旅游和娱乐相关的主要活动都涉及与海水的接触,其中划桨、游泳、游艇驾驶、冲浪、休闲钓鱼和潜水是最常见的活动。作为工作的一部分,渔民和海员也会接触到海水。这种接触带来了接触水或海洋气溶胶中的病原体(包括藻毒素)的风险。在城市污水排放入海变得普遍之后的很长一段时间里,人们很少关注废水中的病原体对人类健康的影响——人们认为将废水扩散到更大体积的海水中,可以通过稀释将风险降至最低(Sullivan,1971年)。不过,最终人们的担忧不断增加,并因此导致采取了一些措施,例如欧洲采取的措施,如“洗浴水域指令”(欧洲经济共同体,1975年)。

许多地方的研究已经将接触含有病原体的海水对人类健康的风险进行了量化,例如一些大肠杆菌菌株——通常在温血动物的肠道中发现的细菌(Zmirou等人,2003年;Wade等人,2006年)。例如,在中国香港,当局在1992年进行了一项重要的流行病学研究,访问了25 000名海滩游人,以确定接触洗浴水域对健康的影响。结果表明,游泳相关疾病症状的总发病率为每1 000名受访者中的41名,高于1987年的每1 000名受访者中的30名。游泳者的眼睛、皮肤和呼吸道症状是非游泳者的2-20倍(Kueh,1995年)。

同样,在西班牙桑坦德,一项关于1998年主要假日季的研究显示,在接受调查的1 858名游泳者中,有7.5%的人在7天内报告了发烧或呼吸道、胃肠道、眼睛或耳朵的症状——这些游泳者是在符合现行监管标准的水域中游泳的(Prieto,2001年)。2013年至2015年冬季,在美国加利福尼亚州圣地亚哥对654名冲浪者进行了类似的研究,那里的沿海水域质量在暴雨(通常会增加污染物径流或排放增加)后受到不利影响。这项研究调查了在10 000多次冲浪运动中三天内胃肠道疾病、鼻窦

感染、耳部感染和感染伤口发生率。研究发现,与研究对象不冲浪期间相比,在干燥天气中冲浪后,这些情况的发生率上升了26%至105%(不同类型的症状有所不同)。在暴雨随之而来的地表径流的增加之后,与非冲浪期相比,冲浪后疾病的发病率又进一步上升了26到102个百分点(Arnold等人,2017年)。污水污染的海水含有一系列微生物病原体,暴露于污水的个人可能出现各种疾病症状,如皮疹、结膜炎、鼻窦感染,特别是胃肠炎(Harder-Lauridsen等人,2013年)。由于一些地区与气候变化相关的暴雨预计会越来越频繁,未来对全球人类健康的影响可能会很大,特别是在那些没有运行良好的污水系统或当前的污水系统无法控制过量径流和未经处理污水被排入海洋的地区(Harder-Lauridsen等人,2013年)。与气候变化相关的河流和沿海洪灾的频率和严重程度增加导致未经处理的污水的排放和媒介动物粪便的径流,也可能通过新出现的传染性微生物病原体的传播构成健康问题,例如在COVID-19大流行中即是如此(Seneviratne等人,2012年)。

海洋环境保护的科学方面联合专家组和世卫组织在一项研究中研究了恶劣水质对全球的影响。根据全球对游泳游客数量的估计,以及世卫组织对不同污染水平的相对风险的估计,这项研究估计,在污染的海洋中洗澡每年导致约2.5亿例胃肠炎和上呼吸道疾病,其中一些受影响的人经过较长的时间会致残。通过将疾病、残疾和死亡导致的健康寿命损失的总年数相加,在受污染的海水中洗浴导致的全球疾病负担约为40万个残疾调整寿命年(对因过早死亡而损失的时间和因疾病致残的时间的标准计量值),与白喉和麻风病的全球影响相当。科学专家组和世卫组织估计,全世界这一影响每年给社会造成的损失约为16亿美元(科学专家

组, 2001年)。此外, 有害或有毒的藻华可能导致严重的神经系统疾病, 也会产生重大的经济影响(Bechard, 2020年; Diaz等人, 2019年)。

最常见的污染物往往来自两个地方: 人类或动物。水体中的人类排泄物构成了最大的公共健康威胁, 因为人类是许多细菌、寄生虫和病毒的宿主, 这些细菌、寄生虫和病毒对其他人构成危险, 并可能导致各种疾病。许多问题的起因往往可以追溯到污水溢出或住宅化粪池系统泄露。农田径流也可能是一个严重的健康问题, 因为养殖动物的粪便可能含有病原体, 包括各种病毒、隐孢子虫、大肠杆菌和沙门氏菌, 而海滩上的宠物粪便也可能对人类的健康构成威胁(联合国粮食及农业组织(粮农组织), 2017年; Moore等人, 2014年; 伍兹霍尔海洋研究所, 2020年)。

因此, 暴露在受污染的海水中会影响那些在海边休闲的人的健康, 并对沿海旅游和娱乐产生不利影响。世卫组织汇编了该领域的科学著作, 于2003年出版了《安全休闲水环境指南: 沿海和淡水》(世卫组织, 2003年)。最近, 世卫组织在欧洲联盟的支持下, 编写了关于与洗浴水质参数相关的科学、分析和流行病学发展的建议, 其中特别提到了欧洲(世卫组织, 2018年)。世卫组织表示, 这些建议

## 5. 海洋食品给人类健康带来的问题

人类的健康可能会受到来自海洋的食物的许多方面的影响。一些问题是由于污染物(如汞)或病原体(通常来自污水和压载水)排入海洋, 植物、鱼类和贝类摄取这些污染物随后被捕捞供人类食用(Takahashi等人, 2008年)。另一些则是由于海洋中各种生物群产生的毒素或在这些生物群中发现并传染给一些鱼类和贝类的病毒所致(见第10章和第11章)。

根据世卫组织的数据, 汞是对人类健康危害最大的10种物质之一(世卫组织, 2013年)。人类接触到的汞的主要形式是有机甲基汞(MeHg)。海洋中无

将为修订2003年指南(世卫组织, 2020年)提供信息。然而, 要达到这些标准, 需要有足够的规划和基础设施。即使在人们正在努力安装运行良好的污水处理系统的一些地方, 比如在印度的一些地区, 问题仍然存在。例如, 在主要旅游地点果阿, 监测的所有10个海滩的粪便大肠菌群都超过了相关标准(果阿国家污染控制委员会, 2019年)。

如果不加强向公众传达监测结果, 使公众容易理解, 监测洗浴水域的工作就不会达到改善公众健康的目的。欧盟关于洗浴水域的现行立法(欧盟, 2006年)规定了公布所需监测结果的标准化方式。澳大利亚各州(新南威尔士州规划、工业和环境部(NSW-DPIE), 2020年; 南澳大利亚州环境保护局(SA-EPA), 2020年)和美国(伍兹霍尔海洋研究所, 2020年)也有类似的系统。

气候变化可能正在影响微生物感染的传播(Deeb等人, 2018年; Konrad等人, 2017年)。例如, 创伤弧菌和副溶血性弧菌感染, 无论是局部感染还是因食用海鲜(牡蛎)感染的增加, 都被描述为与气候变化有关, 总病例以及在以前未受影响的高纬度地区发现的新病例增加, 因为这些地区有更多的时间超过最低气温阈值(Vezzulli等人, 2016年)。

机汞的主要来源是燃烧化石燃料(见第11章)。这样的汞被水生环境中的微生物转化为甲基汞, 随后它在食物链中生物蓄积。在人类中, 接触甲基汞主要是通过食用海鲜发生的。甲基汞是一种神经毒素, 对胎儿大脑发育特别有害。大量研究表明, 在经常食用海鲜的人群中, 子宫内暴露于甲基汞与发育神经毒性(例如, 精细运动技能、语言和记忆缺陷)之间存在联系。一项对43个国家的研究的综述显示, 汇集的平均生物标记物表明, 甲基汞的摄入量:



- (a) 比联合国粮食及农业组织—世卫组织关于居住在小型金矿设施附近沿海岸和河岸消费鱼类的居民的食用量参考水平高出好几倍;<sup>2</sup>
- (b) 远远超过北极地区海洋哺乳动物食用者的参考水平;
- (c) 接近东南亚、西太平洋和地中海沿海地区的参考水平。

尽管前两个群体的神经毒性风险比后一个群体更高,但东南亚沿海地区的人口非常多。在所有三个地区,许多样本都显示甲基汞摄入量超过了参考值(Sheehan等人,2014年)。其他专家在认识到甲基汞的威胁的同时,认为在考虑将鱼类作为母亲和孩子饮食的一部分时,在鱼源性脂质的益处和可能的风险之间取得平衡也很重要(Myers等人,2015年)。已确定某些鱼种比其他鱼种暴露于甲基汞的风险更大(例如,甲基汞在水生食物链以及较大的肉食性鱼类中产生生物放大作用,如鲨鱼、旗鱼、国王鲑鱼和某些种类的金枪鱼),因此在食用鱼类中作出适当的选择可以增加食用海鲜的好处,同时降低潜在的危險性(Silbernagel等人,2011年)。

激素、抗生素和持久性有机污染物(如多环芳烃和多氯联苯)对海产品的污染仍然是对人类健康的危害(Binelli和Promii,2003年;Chen等人,2015年;Lu等人,2018年;欧洲联盟委员会,2000年)。最近发现的纳米材料和微塑料对海洋的污染引起了新的关注,这不仅是因为潜在的生态影响,而且还可能危及粮食保障和食品安全,进而危及人类健康。人类食用的海洋动物中纳米材料和微塑料的存在现在是一个新的全球现象,需要进一步的研究来确定是否构成人类健康风险(Chang等人,2020年;Galloway等人,2017年;Mossman等人,2007年;Numan等人,2015年;Sforzini等人,2020年;Smith等人,2018年;Stapleton,2019年;Stern等人,2012年;Vethaak和Leslie,2016年;Von Moos等人,2012年)。燃烧产生的纳米颗粒通过内吞作用

进入细胞,并在溶酶体中蓄积,溶酶体的超载导致膜透化,从而释放溶酶体内的铁,导致氧化细胞损伤,并从而造成氧化应激,进而导致组织和器官损伤(Moore,2020年;Numan等人,2015年;Stern等人,2012年;Sforzini等人,2020年;Von Moos等人,2012年)。现在有人担心,包括纳米塑料和微塑料在内的其他纳米颗粒可能会有类似的作用机制(Boverhof等人,2015年;Von Moos等人,2012年)。

贝类是排入海洋的病原体引起的疾病的主要传播媒介。例如,牡蛎可以将这种病原体聚集在它们周围,使其在水中的浓度为正常情况下的99倍(Burkhardt和Calci,2000年;Morris和Acheson,2003年;Motes等人,1994年;Vezzulli等人,2016年)。最常见的病毒病原体是诺沃克病毒(83.7%)和甲型肝炎病毒(12.8%)(Bellou等人,2013年)。没有关于这类疾病暴发的全球数据库。然而,一项对1980年至2012年期间报告的疫情的调查发现,有记录的贝类传播的病毒疫情约为368起。其中大部分位于东亚,超过一半位于日本,其次是欧洲、美洲、大洋洲和非洲。除污水携带的病原体外,有毒藻类(如鞭毛藻)也可产生毒素(如虾夷扇贝毒素、短裸甲藻毒素和雪卡毒素),通常浓度相对较低(如亚历山大藻属200个细胞/升),而且不一定局限于藻华(见第10章,其中述及产生这种藻华的原因,另见美国疾病防治中心)。藻类毒素可以进入食物链,通常存在于贝类和鱼类中,它们作为人类食品食用后可能会导致疾病。藻类毒素对健康的影响不仅限于中毒引起的疾病和死亡,还包括因贝类的丧失和不得不关闭以防止人们中毒的其他渔业,以及摄入藻类或其产生的毒素的鱼类和顶级捕食者死亡对生态系统造成破坏而产生的健康影响。每年都有来自世界各地的许多有毒藻华事件的报道,而且这个数字还在增长。数量增加的部分原因是观察和记录的改进,但有可靠的证据表明,这种问题藻华的发生率确实增加了,其原因是许多因素的相互作用,包括海洋温度上升、向海洋流入的营养物增加、非本土物种通过运输转移以及海洋营

<sup>2</sup> 粮农组织/世卫组织的参考水平是每克2.0微克,这不被认为构成可察觉的风险(世卫组织,2008年)。

养物收支的变化(Hinder等人, 2012年)。卫生预警系统可以在高风险地区实施, 不仅涉及公共卫生当局, 还涉及社区规划者、公用事业管理人员和设计师。

然而, 在一些“高危”地区实施了有效的监测和管理方案, 以防止在商业海鲜中发现此类毒素(Anderson, 2009年; Anderson等人, 2001年; 见第10章)。这些方案基于对方法拟定和验证的严格研究, 以及对有毒藻类的时间和空间模式的认知和对毒素向人类转移的了解。

有毒藻华是复杂的现象, 要找到解决它们引起问题的方法, 需要从分子和细胞生物学到大规模实地调查、数值模拟和遥感的许多不同的学科的参与(联合国教育、科学及文化组织(教科文组织—政府间海洋学委员会), 2017年)。其他不是由藻华产生的引起卫生关注的生物毒素, 包括由蓝藻细菌产生的蓝藻毒素、由共生细菌产生的河豚毒素(后生动物将其用作防御性生物毒素, 或作为防御性和捕食性毒液)以及岩沙海葵毒素, 后者是一种

强烈的血管收缩剂, 主要在人类暴露于珊瑚的情况下对人类构成风险(Bane等人, 2014年; Ramos和Vasconcelos, 2010年; Zanchett和Oliveira-Filho, 2013年)。食用被某些浮游生物产生的短裸甲藻毒素污染的贝类的人, 极有可能产生神经毒性贝类中毒。还有关于接触受到短裸甲藻毒素污染的水导致皮肤疾病以及短裸甲藻毒素气溶胶引起呼吸系统疾病的报告, 特别是在患有哮喘的脆弱人群中(Hoagland等人, 2009年)。贝类的短裸甲藻毒素代谢物也会表现出不同类型的毒性(Turner等人, 2015年)。某些细菌产生的河豚毒素和某些浮游生物产生的雪卡毒素可以在鱼和其他海产品中蓄积, 食用时是有毒的。这些类型的生物毒素以前认为与热带水域有关, 但现在在温带地区也有发现(Rodriguez等人, 2008年; Silva等人, 2015年a, 2015年b)。所有这些疾病的社会成本可能是巨大的, 仅在美国佛罗里达州的一个县, 与有毒藻华引起的疾病相关的估计成本就在50万至400万美元之间(Hoagland等人, 2009年)。

## 6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距

知识差距主要与以下方面有关:

- (a) 可以通过接近海洋、运送海洋衍生药物和开发新型海洋食品来使海洋产生健康益处的方式和程度;
- (b) 来自海洋的健康威胁对世界不同地区人类健康的影响程度: 例如, 海洋病媒将病原体传播给人类的方式; 因在受污染的水中游泳和食用海鲜而患病的规模和地点; 鱼和贝类的污染程度;
- (c) 人类环境和健康方面的社会经济和性别不平等, 包括恶劣的环境、工作和生活条件(特别是缺乏水和卫生设施)给儿童和其他弱势群体带来的健康风险(Moore等人, 2013年, 2014年; 世卫组织, 2014年);
- (d) 非传染性疾病的负担, 特别是可以通过城市发展、交通、食品安全和营养以及生活和工作环境等领域的适当政策减轻负担方面(Moore等人, 2013年, 2014年);
- (e) 海洋可能产生新的健康威胁的机制: 例如, 纳米材料(包括燃烧产生的颗粒)和纳米和微塑料的作用, 和人类接触它们的程度(Galloway等人, 2017年; Mossman等人, 2007年; Numan等人, 2015年; Sforzini等人, 2020年; Stapleton, 2019年; Stern等人, 2012年; Vethaak和Leslie, 2016年; Von Moos等人, 2012年; Wright和Kelly, 2017年); 以及使藻华变得有毒的条件(见第10章);
- (f) 对海洋保护区的社会经济和健康影响的实证评估很少。Ban等人(2019年)透露, 大多数关于海洋保护区福祉成果的研究集中在经济 and 治理方面, 而社会、健康和文化方面仅有粗略的提及。此外, 最大的海洋保护区位于远离人类居住的地方(例如, Marae Moana (库克群

岛)、罗斯海海洋保护区(南极洲)、帕帕哈瑙莫夸基亚(Papahānaumokuākea)国家海洋保护区(夏威夷)、太平洋偏远岛屿海洋国家保护区(美国)、珊瑚海海洋公园(澳大利亚),而在人口稠密的地中海,可以提供健康益处的完全受保护的海洋保护区只占各国专属经济区的0.06%(Kersting等人,2020年)。

(g) 气候变化对健康和环境的影响(世界卫生组织,2014年)。

解决这些问题的努力必须包括跨学科研究,而这又需要建设实施和应用成果的能力。这既需要培训和留住专家工作人员,也需要提供和资助必要的基础设施。消除与海洋有关的健康损害原因的努力还必须包括提供足够的基础设施和熟练人员,特别是在化学品和所有废物的整个生命周期的无害环境管理、水资源综合管理和对收获的粮食进行检测方面(可持续发展目标12)。

## 7. 展望

更多地了解海洋与人类健康之间的联系,将有助于改进保护人类健康免受威胁的干预措施,并增加人类从海洋中获得的健康益处。提高世界各地的

能力,包括有效管理海洋保护区的能力(经济合作与发展组织(经合组织),2017年),将使海洋对人类健康构成的挑战得到更普遍的解决。

## 参考资料

- 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., and others (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., and others (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, and others (2019). Marine biogenics in sea spray aerosols interact with the mTOR signaling pathway. *Scientific Reports*, vol. 9, No.1, pp. 1–10.
- Ball, Kylie, and others (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., and others (2019). Well-being outcomes of marine protected areas. *Nature Sustainability*, vol. 2, No. 6, pp. 524–532.
- Bane, V., and others (2014). Tetrodotoxin: chemistry, toxicity, source, distribution and detection. *Toxins*, vol. 6, No. 2, pp. 693–755.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, and others (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 Tourism: The economic impact to counties in Southwest Florida. *Review of Regional Studies*. vol. 50, No. 2:12705.
- Bell, S., and others (2019). The shadows of risk and inequality within salutogenic coastal waters. In: Foley, R., and others (ed.) *Hydrophilia Unbounded: Blue Space, Health and Place*. Routledge, Taylor & Francis, Milton Park, United Kingdom.

- Bellou, M., and others (2013). Shellfish-borne viral outbreaks: a systematic review. *Food and Environmental Virology*, vol. 5, No.1, pp. 13–23.
- Berdalet, Elisa, and others (2016). Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 96, pp. 61–91.
- Berdalet, E., and others (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, and others (2020). Moving toward an agenda on ocean health and human health in Europe. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 37.
- Boverhof, D.R., and others (2015). Comparative assessment of nanomaterial definitions and safety evaluation considerations. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 73, pp. 137–150.
- Brereton, Finbarr, and others (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., and others (2020). Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology*, vol. 40, pp. 4–15.
- Chen, H., and others (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., and others (2015). Coastal climate is associated with elevated solar irradiance and higher 25(OH)D level. *Environment International*, vol. 77, pp. 76–84.
- Deeb, R., and others (2018). Impact of climate change on *Vibrio vulnificus* abundance and exposure risk. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 8, pp. 2289–2303.
- Depledge, M., and others (2013). Changing views of the interconnections between the oceans and human health in Europe. *Microbial Ecology*, vol. 65, No. 4, pp. 852–859.
- Depledge, M., and others (2017). Future of the sea: health and wellbeing of coastal communities. United Kingdom Government Office for Science. 2017. <https://ore.exeter.ac.uk/repository/handle/10871/31606>.
- Depledge, M., and others (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., and others (2019). Neurological illnesses associated with Florida red tide (*Karenia brevis*) blooms. *Harmful Algae*, vol. 82, pp. 73–81.
- Ercolano, G., and others (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>.
- European Commission (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](https://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh_main.pdf).
- European Economic Community (1975). *Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 Concerning the Quality of Bathing Water*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex:31976L0160>.



- European Union (2006). *Directive 2006/7/EC Concerning the Management of Bathing Water Quality and Repealing Directive 76/160/EEC*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=celex:32006L0007&from=GA>.
- \_\_\_\_\_ (2020). *About Seas, Oceans & Public Health in Europe*. <https://sophie2020.eu/about>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2017). *Water Pollution from Agriculture: A Global Review*. Rome: FAO and Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research programme.
- Fleming, Lora E., and others (2014). Oceans and human health: a rising tide of challenges and opportunities for Europe. *Marine Environmental Research*, vol. 99, pp. 16–19.
- Fleming, Lora E., and others (2019). Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, vol. 1, No. 3, pp. 276–283.
- Gaibor, Nikita, and others (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris on the beaches from Ecuador – A volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, 111068. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111068>.
- Galil, Bella (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. In *Invasive Species and Human Health*, G. Mazza and E. Tricarico, eds., pp. 1–15. Wallingford, United Kingdom: CABI.
- Galloway, Tamara S., and others (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, and others (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. [http://blogs.royalsociety.org/in-verba/2013/04/09/blue\\_space](http://blogs.royalsociety.org/in-verba/2013/04/09/blue_space).
- Gilmer, Mary Jo, and others (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](http://goaspcb.gov.in/Media/Default/Annual%20Report%20uploads/GSPCB_2017-2018.pdf).
- Harder-Lauridsen, Nina Majlund, and others (2013). Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010–2011. *PLoS One*, vol. 8, No. 11.
- Harrison, Jesse P., and others (2018). Microplastic-associated biofilms: a comparison of freshwater and marine environments. In *Freshwater Microplastics*, M. Wagner and S. Lambert, eds., pp.181–201. Cham, Switzerland: Springer.
- Hinder, S.L., and others (2012). Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1388>.
- Hoagland, Porter, and others (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, and others (2020). General health and residential proximity to the coast in Belgium: Results from a cross-sectional health survey. *Environmental Research*, vol. 184, art. 109225.
- Hosomi, R., and others (2012). Seafood consumption and components for health. *Global Journal of Health Science*, vol. 4, No. 3, pp. 72–86.
- Imran, Md., and others (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.



- Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO-IOC) (2017). *Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World*. Luis Valdés and others, eds. Paris: UNESCO Publishing.
- 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, UNEP Nairobi.
- Kersting, D., and others (2020). The efficiency of full protection in MPAs. MedPAN. Marseille, France.
- Keswani, Anisha, and others (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., and others (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., and others (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., and others (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.
- Leonard, Anne F.C., and others (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 United Nations 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, and others (2016). Health and climate impacts of ocean-going vessels in East Asia. *Nature Climate Change*, vol. 6, pp. 1037–1041.
- Lu, J., and others (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*. vol. 18, No. 3. <https://doi.org/10.1177/1559325820934227>.
- Moore, Michael N. and others (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>.
- Moore, Michael N. and others (2014). *Linking Oceans and Human Health: A Strategic Research Priority for Europe*. 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., and others (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., and others (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., and others (2015). Methylmercury exposure and developmental neurotoxicity. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 93, pp. 132A–132B.
- New South Wales Department of Planning, Industry and Environment (NSW-DPIE) (2020). *Monitoring Beach Water Quality*. [www.environment.nsw.gov.au/topics/water/beaches/monitoring-beach-water-quality](http://www.environment.nsw.gov.au/topics/water/beaches/monitoring-beach-water-quality).
- Numan, M.S., and others (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, and others (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.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2017). *Marine Protected Areas: Economics, Management and Effective Policy Mixes*, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264276208-en>.
- Pleijel, H., and others (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., and others (2019). Stress and coping in social service providers after Superstorm Sandy: An examination of a postdisaster psychoeducational intervention. *Traumatology*, vol. 25, No. 2, pp. 96–103. <https://doi.org/10.1037/trm0000189>.
- Prieto, M.D., and others (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., and others (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, and others (2008). First toxicity report of tetrodotoxin and 5, 6, 11-trideoxyTTX in the trumpet shell *Charonia lampas* in Europe. *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., and others (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., and others (2001). The geography of poverty and wealth. *Scientific American*, vol. 284, No. 3, pp. 70–75.
- Seneviratne, Sonia I., and others (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, New York: Cambridge University Press, pp. 109–230.

- Sforzini, S., and others (2020). Effects of fullerene C<sub>60</sub> 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., and others (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., and others (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, and others (2015a). Emergent toxins in North Atlantic temperate waters: A challenge for monitoring programs and legislation. *Toxins*, vol. 7, No. 3, pp. 859–885.
- Silva, Marisa, and others (2015b). First report of ciguatoxins in two starfish species: *Ophidiaster ophidi-anus* and *Marthasterias glacialis*. *Toxins*, vol. 7, No. 9, pp. 3740–3757.
- Smith, Madeleine, and others (2018). Microplastics 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](http://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., and others (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., and others (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., and others (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.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valotto, Gabrio, and others (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, and others (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., and others (2016). Climate influence on *Vibrio* and associated human diseases during the past half-century in the coastal North Atlantic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201609157; <https://doi.org/10.1073/pnas.1609157113>.
- Vom Saal, F.S., and others (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., and others (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., and others (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., and others (2019). Environmental effects of marine transportation. In: *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd edition, C. Sheppard, ed., Academic Press, pp. 505–530, chap. 27.
- Wan, Zheng, and others (2016). Three steps to a green shipping industry. *Nature*, vol. 530, pp. 275–277.
- Wheeler, Benedict W., and others (2012). Does living by the coast improve health and wellbeing? *Health & Place*, vol. 18, No. 5, pp. 1198–1201.
- White, Mathew P., and others (2013). Feelings of restoration from recent nature visits. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 35, pp. 40–51.
- White, Mathew P., and others (2014). Coastal proximity and physical activity: is the coast an under-appreciated public health resource? *Preventive Medicine*, vol. 69, pp. 135–140.
- Winiger, P., and others (2019). Source 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., and others (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., and others (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](http://www.whoi.edu/know-your-ocean/ocean-topics/pollution/beach-closures).
- World Health Organization (WHO) (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters*. vol. 1. Geneva.
- \_\_\_\_\_ (2008). *Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure*. Geneva.
- \_\_\_\_\_ (2014). *Gender, climate change and health*. Geneva.
- \_\_\_\_\_ (2013). *Mercury and Health (Fact Sheet No. 361)*. Geneva.
- \_\_\_\_\_ (2018). *Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1 – Coastal and Fresh Waters*, WHO, Geneva. [www.who.int/water\\_sanitation\\_health/water-quality/recreational/guidelines-for-safe-recreational-environments/en](http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/recreational/guidelines-for-safe-recreational-environments/en).
- \_\_\_\_\_ (2020). *Water Safety and Quality – Bathing Waters*.
- WHO-Regional Office for Europe (WHO-Europe) (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). *Parma Declaration on Environment and Health*. In *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](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0011/78608/E93618.pdf?ua=1).
- 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., and others (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, pp. 1896–1917.

Zmirou, Denis, and others (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.



# 第五部分

# 海洋环境所面临

# 压力的趋势





# 第 9 章

# 气候和大气变化 产生的压力

**撰稿人:** Carlos Garcia-Soto (牵头成员兼召集人)、Denise Breitburg、Monica Campillos、Patricia Castillo-Briceno、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Matthew Collins、Ganix Esnaola、Karen Evans (共同牵头成员)、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 (共同牵头成员)、Bess Ward和Tymon Zielinski (共同牵头成员)。



## 主旨要点

- **极端气候事件。**由于人类的活动, 海洋热浪和热带气旋越来越严重, 并正在对自然和人类社会产生影响。人们观测到极端的厄尔尼诺现象, 但这种现象并不经常发生, 因此尚未发现其中有人为影响。预计在未来, 这三种现象都会增加, 造成的影响将更为严重, 但可以通过减缓气候变化方面的努力降低这些现象的发生频率和严重程度。
- **海平面上升。**海平面上升的速度令人震惊, 再加上风暴和沿海城市化的加剧, 使沿海城市更容易受到侵蚀和洪水的影响, 并且更需要大规模投资, 用于修建硬基础设施及恢复珊瑚礁等自然屏障。
- **海洋酸化和脱氧。**大气中人类活动产生的二氧化碳以更快的速度增加, 正在加剧海洋酸化和脱氧。在这种条件下, 无论是在自然界还是在实验室里, 支持生态系统、人类生计和营养的海洋生物通常都不能良好应对。在海洋生境中, 多样性损失, 许多长寿生物死亡, 少数有复原力的物种数量激增。在降低排放的情景下, 对维持生命的生态系统造成损害的严重程度可能会有所下降。
- **其他物理和化学状况。**气候变化和人类活动引起的海洋温度和盐度的变化, 正在影响海洋生态系统, 改变海洋物种的分布, 降低沿岸生态系统的生态价值, 改变海洋初级生产。人类福祉和经济因此受到影响。

## 1. 导言

本章第一部分基于与海洋有关的极端气候事件方面的三个专题, 即海洋热浪、极端厄尔尼诺/南方涛动事件和热带气旋, 既讨论了气候变化对这些现象的影响的物理方面, 也讨论了对自然和人类系统的潜在影响。所得结论以政府间气候变化专门委员会《关于气候变化中的海洋和冰冻圈专题报告》(2019年)第6章中更详细的评估为依据。

极端事件是指在特定地点和一年中特定时间罕见的事件。“罕见”的定义各有不同, 但极端事件的发生概率通常是根据观测数据估算概率的第十个或第九十个百分位, 甚至更罕见。从定义可知, 所谓的极端事件的特征在绝对意义上可能因地而异。当极端天气模式持续一段时间(如一个季节)时, 可以将其归类为极端气候事件, 尤其当它产生的平均值或总量本身为极端时(例如, 一个季节的高温、干旱或总降雨量)。

本章第二部分详述了海洋物理和化学状况变化带来的压力。预计到2050年, 海洋温度将比工业化前水平上升1.5摄氏度, 这将继续推动海洋物种丰度沿纬度方向的变化, 包括那些对沿海生计很重

要的物种。许多大型沿海城市位于三角洲地带, 由于靠近河流海洋、普遍处于低海拔以及地面沉降, 这些城市很容易受到洪水的影响(Nicholls等人, 2008年)。

二氧化碳排放和全球变暖也在导致海洋酸化和脱氧。这些变化给全世界依赖健康海洋生态系统的人们产生了影响。在《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年)时, 人们对海洋酸化化学有较全面的了解, 但对海洋酸化对生态系统和社会的影响却知之甚少。氧气减少对营养循环和鱼类种群的影响预计将会恶化, 特别是当气候变化导致的氧气枯竭与沿岸富营养化结合在一起时, 这种影响将更严重。生物多样性降低和鱼类种群减少与全世界海洋中氧含量下降有关。我们提供了海洋生物和生态系统应对海洋酸化和脱氧以及相关能力建设的新信息。

本章和第5章对本次评估气候变化方面的内容进行了论述。本章详述了气候变化造成的一些物理和化学变化对海洋生态系统和人类的压力。在第7K章和第15章中也论述了一些相关内容。

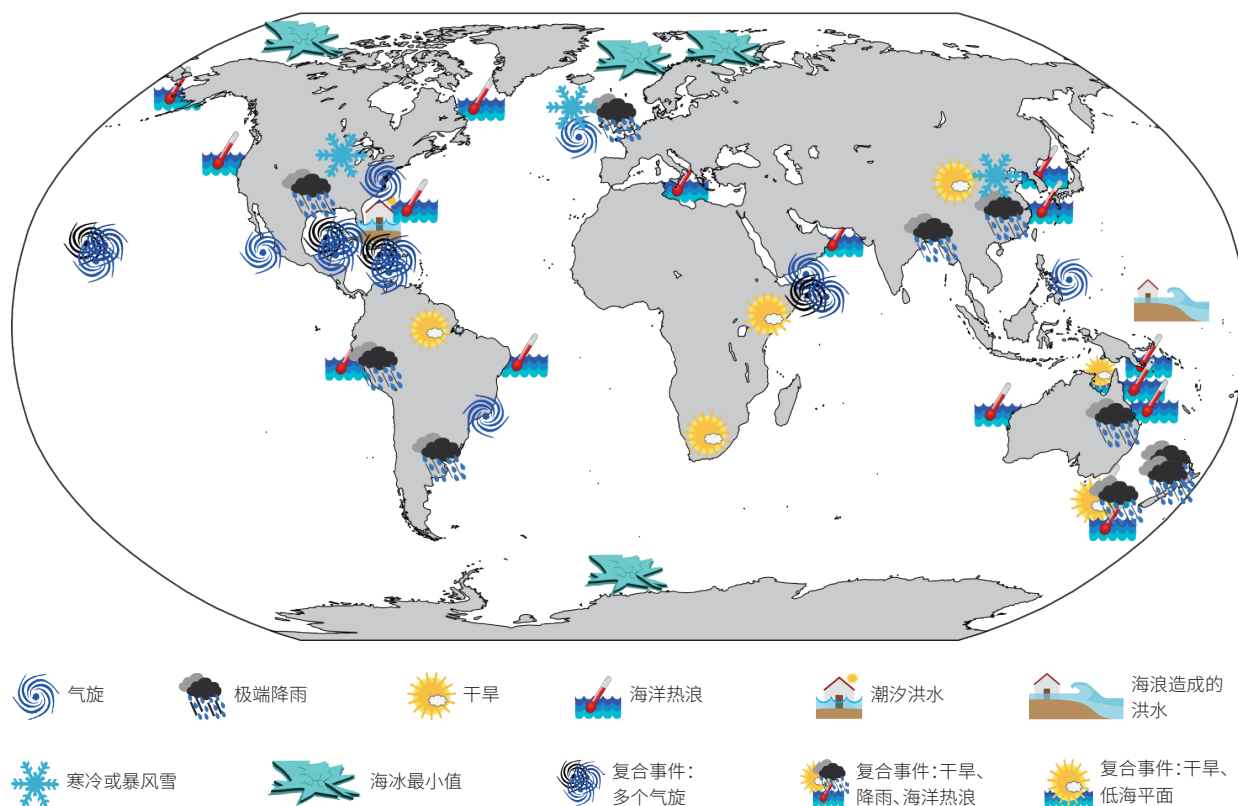
## 2. 气候压力: 极端气候事件和海洋物理化学状况变化带来的压力

### 2.1. 极端气候事件

海洋热浪指海洋温度极高的情况持续数天至数月, 范围可延至数千公里, 并可穿透数百米直达深洋(Hobday等人, 2016年)。在过去20年中, 海洋热浪对所有海洋盆地的海洋生物和生态系统都产生了负面影响, 包括珊瑚、海草和海藻等关键基础物种(Hughes等人, 2018年; Smale等人, 2019年)。卫星观测显示, 1982年至2016年间, 海洋热浪发生频率翻了一番, 且持续时间延长, 强度增大, 范围更广(Frölicher等人, 2018年; Oliver等人, 2018年)。2006年至2015年间, 全球发生的所有海洋热浪中, 84%至90%可归因于自1850年至1900年期间以来的升温(Frölicher等人, 2018年)。

在未来全球变暖的情况下, 海洋热浪发生频率、持续时间、空间范围和强度将进一步增加(Frölicher等人, 2018年; Darmaraki等人, 2019年), 使一些海洋生物、鱼类种群和生态系统超出其复原力极限, 进而对经济和社会造成影响(Smale等人, 2019年)。与1850-1900参照期相比, 在高排放典型浓度路径8.5情景下, 到2081年至2100年期间, 全球海洋热浪发生频率很可能增加约50倍; 在低排放典型浓度路径2.6情景下, 全球海洋热浪发生频率很可能增加约20倍(Van Vuuren等人, 2011年)。海洋热浪频率的这种未来趋势很大程度上可以用平均海洋温度的上升来解释。预计北冰洋和热带海洋的海洋热浪频率变化最大(图一; 政府间气候变化专门委员会(气专委), 2019年, 第6章, 图6.4)。

图一  
与人类活动引起的气候变化有确定联系的极端事件的位置



资料来源: 改编自气专委(2019年), 图6.2。

限制全球变暖将降低海洋热浪影响的风险,但即使在未来全球变暖水平相对较低的情况下,一些生态系统(如海带森林和珊瑚礁)也将达到临界阈值(King等人,2017年)。预警系统对海洋热浪进行预测,可以进一步帮助减少渔业、旅游业和保护方面的脆弱性,但尚未得到大规模证实(Payne等人,2017年;Tommasi等人,2017年)。

关于海洋热浪对管理良好的渔业的影响,数据最丰富的例子之一是北太平洋的阿拉斯加湾。一场持续的海洋变暖事件削弱了海底和海面的交混,进而破坏渔获物、无脊椎动物和饵料鱼种群,并导致太平洋鳕鱼捕捞大量减少,一再造成海洋哺乳动物和海鸟大规模死亡,对沿海经济体产生连锁影响。

厄尔尼诺/南方涛动是一种大气-海洋耦合现象,其特征是热带中东部太平洋冷暖海洋温度之间的涛动,以及全球范围热带和亚热带海面气压模式的相关波动。这种现象通常持续两到七年。往往通过法属波利尼西亚塔希提岛和澳大利亚达尔文之间的海面气压异常差和(或)赤道太平洋中部和东部海面温度来测量(Rasmussen和Carpenter,1982年)。这一现象通过全球遥相关对整个太平洋地区 and 世界其他许多地区的气候产生影响。涛动的暖相称为厄尔尼诺,冷相称为拉尼娜。

过去50年里,发生了自前工业化时代以来最强烈的厄尔尼诺和拉尼娜事件。与上个千年的平均变异率相比,这一变异率是非常高的(Cobb等人,2013年;Santoso等人,2017年)。在现代观测期间,发生了三次极端厄尔尼诺事件(1982/83年、1997/98年、2015/16年),其特点都是在通常干燥的赤道东太平洋出现明显的降雨。还发生了两次极端拉尼娜事件(1988/89年、1998/99年)。

随着全球变暖,极端厄尔尼诺和拉尼娜事件可能会更频繁地发生;即使在未来全球变暖程度相对较低的情况下,现有的影响也可能加剧,全球几个区域会因此更干燥或更潮湿(Cai等人,2014年;Cai等人,2015年;Power和Delage,2018年)。

可通过持续长期的监测及改进预测,来管理与人类健康、农业、渔业、珊瑚礁、水产养殖、野火、干

旱和洪水管理有关的极端厄尔尼诺和拉尼娜事件风险(L'Heureux等人,2017年)。

热带气旋是产生于热带海洋的一种强烈气旋级扰动的总称。根据一分钟最大持续风速,气旋性扰动可分为热带低气压( $\leq 17$ 米/秒)、热带风暴(18-32米/秒)和热带气旋( $\geq 33$ 米/秒,1级至5级)(Knutson等人,2010年)。根据地理位置的不同,热带气旋又称为飓风、台风或气旋。

人类活动引起的气候变化加剧了与一些观测到的热带气旋相关的降水、风和极端海平面事件。例如,研究表明,由于气候变化,热带气旋(飓风)哈维的降雨强度至少增加了8%(8-19%)(Risser和Wehner,2017年;Van Oldenborgh等人,2017年)。近几十年来,人类活动引起的气候变化可能促使了北太平洋西部热带气旋最大强度向极地方向转移,这与人类活动造成的热带扩张有关(Sharmila和Walsh,2018年)。有新证据表明,热带气旋行为发生了一些区域性变化,例如,最近几十年全球每年发生第4级或第5级热带气旋的比例增加,阿拉伯海发生极强热带气旋,气旋在东亚和东南亚登陆,自1923年以来美国发生中等大规模风暴潮事件的频率增加,自19世纪末以来强热带气旋在澳大利亚东部登陆的次数减少。大多数人认为这其中无可检测到的人为迹象。在1985-2018年期间,导致极端海平面事件、海岸侵蚀和洪水的极端海浪高度,分别以每年1.0厘米和0.8厘米的速度在南大洋和北大西洋增加(Young和Ribal,2019年)。

热带气旋平均强度的增加和相关的平均降雨率,预计将使全球气温上升2摄氏度,尽管大多数人认为未来会有全球范围的频率变化(Yamada等人,2017年)。海平面上升将使未来与热带气旋相关的海平面极值升高(Garner等人,2017年)。预测表明,第4和第5级热带气旋的比例将会增加(Knutson等人,2015年;Park等人,2017年)。这些变化将影响风暴潮的频率和强度以及沿岸基础设施和死亡率。

在减少灾害风险、洪水管理(生态系统和工程)和早期预警系统方面的投资,减少了发生在海岸和岛屿



附近的热带气旋造成的经济损失。然而,当地能力的局限(如基础设施老化和其它非气候因素)可能会不利于投资。例如,在发展中国家,尽管做出了适应努力,但当地能力的局限仍然会增加极端大风和风暴潮造成的损失和死亡。越来越多的证据表明,受史无前例的风暴轨迹影响的地区面临越来越大的风险。事实证明,由于早期预警困难,而且受影响民众不愿配合预警,管理这种不断变化的风暴轨迹和风暴强度所带来的风险,是颇具难度的。

## 2.2. 海平面上升及其影响

位于海岸线及群岛和岛国的城市越来越容易受到侵蚀和海平面上升的影响(De Sherbinin等人,2007年;Hanson等人,2011年;Takagi等人,2016年)。许多城市有大面积的填海造地(从海洋、湿地或其他水体获得的土地),这些土地由海堤和岩石加固等硬工程结构牢固保护,使其不受侵蚀(Sengupta等人,2018年)。许多这样的工程海岸线很可能将需要调整和升级,以便跟上海平面上升的步伐。在往往已经严重退化的高度城市化环境中,硬工程结构通常是唯一可行的选择,也是被认为成功的选择(Hallegatte等人,2013年;Hinkel等人,2014年),但是填海造地和这些结构对周围环境有广泛的负面影响(Dafforn等人,2015年)。全球许多地区(尤其是城市)声称其50%以上的海岸线都已加固(例如,Chapman,2003年;Burt等人,2013年)。这一数字未来可能上升,以应对经济、沿海人口和城市化的迅速增长(例如马来西亚两个州的全海岸线填海计划,见Chee等人,2017年)。

硬工程海岸防御工事建造过程复杂且造价昂贵,在可能的情况下,应采用替代方案,以红树林和盐沼等自然海岸生态系统作为天然屏障,或是采用混合办法,自然海岸生态系统与硬基础设施相结合(Temmerman等人,2013年)。利用这种生态系统不仅可以保护土地,还可以提供宝贵的生态系统功能和服务。由于硬工程海岸防御工事可能被认为是解决沿海洪灾的短期有效办法,而观测到的暴风雨和海平面上升不断增加,因此将需要

更多的投资(Mendelsohn等人,2012年;Vitousek等人,2017年)。据计算,到2010年,全球平均海平面比1993年高52.4毫米,到2018年,比1993年高89.9毫米(国家海洋和大气管理局,2019年)。海平面升高速度也在加快。根据计算,在1993-2018年期间,升高速度为每年3.2毫米,而在2010-2018年期间,升高速度要快得多,为每年4.7毫米。尽管仍然存在很大不确定性,但政府间气候变化专门委员会预测,即使采取缓解措施,海平面上升仍将持续几个世纪。冰架有可能大范围坍塌,可能会加大21世纪海平面上升的幅度,最高可达十分之几米(Church等人,2013年)。这将对地处沿海、群岛和小岛屿的城市,特别是低洼地区的城市造成严重后果。

然而,城市化也可以提供降低风险的机会,因为城市是经济增长的引擎,是创新、政治关注和私营部门投资的中心(Garschagen和Romero-Lankao,2015年)。Hallegatte等人(2013年)对全球136个最大的沿海城市目前和未来的损失进行了分析。他们预测,全球洪灾损失将从2005年的平均每年60亿美元增加到2050年的1万亿美元,预计会出现社会经济变化、气候变化和土地沉陷。即使保持不断进行适应气候变化的投资,到2050年,洪水发生概率、土地沉陷和海平面上升也将使全球洪灾损失增至每年600亿至630亿美元。同一项研究发现,发展中国家在防洪措施上的投资要低得多,尤其容易受到洪灾风险的影响(Hallegatte等人,2013年)。

### 案例研究: 鹿特丹

荷兰长期以来一直是填海造地和适应气候变化的先驱,荷兰的低洼城市正在采取多管齐下的办法解决海平面上升的问题。例如,鹿特丹的适应系统基于洪水和海平面上升防御系统(C40城市气候领导联盟,2019年),该系统包括马仕朗柔性风暴潮屏障、沿岸永久沙丘、沿河堤坝和量身定制的“内堤/外堤”方法。内堤城市大部分在海平面以下,由一个由出水口和水泵排干的迂田系统组成,并由较小的二级堤坝保护。外堤城区(海拔3-5.5米)有4万居民,容易受到海平面上升或较小的暂时性洪

水的影响。目前正在采用创新技术(如漂浮建筑)和更传统的方法(如建筑外墙绝缘处理和电气装置提升)对外堤城区进行改造。

### 2.3. 温度变化带来的压力

人类活动引起的气候变化所造成的海洋变暖,在人为因素稳定后,还将持续几个世纪(气专委, 2019年)。它将通过气候变化和人类活动强度造成的累积压力增加来影响海洋生态系统,并干扰盐度和营养或碳循环等其他海洋特性,因为所有这些过程都是相互关联的。

与温度有关的生物敏感性因物种而异,并受其他海洋特性的影响。例如,对于大洋中上层物种而言,初级生产的长期趋势分析表明,海洋温度升高导致分层加剧、营养物限制和向小型浮游植物转移,这将对减少颗粒有机碳向深海的流动产生最大的影响(Boyd等人, 2016年; Fu等人, 2016年)。预计低纬度和中纬度地区的颗粒有机碳通量会减少,但高纬度地区可能会增加,这与海冰覆盖面积的减少有关(Sweetman等人, 2017年; Yool等人, 2017年; 联合国粮食及农业组织(粮农组织), 2018年)。

政府间气候变化专门委员会一份题为《全球升温1.5°C》的特别报告指出,海洋生态系统已经在经历大规模变化,预计全球升温1.5摄氏度及更高时将达到临界阈值。水温的变化预计将促使一些物种(例如浮游生物和鱼类)迁移到更高纬度,并导致新的生态系统聚集(Jonkers等人, 2019年)。

升温直接影响沿海社区,不仅是对沿岸海洋生态系统造成影响,也影响到这些系统提供的生态系统产品和服务(Worm等人, 2006年; Pendleton等人, 2016年)。这包括可行捕捞数量、养殖功能的提供和沿岸湿地提供的过滤服务等(Cochard等人, 2008年; Barange等人, 2018年)。珊瑚礁是受海洋变暖影响较大的沿岸生态系统之一,珊瑚白化现象不仅影响海洋生物,还会影响海洋旅游业。

温度和盐度的变化还对人类福祉(食品和健康)产生影响。在粮食安全方面,鱼类是世界上消费最

多的食物之一,并且因其所含蛋白质、脂肪酸、维生素和其它对健康至关重要的元素,而成为健康饮食的主要贡献者(Hilmi等人, 2014年)。气候变化可能会降低海产品的可得性(Golden等人, 2016年),并因此总体上减少沿海社区的蛋白质供应(Blanchard等人, 2017年)。这将对高度依赖海产品的社区,包括土著社区和其他沿海社区,造成重大影响。

随着海洋温度升高,疾病的流行和传播也可能加剧。海洋变暖可能会加大水传疾病和藻类水华毒素的风险(见第6a章),对受影响地区的人口和经济造成打击。例如,由于海洋升温,细菌性病原体霍乱弧菌预计会生长得更快(Semenza等人, 2017年)。

### 2.4. 海洋化学变化带来的压力

海洋对二氧化碳排放的吸收正在迅速改变海水化学状况,这一过程被称为海洋酸化(见第5章)。海水中二氧化碳分压的增加使碳酸盐饱和度降低,不适合具有全球重要性的造礁分类群(Albright等人, 2018年)。大多数珊瑚礁(浅水和深水)都容易受到二氧化碳浓度上升的影响(Lam等人, 2019年)。海洋酸化导致海水对碳酸盐的腐蚀深度变浅,通过溶解和生物侵蚀的加剧威胁到全球深水珊瑚礁(Gómez等人, 2018年)。海洋酸化与变暖、海平面上升和更强烈的风暴相结合,在全球范围内降低了珊瑚礁的复原力,加剧了珊瑚礁的破坏。在北极,表层海水对钙质生物具有腐蚀性的区域迅速扩大(Brodie等人, 2014年)。

海洋酸化可能通过改变基因表达、生理、繁殖和行为等,影响所有海洋生物(Riebesell和Gattuso, 2015年; 气专委, 2019年)。2005年至2009年期间,海洋酸化对美国华盛顿州价值2.7亿美元的贝类水产养殖业造成危害,该行业每年提供3 200个就业机会。由于海水腐蚀幼体壳层,孵化场里数十亿只牡蛎死亡(Ekstrom等人, 2015年)。除了对钙化浮游植物和浮游动物产生负面影响外,酸化还会降低海产品的营养价值。

海洋酸化还影响生态系统的属性、功能和服务。有些生物群在酸化条件下表现良好,但许多分类

群则不然(Agostini等人, 2018年)。许多藻类对政府间气候变化专门委员会典型浓度路径8.5情景下预测的海洋酸化程度具有复原力, 但群落构成的变化极大地改变着海藻生境(Brodie等人, 2014年; Enochs等人, 2015年)。碳供应的增加刺激初级生产, 并能增加海带和海草的现存量(Russell等人, 2013年; Linares等人, 2015年; Cornwall等人, 2017年), 尽管微藻和草坪藻在无保护条件下的酸化水域占据主导地位(Agostini等人, 2018年; Connell等人, 2018年)。

对天然海洋二氧化碳渗漏的研究表明, 随着平均pH值从8.1降到7.8, 大型动物的生物多样性减少了约30%(Agostini等人, 2018年; Foo等人, 2018年)。造成这种情况的原因, 有应对高碳酸血症的代谢值增加等直接效应, 也有更容易被捕食等间接效应(Sunday等人, 2017年)。一些珊瑚在二氧化碳浓度升高的海水中生长良好, 但它们形成的生境缺乏多样性, 因为随着海洋酸化, 化学溶解和生物侵蚀加剧造成珊瑚礁退化, 因此转向多样性较低的生态系统。第7D章也讨论了海洋酸化对珊瑚礁的影响。二氧化碳增加和碳酸盐减少的双重效应改变了营养互动。钙质草食动物丰度和尺寸的降低, 导致杂草草坪藻类过度生长、食物网简化, 以及功能多样性的损失(Vizzini等人, 2017年; Teixidó等人, 2018年)。

海洋酸化造成的损害导致海岸保护减少, 利于生物多样性和渔业的生境减少(Hall-Spencer和Harvey, 2019年)。在过去150年里, 热带珊瑚礁上的活珊瑚覆盖率几乎减半。过去20年里, 这一下降速度加快, 原因是水温上升和海洋酸化使其它造成珊瑚损失的驱动因素加剧。海洋酸化、温度升高、海平面上升、日益严重的极端气候事件结合在一起, 进一步对沿岸生态系统提供的产品和服务造成威胁。这对于那些严重依赖海洋资源以获得保护、营养、就业和发展旅游业的人来说尤为重要(Lam等人, 2019年)。

为减轻海洋酸化的影响并建立复原力而提议采取的行动主要是旨在减少二氧化碳排放, 但也包括: 减少污染和其他压力因素(如过度捕捞和生境

破坏); 海藻培植和海草恢复; 水处理(例如, 用于高价值水产养殖); 改造人类活动, 如水产养殖; 通过海洋重新野化计划等, 修复受损的生态系统(Cooley等人, 2016年)。

关于脱氧问题, 自二十世纪中叶以来, 海洋(包括沿岸水域, 如入海口和半封闭海域)含氧量损失了约2%, 即超过1 500亿吨(Schmidtke等人, 2017年), 600多个沿岸水域报告的氧浓度低于每升2毫克(Diaz和Rosenberg, 2008年; Breitburg等人, 2018年)。气候变化预计将使许多沿岸系统的含氧量进一步下降, 这些系统目前的缺氧主要是由人为营养物质的过量供应造成的。这种脱氧现象令人非常担忧, 因为氧气是海洋生命的基础(图二; Laffoley和Baxter, 2019年)。氧气限制生产力 and 生物多样性, 调节全球营养物和碳的循环, 为个体生物体生存所必需(Breitburg等人, 2018年)。当氧气充足时, 它不会限制或负面影响依赖于有氧(利用氧气)呼吸的生物体的生理、行为和生态相互作用。当氧气量不足时, 水域被认为是缺氧的, 这些过程会受到损害。人们通常用每升2毫克溶解氧的阈值来定义缺氧, 但造成生命过程受损的氧浓度或饱和度在不同物种、过程和生境之间差异很大, 并且受到温度的影响。

随着水中氧含量的下降, 越来越多的生产转向微生物(Diaz和Rosenberg, 2008年; Wright等人, 2012年)。由于捕食者和猎物的遭遇频率改变, 并且低氧对捕食者进食效率和猎物逃脱行为产生特定物种影响, 食物网发生变化。向耐受动物(如胶状物种)的能量转移可能会增加(Keister和Tuttle, 2013年)。视觉(McCormick和Levin, 2017年)和食肉(Sperling等人, 2016年)作用在低氧区域可能会下降, 因为这些活动需要密集的能量。相反, 当视觉摄食者被迫进入光照水平较高的较浅水域时, 低氧区上方的捕食行为可能会加剧(Koslow等人, 2011年)。

海洋氧气的减少预计将对广泛的生物和生态过程产生负面影响。然而, 影响程度会因物种和过程的不同而不同, 并且尚不确定反应程度是否与氧含量降低的程度成正比。氧气减少的一些影响由直

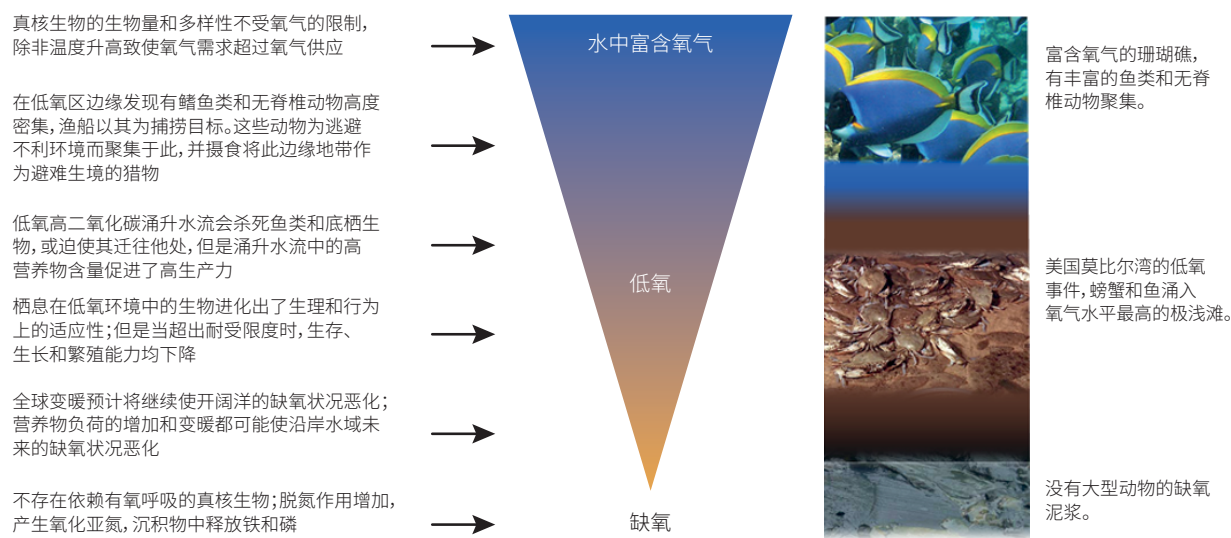


接暴露在低氧水域造成, 而另一些影响则涉及生物体和物质(营养物、有机物、温室气体)在含氧量不同的地点之间的移动, 还有一些影响主要取决于对某一物种或生命阶段至关重要的特定地点的氧气量。许多反应涉及到生物功能无法继续维持的含氧量阈值。

随着氧气的减少, 真核生物的生物量和多样性趋于下降, 物种组成也发生变化(Gallo和Levin, 2016年)。随着低氧水域的扩大, 耐受物种可以扩大它们的深度范围, 而更敏感的物种范围则会缩小

(Sato等人, 2017年)。系统内物种的相对丰度反映了物种对低氧和其他共同压力因素耐受力的差异(Koslow等人, 2018年)。适应低氧环境的生物, 包括甲壳类动物和鱼类, 在低氧区域可以达到非常高的密度(Pineda等人, 2016年; Gallo等人, 2019年)。然而, 在自然低氧生境中, 如氧最少区, 即使非常小的变化(低于富氧表层水含氧量的1%)也可能使原本丰富的物种被淘汰(Wishner等人, 2018年)。

**图二**  
**氧对开阔洋和沿岸水域生物和生物地球化学过程的控制**



资料来源: 图改编自Breitburg等人, 2018年。

注: 氧气对开阔洋和沿岸水域的生物和生物地球化学过程起着强有力的控制作用。无论氧气模式是随空间变化(如随深度变化), 还是随时间变化(如随着营养物和升温的影响变得更为明显), 生物多样性、生物量和生产力都会随着氧含量的降低而下降。

长期暴露在次优氧条件下会削弱生长(Thomas等人, 2019年)和生殖(Thomas等人, 2015年)。数值模型表明, 即使没有出现直接因低氧而致死的情况, 这些慢性影响也可能使种群数量随时间的推移而下降(Rose等人, 2018年)。据报告, 一系列脊椎动物和无脊椎动物宿主因暴露在低氧环境中而更多地受到感染或感染后发展, 宿主免疫反应降低(Breitburg等人, 2019年), 并可能因人类食用免疫受抑宿主而增加病原体向人类的传播(Hernroth和Baden, 2018年)。

微生物的进化和适应能力使其甚至可以利用地球上最极端的生境, 包括无氧生境。微生物在无氧条件下进行元素的生物地球化学循环, 会产生温室气体, 包括氧化亚氮和甲烷(Buitenhuis等人, 2018年)。因此, 缺氧生境的扩大可能会导致更多的温室气体排放到大气中, 进一步加剧升温 and 分层。然而, 这一结果并不确定, 因为升温 and 分层(二者都可能增加温室气体的产生)也将影响所有其他生物过程所依赖的初级生产的速度和分布(Battaglia和Joos, 2018年)。

海洋脱氧现象不是独立于其他人类造成的海洋压力因素而出现的。随着海洋温度的升高, 依赖有氧呼吸的微生物和绝大多数海洋动物将需要消耗更多的氧气才能生存(Pörtner, 2012年)。因此, 海洋升温将增加氧气需求, 同时导致进一步的氧气流失, 从而减少适宜生境的数量。据预测, 物种分布将向极地方向移动并向更深更冷的水域转移, 物种将局部灭绝, 许多鱼类物种最大体型将缩小, 这至少部分归因于温度升高后对氧气的需求增加(Deutsch等人, 2015年; Pauly和Cheung, 2018年)。海洋气候变化压力因素(即脱氧、变暖和酸化)的综合效应, 也可能导致浮游动物和鱼类幼体在空间、时间和进化上出现不匹配, 致使仔鱼生长和存活状况改变, 并最终对渔业产生负面影响(Dam和Baumann, 2017年)。更笼统地说, 氧气在将食物转化为能量方面的作用意味着, 氧气供应可以决定有多少能量可用于应对其他压力因素(Sokolova, 2013年)。

由于高流动性物种的回避行为以及固着或流动性有限物种的死亡和补充失败, 缺氧水域的渔获量往往较低(Breitburg等人, 2009年; Rose等人, 2018年)。人们担心, 低氧区域及其扩张使鱼类和移动贝类更趋于被过度捕捞(Craig, 2012年; Purcell等人, 2017年), 原因是这些物种在低氧水域上方和边缘高密度聚集(Craig, 2012年; Stramma等人, 2012年)。例如, 在墨西哥湾的褐虾捕捞和美国胡德运河的珍宝蟹捕捞中, 渔捞努力的空间转移情况得到充分记录。纪录显示, 随着缺氧区域季节性增多或年份性增多(不同年份的缺氧空间范围不同), 捕鱼船队和目标物种之间的空间重叠增加(Purcell等人, 2017年; Froehlich等人, 2017年)。当这类避难地点成为捕捞目标且浅层分布增加渔获率时, 捕捞死亡率可能会上升(Purcell等人, 2017年)。低氧事件也是有鳍鱼类和贝类水产养殖死亡的一个重要原因, 给当地经济造成了巨大损失, 对人类健康和粮食安全均带来影响(Cayabyab等人, 2002年; Rice, 2014年)。

### 3. 能力建设: 全球海洋酸化监测网络和全球海洋氧气网络

可持续发展目标14涉及“保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展”的需要, 包括实现具体目标14.3, “通过在各层级加强科学合作等方式, 减少和应对海洋酸化的影响。”<sup>1</sup>在联合国支持落实可持续发展目标14即保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展会议成果——“我们的海洋、我们的未来: 行动呼吁”宣言中, 也提及对脱氧问题的关注。<sup>2</sup>

要有能力在不断变化的海洋化学状况中找出造成生态系统影响的原因, 这需要海洋观测系统的不断进步。生物地球化学阿尔戈浮标观测网络、全球海洋酸化监测网络和政府间海洋学委员会全球海洋氧气网络等海洋研究方面的全球倡议, 正在减少障碍, 建设能力, 以支持增进全球对海洋酸化和脱氧现象的认知。全球海洋酸化监测网络和全球

海洋氧气网络通过举办培训班, 建立伙伴关系和支持建立区域中心, 提供协作和指导, 以支持改善对pH值和氧气的海洋观测。目前, 海洋酸化和脱氧观测和研究工作集中在相对较少的几个国家, 世界各地都存在巨大的知识和能力差距, 特别是在南半球以及小岛屿发展中国家和最不发达国家(全球海洋酸化监测网络, 2019年)。拥有更强的能力收集复杂数据并在全球进行更好的观测, 意味着实验和生态系统模型的预测能力可能会提高, 因为它们能更有效地复制现实世界的情景以实现目标14。

海洋生态系统服务取决于哪些基本生物功能得到维持(Connell等人, 2018年), 哪些生态系统工程师物种和关键物种保留下来(Sunday等人, 2017年), 以及是否避免了危害性物种的扩散(Hall-Spencer

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>2</sup> 见大会第71/312号决议, 附件。另见<https://oceanconference.un.org/callforaction>。

和Allen, 2015年)。在生态系统应对海洋化学变化方面, 仍然存在很大的知识差距。然而, 融合了生态生理学和基因组学进展的多压力因素实验和生态系统模型可能会更好地描述影响的范围, 并减少有关影响程度的不确定性。人们需要更好地了解脱氧现象是如何改变水柱和深海中微生物路径和过程速率的(Breitburg等人, 2018年)。Riebesell和Gattuso (2015)呼吁转向多压力因素和多物种实验, 以便更具体地了解海洋酸化对海洋群落的生态影响, 这一呼吁得到了响应(Munday, 2017年)。接下来的进展将取决于是否能加深和扩大以

## 4. 总结

数据显示, 由于人类活动造成的气候变化, 海洋热浪的频率和强度都在增加, 并对海洋生态系统产生极为负面的影响。预计未来海洋热浪及其影响将会加强, 但在减缓气候变化方面所做的努力能有力地限制这些增强趋势。预报系统可用于适应海洋热浪的影响。

人们观测到极端的厄尔尼诺和拉尼娜事件, 但这种事件并不经常发生, 尚未发现其中的人为影响。然而, 模型表明, 在未来全球变暖的情景下, 这两种涛动的发生频率都会增加。与海洋热浪的情况一样, 可利用现有预报系统进行风险管理和适应。

虽然在观测记录中很难发现热带气旋的频率和空间分布变化, 但对单个气旋的研究表明, 人类对气旋强度, 特别是相关降雨量产生影响。预计未来强度的变化将会增加, 并对风暴潮和沿岸基础设施产生相关影响。

虽然所有沿海城市都面临海平面上升的问题, 但缺乏海防措施和天然屏障修复投资能力的低洼城市和发展中国家将遭受更严重的破坏和损失。全球人口研究表明, 人们正在迁往沿海地区, 并且这一趋势将继续下去, 因而更多的人面临着经济和社会风险。尽管城市通常是创新和投资的中心, 但主要例子显示了在脆弱地区解决这些复杂问题的难度。

下方面的认知: 海洋酸化和氧气与其它环境驱动因素之间的关系; 生态过程和物种间的相互作用在对它们来说很重要的条件下是如何变化的; 为应对海洋化学变化而进行的个体变异、可塑性和适应, 如何形成对海洋生态系统的影响。推进关于这些专题的研究, 将有助于采取更有效的措施减轻海洋酸化和脱氧的影响, 故而在排放降低的情景下, 海洋酸化和脱氧对依赖海岸保护、渔业和水产养殖的数以百万计人口造成影响的严重程度可能会有所降低。

破坏和损失也是由岸上基础设施现有的脆弱性驱动的, 可能不完全归因于海平面上升。而海平面上升可能会加剧现有问题, 增加风险。

温度和盐度与海洋营养物和化学循环之间复杂的相互作用意味着, 气候变化和人为影响使这些变量发生变化, 从而影响海洋生态系统、人口、沿海社区和相关经济。海洋变暖正在对海洋生态系统造成重大损害, 物种正在失去生境, 被迫适应或迁移到新的温度环境, 或者寻找新的摄食、产卵或育幼区。

海洋酸度和充足氧气的可得性都是为人类社会提供海洋生态系统服务的基础。然而, 现在人们观测到, 气候变化和人为二氧化碳排放使海洋酸度迅速变化, 氧气量下降, 这正在改变世界海洋生境和生态系统。升温导致氧气量下降, 酸化正在迅速改变表层海水的碳酸盐化学状况, 这些因素共同作用, 正在削弱许多生物的生长和生存, 降低生态系统的复原力。

支持能力建设, 进一步了解海洋及其生态系统如何应对海洋物理和化学状况的变化, 从而缩小海洋科学方面的知识差距, 这是减少这些变化的影响及实现可持续发展目标14的重要途径。

## 参考资料

### 导言

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Nicholls, R.J., and others (2008). Ranking Port Cities with High Exposure and Vulnerability to Climate Extremes, No. 1. <https://doi.org/10.1787/011766488208>.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

### 极端气候事件

- Cai, Wenju, and others (2014). Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 2, p. 111.
- Cai, Wenju, and others (2015). Increased frequency of extreme La Niña events under greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 2, p. 132.
- Cobb, Kim M., and others (2013). Highly variable El Niño – southern oscillation throughout the Holocene. *Science*, vol. 339, No. 6115, pp. 67–70.
- Darmaraki, Sofia, and others (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, pp. 1–22.
- Frölicher, Thomas L., and others (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, vol. 560, No. 7718, p. 360.
- Garner, Andra J., and others (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.
- Hobday, Alistair J., and others (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, vol. 141, pp. 227–238.
- Hughes, Terry P., and others (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, p. 492.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (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*. Valérie Masson-Delmotte and others, eds.
- \_\_\_\_\_ (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- King, Andrew D., and others (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., and others (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, vol. 3, No. 3, pp. 157–163.
- Knutson, Thomas R., and others (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., and others (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., and others (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 1324.
- Park, Doo-Sun R., and others (2017). Asymmetric response of tropical cyclone activity to global warming over the North Atlantic and western North Pacific from CMIP5 model projections. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 41354.
- Payne, Mark R., and others (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, and others (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., and others (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Tommasi, Desiree, and others (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., and others (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., and others (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, and others (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.

## 海平面上升与城市

- Burt, John A., and others (2013). Urban breakwaters as reef fish habitat in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 72, No. 2, pp. 342–350.
- C40 Cities (2019). [www.c40.org/other/the-future-we-don-t-want-staying-a-float-the-urban-response-to-sea-level-rise](http://www.c40.org/other/the-future-we-don-t-want-staying-a-float-the-urban-response-to-sea-level-rise).
- 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, and others (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., and others (2013). Sea level change. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on*

- Climate Change*, T.F. Stocker, and others, eds., pp. 1137–1216. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Dafforn, Katherine A., and others (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, and others (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, and others (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 9, p. 802.
- Hanson, Susan, and others (2011). A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. *Climatic Change*, vol. 104, No. 1, pp. 89–111.
- Hinkel, Jochen, and others (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., and others (2019). Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. *Nature*, 570, pp. 372–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1230-3>.
- Mendelsohn, Robert, and others (2012). The impact of climate change on global tropical cyclone damage. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 3, p. 205.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2019). Sea Level Rise Viewer. 2019. <https://coast.noaa.gov/digitalcoast/tools/slr.html>.
- Sengupta, Dhritiraj, and others (2018). Building beyond land: An overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Takagi, Hiroshi, and others (2016). Projection of coastal floods in 2050 Jakarta. *Urban Climate*, vol. 17, pp. 135–145.
- Temmerman, Stijn, and others (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, vol. 504 (7478), pp. 79–83.
- Vitousek, Sean, and others (2017). Doubling of coastal flooding frequency within decades due to sea-level rise. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 1399.

## 温度变化带来的压力

- Barange, M., and others (2018). Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO.
- Blanchard, Julia L., and others (2017). Linked sustainability challenges and trade-offs among fisheries, aquaculture and agriculture. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 9, p. 1240.
- Boyd, P.W., and others (2016). Physiological responses of a Southern Ocean diatom to complex future ocean conditions. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 2, p. 207.
- Cochard, Roland, and others (2008). The 2004 tsunami in Aceh and Southern Thailand: a review on coastal ecosystems, wave hazards and vulnerability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 10, No. 1, pp. 3–40.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Deep Ocean Stewardship Initiative. Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*. Technical Paper 638. Rome.
- Fu, Weiwei, and others (2016). Climate change 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., and others (2016). Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.

- Hilmi, Nathalie, and others (2014). Exposure of Mediterranean countries to ocean acidification. *Water*, vol. 6, No. 6, pp. 1719–1744.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (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*. Valérie Masson-Delmotte and others, eds.
- Pendleton, Linwood H., and others (2016). Has the value of global marine and coastal ecosystem services changed? *Marine Policy*, vol. 64, pp. 156–158.
- Semenza, Jan C., and others (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., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4.
- Worm, Boris, and others (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, pp. 787–790.
- Yool, Andrew, and others (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.

## 海洋化学变化带来的压力

- Agostini, Sylvain, and others (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, and others (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 N<sub>2</sub>O 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., and others (2009). Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science*, vol. 1, pp. 329–349.
- Breitburg, Denise L., and others (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No.6371, eaam7240.
- Breitburg, Denise L., and others (2019). Multiple stressors – forces that combine to worsen deoxygenation and its effects. In *Ocean Deoxygenation: Everyone’s Problem Causes, Impacts, Consequences and Solutions*. Loffely, D., and Baxter, J. eds. IUCN, pp. 225–247.
- Brodie, Juliet, and others (2014). The future of the northeast Atlantic benthic flora in a high CO<sub>2</sub> world. *Ecology and Evolution*, vol. 4, No. 13, pp. 2787–2798.
- Buitenhuis, Erik T., and others (2018). Constraints on global oceanic emissions of N<sub>2</sub>O from observations and models. *Biogeosciences*, vol. 15, No. 7, pp. 2161–2175.
- Cayabyab, R.R., and others (2002). *Histamine Fish Poisoning Following Massive Fishkill in Bolinao, Pangasinan, February 2002*. Regional Epidemiology and Surveillance Unit I Report 3. Philippines: Department of Health.
- Connell, Sean D., and others (2018). The duality of ocean acidification as a resource and a stressor. *Ecology*, vol. 99, No. 5, pp. 1005–1010.
- Cooley, Sarah R., and others (2016). Community-level actions that can address ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 128.



- Cornwall, Christopher E., and others (2017). Inorganic carbon physiology underpins macroalgal responses to elevated CO<sub>2</sub>. *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 Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 445, pp. 75–95.
- Dam, Hans G., and Hannes Baumann (2017). Climate change, zooplankton and fisheries. *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis*, vol. 2, pp. 851–874.
- Deutsch, Curtis, and others (2015). Climate change 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., and others (2015). Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to ocean acidification. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 3, p. 207.
- Enochs, I.C., and others (2015). Shift from coral to macroalgae dominance on a volcanically acidified reef. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 12, p. 1083.
- Foo, Shawna Andrea, and others (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., and others (2017). When does hypoxia affect management performance of a fishery? A management strategy evaluation of Dungeness crab (*Metacarcinus magister*) fisheries in Hood Canal, Washington, United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 74, No. 6, pp. 922–932.
- Gallo, Natalya D., and others (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*, vol. 74, pp. 117–198. Elsevier.
- Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) (2019). *Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) Implementation Strategy*. [www.goa-on.org](http://www.goa-on.org).
- Gómez, Carlos E., and others (2018). Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. *PeerJ*, vol. 6, e5671.
- 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 CO<sub>2</sub> 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.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- 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, and others (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., and others (2019). Dealing with the effects of ocean acidification on coral reefs in the Indian Ocean and Asia. *Regional Studies in Marine Science*, vol. 28, 100560.
- Linares, Cristina, and others (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 introduction 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, and others (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., and others (2017). Fleet behavior is responsive to a large-scale environmental disturbance: Hypoxia effects on the spatial dynamics of the northern Gulf of Mexico shrimp fishery. *PLoS One*, vol. 12, No. 8, e0183032.
- 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., and others (2018). Modeling the population effects of hypoxia on Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) in the northwestern Gulf of Mexico: 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., and others (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., and others (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, and others (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., and others (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, and others (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., and others (2017). Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 1, p. 81.

- Teixidó, Nuria, and others (2018). Functional biodiversity loss along natural CO<sub>2</sub> gradients. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 5149.
- Thomas, Peter, and others (2015). Impaired gamete production and viability in Atlantic croaker collected throughout the 20,000 km<sup>2</sup> hypoxic region in the northern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 1, pp. 182–192.
- Thomas, Y., and others (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., and others (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., and others (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: Very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Wright, Jody J., and others (2012). Microbial ecology of expanding oxygen minimum zones. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 10, No. 6, p. 381.

# 第 10 章

# 海洋环境营养物质

# 输入的变化

**撰稿人:** Thomas C. Malone (召集人)、Archis Ambulker、Maria João Bebianno (共同牵头成员)、Paula Bontempi、Michael Krom、Harri Kuosa、Joseph Montoya、Alice Newton、Yapo Ossey、João Sarkis Yunes、Walker Smith、Lars Sonesten、Georgios Sylaios、王菊英(牵头成员)和殷克东。



## 主旨要点

- 在二十世纪, 通过河流径流和大气沉降向沿海生态系统输入的氮(N)和磷(P)迅速增加, 原因是人为输入, 主要来自使用合成肥、燃烧化石燃料、种植豆类(固氮)、牲畜产生的粪便和城市废物。
- 人为营养物输入的增加助长了沿海海洋人为富营养化的全球加剧, 现在已经超过了自然过程的输入。
- 人为富营养化过程的生态反应包括沿岸缺氧、酸化和有毒藻类事件的严重程度和范围的增加。因此, 人为富营养化严重威胁到沿海生态系统健康及其提供社会重视的服务的能力。
- 据预测, 在二十一世纪上半叶, 人为的氮磷产量将增加近两倍。
- 在二十一世纪期间, 减少人类对沿海海洋输入的氮和磷, 以最大限度地减少沿海富营养化的范围和风险, 应是一项国际优先事项。

## 1. 导言

在21世纪期间, 人类通过河流排放向沿海生态系统输入的氮和磷的增加成为全球沿海海洋人为富营养化和随之而来的生态系统退化的主要原因(Rabalais等人, 2009年a, 2009年b<sup>1</sup>; Paerl等人, 2014年; Beusen等人, 2016年; Ngatia等人, 2019年), 这一趋势可以说是对沿海生态系统健康最广泛的人为威胁(Rabalais等人, 2009年b; 政府间气候变化专门委员会(气专委, 2014年)。

Nixon (1995年)将富营养化定义为向生态系统提供有机质的速率的增加, 并指出向沿海生态系统提供有机质的增加有多种原因, 最常见的是具有生物反应活性的无机氮磷的过量输入。因为大多数沿海生态系统的浮游植物净初级生产力主要受限于氮的可用性(Howarth和Marino, 2006年; Elser等人, 2007年), 沿海海洋的浮游植物生物量也相应增加(Howarth等人, 2011年)。再加上陆源有机营养物的源于人类活动的额外输入, 由此产生的有机质蓄积已导致世界各地许多沿海生态系统的人为富营养化(见下图), 这一过程可以说是对社会重视的海洋生态系统服务的最严重威胁, 这些服务包括提供生物多样性、生产氧气、缓解沿海洪灾、渔业和大气中二氧化碳的固存等(Howarth等

人, 2000年; Bachmann等人, 2006年; Martínez等人, 2007年; Costanza等人, 2017年)。

本章的重点是大型海洋生态系统全球网络所定义的沿海海洋具有生物反应活性的固氮(如溶解的硝酸盐、亚硝酸盐、铵、尿素和游离氨基酸)和磷(PO<sub>4</sub>-3)(如正磷酸盐、多磷酸盐和有机结合磷酸盐)的人为输入。<sup>2</sup>在这方面, 本章的目标是: (a)记录人类对选定沿海海洋生态系统的氮和磷输入的变化; (b)评估人为富营养化对这些生态系统的影响; (c)在全球气候变化的背景下, 预测这些变化可能如何影响沿海生态系统在二十一世纪期间支持生态系统服务的能力; (d)找出当前知识中的差距。

本文提供的信息与本《评估》的若干章节相关(第4-9章、第11-15章、第22章和第28章)。第5章(海洋物理化学状态的趋势)和第6A章(浮游生物多样性)尤其相关。本章讨论了前一个问题, 即营养物输入的变化和富营养化是物理和化学环境条件的相关趋势(强调气候驱动的变化)。本章讨论了后一个问题, 即浮游生物多样性问题的变化与沿海富营养化问题相关。

<sup>1</sup> 导致生态系统健康的不良变化的营养物和有机质的人为输入所促成的富营养化(Smith等人, 2006年; Rabalais等人, 2009年a, 2009年b)。

<sup>2</sup> 全球大型海洋生态系统网络包括沿海流域和近岸海洋(河口和大陆架的开放水域)(可查阅[www.lmehub.net](http://www.lmehub.net))。大型海洋生态系统的面积从大约20万平方千米到100多万平方千米不等, 包括近岸海洋区域, 那里的初级生产力一般高于开阔洋。

## 富营养化沿海海洋生态系统的全球分布



资料来源：Breitburg等人，2018年，见[www.lmehub.net/](http://www.lmehub.net/)。

注：最近对美国和欧洲的沿海调查发现，令人震惊的是，所评估的美国大陆沿海地区的78%和欧洲大西洋沿岸约65%的地区出现富营养化症状。

## 2. 《第一次世界海洋评估》报告的情况

《第一次世界海洋评估》(联合国，2017年)第20章审查了陆源污染物的沿海、河流和空中输入，重点是危险物质、内分泌干扰物质、营养物质和水媒病原体以及放射性物质。一般说来，与海洋、特别是沿海生态系统的人为营养物输入有关的那些方面与本章最相关。除以下概述的全球观点外，第一次评估第20章还概述了全球海洋不同区域(北冰洋以及大西洋、印度洋和太平洋区域)营养物质的输入和影响。

人为营养物质的主要来源包括城市污水、用于农业的化肥、化石燃料的燃烧和与食品相关的工业。这些陆上来源的物质向海洋的输送路线包括河流径流和大气沉降。在发展中国家，控制城市垃圾的营养物输入仍然是一项挑战。在农业方面，近几十年来化肥使用量迅速增长，导致2002至2012年间全球化肥使用量增加了42%。然而，拉丁美洲、南亚、东亚和大洋洲的化肥使用量在同一时期增加了一倍多。化石燃料燃烧产生的空中氮气输入也有所

增加。在欧洲西北部，排放到大气中的氮有25%以上来自这些来源。过量营养物质负荷的确切后果取决于当地的环境条件，包括半封闭水体被水流冲刷的速度和水柱密度分层的强度。

陆上输入的营养物本身并不有害，但过量时可能会造成问题。人为氮磷输入在上个世纪增加了一倍多，已经影响了全世界海洋生态系统的健康。输入的增加刺激了浮游植物的生长，导致净初级生产力过高，这往往会导致浮游植物生物量的蓄积和富营养化。这导致了缺氧“死亡区”的形成、海草场的丧失、有毒浮游植物大量繁殖的增加。自1960年代以来，沿海水域缺氧(“死亡”)区的全球扩散呈指数级增长，影响到400个以上的系统，全球累计面积约为245 000平方千米。



### 3. 全球范围的模式和趋势

#### 3.1. 具有生物反应活性的氮磷人为输入

##### 3.1.1. 来源

在二十世纪, 由于人为活动, 全球具有生物反应活性的氮和磷的供应量翻了一番(Beusen等人, 2016年; Seitzinger和Mayorga, 2016年)。大多数沿海生态系统(大型海洋生态系统的73%)新的氮磷负荷的一半以上与人为来源有关, 目前的输入量估计在 $210\text{--}223 \times 10^9$ 千克氮/年(Lee等人, 2016年)和约 $34 \times 10^9$ 千克磷/年(Harrison等人, 2005年)。<sup>3</sup>这些营养物质对大型海洋生态系统的输入来自农业实践、<sup>4</sup>化石燃料的燃烧和城市废物(Galloway等人, 2004年; Howarth, 2008年), 如下:

- (a) 人为氮磷的最大单一来源是合成肥料<sup>5</sup> (Vitousek等人, 1997年; Mosier等人, 2004年)。农业使用的合成化肥数量呈指数级增长, 从1910年的接近于零增至2013年的每年约 $118 \times 10^9$ 千克氮和 $17.5 \times 10^9$ 千克磷(Peñuelas等人, 2013年; Lu和Tian, 2017年)。肥料使用的热点从1960年代的美国和西欧转移到21世纪初的东亚。2013年, 东亚、南亚和东南亚占全球化肥使用量的71%, 紧随其后的是北美(11%)、欧洲(7%)和南美(6%)(Lu和Tian, 2017年)。在氮负荷中, 农田中氨的挥发每年估计向大气排放 $10 \times 10^9$ 千克氮(Vitousek等人, 1997年; Bouwman等人, 2013年);
- (b) 化石燃料的燃烧会将长期储存在地质构造中的固氮以氮氧化物( $\text{NO}_x$ )的形式释放回大气中。燃煤和燃油发电厂、汽车和其他燃烧过程排放的总排放量约为每年 $40 \times 10^9$ 千克氮(Peñuelas等人, 2013年)。全球氮氧化物排放的分布并不均匀, 亚洲、欧洲、北美和撒哈拉以南非洲的

排放量分别占总排放量的30%、20%、17%和12%(Lamsal等人, 2011年);

- (c) 由于大面积的自然植被已经被单一栽培的支持共生固氮细菌的豆类所取代, 估计每年从生物固氮到沿海流域的人为输入为 $33 \times 10^9$ 千克(Boyer和Howarth, 2008年);
- (d) 在过去一个世纪里, 畜牧业的粪肥产量迅速增长。目前的氮磷粪肥负荷估计为每年大约 $18 \times 10^9$ 千克氮和大约 $2.5 \times 10^9$ 千克磷, 热点分布在西欧、澳大利亚东南部、中国东北和印度(Peñuelas等人, 2013年; Zhang等人, 2017年)。
- (e) 在全球范围内, 80%的城市污水未经处理就排放到环境中(世界水评估计划, 2017年)。因此, 最普遍的城市营养物污染源是人类污水, 据估计, 2018年人类污水向环境中释放了约 $9 \times 10^9$ 千克氮和约 $1.4 \times 10^9$ 千克磷(根据Van Drecht等人2009年的推算)。经过处理的<sup>6</sup>污水的百分比因区域而异, 从北美的90%、欧洲的66%、亚洲的35%和拉丁美洲和加勒比的14%到非洲的不到1%不等(Selman等人, 2010年)。

非点源(扩散)输入(上文(a)至(d)分段;  $218 \times 10^9$ 千克氮/年)远远超过来自废水的点源输入(上文(e)分段; 超过约 $9 \times 10^9$ 千克氮/年), 并且更难控制。最终, 这些输入中的大部分通过河流径流和大气沉降输送到近岸海洋(Howarth, 2008年; Spokes和Jickells, 2005年; Jickells等人, 2017年)。<sup>7</sup>这两条输运通道都是氮的主要输入通道, 而与河流输入相比, 具有反应活性的磷的大气沉降可以忽略不计。因此, 气候驱动的全球水循环加速

<sup>3</sup> 新的氮输入是那些来自生态系统外部的输入, 而不是那些随着有机物分解而在生态系统内再生的。

<sup>4</sup> 农业实践包括使用合成肥料、畜牧业和豆类种植(生物固氮)。

<sup>5</sup> 合成肥料包括硝酸铵、磷酸铵、过磷酸钙和尿素。

<sup>6</sup> 一级、二级或三级处理。

<sup>7</sup> 地下水排放约占全球近岸海洋营养物输入的2.4%(Luijendijk等人, 2020年), 本章讨论的大多数大型海洋生态系统都没有这方面的记录。来自水产养殖作业的输入也很少; 据估计, 每年由鳍鱼水产养殖作业释放到近岸海洋的营养物质约占全球人为输入的1%(HarGrave, 2005年)。因此, 本章不考虑这些输入路径。

以及与此相关的主要降雨事件规模和频率的增加(Sinha等人, 2017年)将加速从扩散源(如农业)到沿海水域的营养物输入(Howarth等人, 2012年)。在这方面, 应该指出, 氮和磷负荷的减少主要来自发达国家的深度废水处理, 而减少来自农业来源的扩散输入的努力在很大程度上效果较差(Boesch, 2019年)。

### 3.1.2. 人为营养物质向近岸海洋的输送

通过河流径流向近岸海洋的人为输入是由对沿海流域的人为供应、流域内的湿降水和流域的河流输送推动的(Howarth等人, 1996年; Mosier等人, 2004年)。在全球范围内, 沿海流域的人为氮净供应量与向近岸海洋的河流氮输出总量之间存在显著的线性关系(Boyer和Howarth, 2008年)。在20世纪, 河流输入到近岸海洋的氮和磷总量从每年约 $27 \times 10^9$ 千克氮增加到每年约 $48 \times 10^9$ 千克氮和每年约 $2 \times 10^9$ 千克磷增加到每年约 $4 \times 10^9$ 千克磷(Galloway等人, 2004年; Beusen等人, 2016年)。Boyer和Howarth (2008年)估计向海洋盆地的河流氮输入如下: 大西洋(主要来自北美东部和西欧)每年 $15-25 \times 10^9$ 千克氮; 太平洋(主要来自东亚)每年 $10-14 \times 10^9$ 千克氮; 印度洋每年 $7-8 \times 10^9$ 千克氮; 北冰洋每年 $2-4 \times 10^9$ 千克氮。

大气中的氮化合物既来自农业来源(氨的挥发), 也来自化石燃料(氮氧化物的排放)。与河流携带的营养物负荷不同, 通过大气沉降提供的氮输入是由向沿海空气流域(通常比水流域大得多)的人为供应和排放、来自空气流域的大气输运和直接在近岸海洋上方的湿降水推动的(Valigura等人, 2001年)。与河流携带的氮输入一样, 在二十世纪期间, 全球海洋的大气氮沉降量迅速增加, 从工业化前的每年约 $22 \times 10^9$ 千克氮增加到今天的每年超过 $45 \times 10^9$ 千克氮(Dentener等人, 2006年; Duce等人, 2008年)。其中, 据估计, 目前向近岸海洋的大气沉降量约为每年 $8 \times 10^9$ 千克氮(Seitzinger等人, 2010年; Ngatia等人, 2019年)。在不同的沿海生态系统中, 大气沉降作为一种新的氮源的相对

重要性各不相同, 从具有大量河流氮输入的生态系统(例如墨西哥湾北部、巴西大陆架)的2-5%到河流输入相对较少的生态系统(例如波罗的海的基尔湾和美国北卡罗来纳州的帕姆利科湾)的高达40%不等(Pairl等人, 2002年)。在全球范围内, 大气中的氮沉降约占近岸海洋人为输入的4%。

## 3.2. 记录在案的人为营养物输入的影响

### 3.2.1. 氧气耗竭和酸化

自1950年以来, 由于人为营养物负荷和海洋变暖, 发生缺氧(溶解氧( $O_2$ ) $\leq 2$ 毫克/升或63毫摩尔/升)的沿海生态系统的数量从1950年的约50个增加到2015年的500多个(Diaz和Rosenberg, 2008年; Kemp等人, 2009年; Breitburg等人, 2018年)。2019年, 进一步的估计表明, 这一数字实际上更高, 约为700个(Diaz等人, 2019年)。沿海缺氧的蔓延不仅导致好氧生物的有氧生境丧失; 还威胁到珊瑚礁的生存(Fabricius, 2011年; Altieri等人, 2019年)。此外, 全球范围内缺氧的蔓延正在放大海洋酸化, 因为生物需氧量的增加会产生二氧化碳作为有氧呼吸的副产品(Wallace等人, 2014年)。

### 3.2.2. 有毒藻类事件

毒素的产生可能导致鱼类和贝类的大规模死亡, 并对食用受污染的鱼类和贝类或通过直接接触暴露于毒素的人的健康造成损害(GLibert等人, 2005年)。在全球范围内, 过去十年中沿海水域发生的有毒藻类事件比前几十年更多(Heisler等人, 2008年), 这主要是人为营养物输入和氮磷比例变化(GLibert和Bouwman, 2012年; GLibert等人, 2018年)、非本土有毒物种的引入、海洋酸化(Riebesell等人, 2018年), 以及上层海洋水温上升和垂直分层增加(GLibert等人, 2014年)的后果。<sup>8</sup>

### 3.2.3. 丧失关键的生物改造生境

珊瑚礁和海草场为广泛的生态系统服务提供支持, 包括海岸保护、侵蚀控制、维持生物多样性和渔业(Barbier等人, 2011年)。与此同时, 暖水珊

<sup>8</sup> 水柱上部深至1000米处。

珊瑚礁和海草场受到多重人为压力的威胁(例如,海洋暖化和酸化、富营养化、过度捕捞和毁灭性捕捞法)。三十多年来,海洋暖化一直通过热应力引起的珊瑚漂白和死亡来影响珊瑚礁(Heron等人,2017年),全球漂白风险以每年4%的速度增加,1980年代每年有8%的珊瑚礁受到漂白的影响,2016年受影响的珊瑚礁占31%(Hughes等

人,2018年),这一趋势预计将因沿海富营养化而加剧(Wear和Thurber,2015年)。海草场的空间范围已经显示出受到富营养化和水温升高的负面影响(Waycott等人,2009年;Mvungi和Pillay,2019年)。因此,自20世纪初以来,海草场的面积减少了约29%,减少速度为每年约1.5%(Fourqurean等人,2012年)。

## 4. 区域内的模式和趋势

无论是发达国家还是发展中国家,许多大型海洋生态系统都是人为营养物负荷的热点区域。为了提供有关全球沿海系统营养物输入变化的区域和全球视角,一个国际工作组开发了一个全球流域模型,将流域中的人类活动和自然过程与全球沿海系统的营养物输入联系起来(Seitzinger等人,2005年;Lee等人,2016年)。根据人为溶解无机氮对大型海洋生态系统溶解无机氮总负荷量的贡献(Lee等人,2016年),下表重点列示了9个大型海洋生态系统,代表了不同的规模和人为溶解无机氮输入量。

### 以下所述九个生态系统的表面积和人为氮负荷

生态系统	面积 (平方千米)	氮负荷 (千克/年)
北海	$0.4 \times 10^6$	$0.6 \times 10^9$
波罗的海	$3.7 \times 10^6$	$7.1 \times 10^9$
墨西哥湾	$1.0 \times 10^6$	$1.0 \times 10^9$
巴西陆架	$2.0 \times 10^6$	$1.0 \times 10^9$
几内亚洋流	$1.5 \times 10^6$	$1.3 \times 10^9$
孟加拉湾	$1.3 \times 10^6$	$0.1 \times 10^9$
南海	$1.0 \times 10^6$	$2.0 \times 10^9$
大堡礁	$0.7 \times 10^6$	$4.8 \times 10^9$
东海	$5.7 \times 10^6$	$0.7 \times 10^9$

### 4.1. 北海(大型海洋生态系统22; 690 000 平方千米)

北海包括两个次区域:(a)沿其东南边界的浅水富营养化近岸水域;以及(b)开阔海营养丰富的深水水域。向后者的营养物输入在过去50年中基本保持不变,而近岸水域的氮负荷在1950-1990年间从每年 $2.9 \times 10^9$ 千克增至 $4.8 \times 10^9$ 千克;在同一时期,磷负荷从每年 $0.44 \times 10^9$ 千克增至 $0.64 \times 10^9$ 千克(Vermaat等人,2008年)。河流携带的向近岸次区域的氮磷输入占人为负荷的大部分,其中75%是通过流入北海东南部近岸水域的莱茵河和易北河输送的(Radach和Pätsch,2007年;Paramor等人,2009年)。在1965-1985年期间,向近岸水域排放的氮和磷迅速增加,莱茵河的数据就说明了这一点,其中氮和磷分别增加了5倍和10倍。因此,在此期间,棕囊藻的藻华发生频率和数量都有所增加(Lancelot等人,1987年;<sup>9</sup>Lancelot,1995年)。虽然在某些地方发生了夏季缺氧(<2毫克氧气/升),但它仅限于部分分层的开阔海(Greenwood等人,2010年)。

从1990年到2000年,磷负荷下降到1950年代富营养化前的水平(Vermaat等人,2008年)。北海沿岸每年营养物收支中的人为部分目前正在下降,比底层或开阔海的输入要少。

<sup>9</sup> 棕囊藻会产生大量泡沫,这往往会影响海岸线和海滩,还会产生二甲基硫化物,这是一种导致云体形成和酸雨的气溶胶。

## 4.2. 波罗的海(大型海洋生态系统23; 400 000 平方千米)

波罗的海是一个微咸的浅海(平均深度55米;最大深度为460米),与北海的水交换有限。由于其水深测量和河口环流动态,波罗的海特别容易受到富营养化的影响。<sup>10</sup>因此,它是世界上最大的人类造成的缺氧区所在地(Carstensen等人,2014年)。从没有富营养化问题的健康状态发生的转变始于1950年代末和1960年代初。

从1995年到2015年,河流输入的氮和磷占波罗的海的大部分输入(Sonesten等人,2018年)。与2003-2015年期间( $500-775 \times 10^6$ 千克氮/年和 $22-35 \times 10^6$ 千克磷/年)相比,1995-2002年期间氮和磷的输入普遍较高( $650-900 \times 10^6$ 千克氮/年和 $33-43 \times 10^6$ 千克磷/年)。在后一个时期,氮和磷的自然背景负荷约占这些输入的33%(Sonesten等人,2018年)。在此期间,大气沉降也从1995年的每年 $300 \times 10^6$ 千克氮下降到2011年的 $210 \times 10^6$ 千克氮。2003-2015年期间的低输入部分归因于河流流量少的枯水期(2003年、2014年、2015年)。

在大致相同的时期(1993-2016年),季节性缺氧的空间范围从大约5 000平方千米(占波罗的海的1.3%)增加到超过6万平方千米(>波罗的海的16%)(Limburg和Casini,2018年),部分原因是上层水柱(<100米)的季节性温水层和盐跃层的强度增加(Liblik和Lips,2019年),还有部分原因是在过去的20年里,盆地中深水空气流通事件频率降低且持续时间变短(Carstensen等人,2014年;Schmale等人,2016年)。季节性缺氧不仅影响需氧底栖生物,还可能促使蓝藻形成更多藻华。固氮蓝细菌(主要是节球藻属)在夏季的大量表面累积自1982年以来有所加剧,这一趋势与缺氧和人为磷负荷的空间范围的增加有关(Pliński等人,2007年;Funkey等人,2014年)。这些藻华带来的更多可降解有机物向下流量加强了底层水体的需氧量和磷

的再生,在人为营养物富集、蓝藻藻华和氧气耗竭之间产生了正反馈。此外,一些种类的蓝藻会产生影响娱乐和渔业的毒素。因此,尽管海洋暖化和环流模式的转变是调节缺氧程度的重要因素,但为了减少脱氧对生态系统的影响,有必要进一步减少波罗的海的营养物质。

各方在减轻波罗的海富营养化方面开展的协调努力和持续研究比世界上任何其他沿海地区都要多(Boesch,2019年)。自1990年代中期以来,氮和磷的人为负荷已在统计上显著减少(波罗的海海洋环境保护委员会,2018年;Sonesten等人,2018年)。与参照期(1997-2003年)相比,流量归一化的氮磷河流输入分别减少了12%和25%,与1995年相比,降水归一化的氮的大气沉降减少了29%。随着减少营养物质措施的引入,一些流域在1990年代末开始恢复,而在另一些流域,恢复始于21世纪初(Murray等人,2019年)。然而,鉴于垂直分层的持续增加以及与之相关的深水与含氧表层水的隔离(Liblik和Lips,2019年),如果这一趋势持续下去,波罗的海更容易受到富营养化的影响,这突出显示了实现“波罗的海行动计划”明确要求的最大允许输入的重要性。<sup>11</sup>为此,需要将整个人为来源(河流和大气来源)的氮磷输入分别进一步减少12%和25%,以确保波罗的海的健康。

## 4.3. 墨西哥湾(大型海洋生态系统5; 1 530 400平方千米)

人为营养物负荷对墨西哥湾北部的影响最大。营养物负荷的年际变化与密西西比河和阿查法拉亚河的流量变化直接相关(Rabalais等人,2007年)。1980-2017年期间,每年溶解性无机氮输入在 $1000 \times 10^6$ 千克左右波动,2000年最低为 $600 \times 10^6$ 千克/年,1993年最高为 $1800 \times 10^6$ 千克/年。<sup>12</sup>因此,在夏季,墨西哥湾北部拥有世界第二大沿海缺氧区,其空间范围从2000年的不到5 000平方千米到2017年的22 720平方千米不等,平均为13 700

<sup>10</sup> 一个深度小于20米的海底山脊将波罗的海及其盆地与北海隔开。河口(密度驱动)环流包括从波罗的海经丹麦海峡流入北海的表层水和从北海通过丹麦海峡流入波罗的海盆地的底层水(Szymczycha等人,2019年)。

<sup>11</sup> 可查阅<https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/>。

<sup>12</sup> 可查阅[https://nrtwq.usgs.gov/mississippi\\_loads/#/GULF](https://nrtwq.usgs.gov/mississippi_loads/#/GULF)。



平方千米(Rabalais等人, 2007年; Matli等人, 2018年)。

除了底层水缺氧之外, 营养物负荷的增加似乎也促进了有毒浮游植物的大量繁殖。自1950年代以来, 拟菱形藻属的丰度在大陆架上有所增加, 这一趋势可能与营养物负荷的长期增加有关(Dortch等人, 1997年)。季节性藻华的形成发生在春季表层水开始变暖和河流流量增加时, 但在流量和浮游植物生物量出现季节性峰值之前(Bargu等人, 2016年)。观察发现, 可能生成毒素的腰鞭毛虫(鳍藻属和原甲藻属)的丰度峰值与河流流量的季节性高峰相吻合(Bargu等人, 2016年)。

#### 4.4. 北巴西大陆架(大型海洋生态系统 17; 1 034 600平方千米)

亚马逊河平均淡水流量为12万立方米/秒(季节性最大值, 5月份约24万立方米/秒; 11月的最低流量为8万立方米/秒), 形成一股广袤而充满活力的低盐度、营养物相对丰富的表层羽流, 扩散到巴西北部大陆架的离岸相当距离的水域。这条河是北巴西大陆架大型海洋生态系统硅酸盐(83-91%)、硝酸盐(62-76%)和磷酸盐(48-65%)的主要来源(Demaster和Pope, 1996年)。河流携带的氮的年供应量(平均约 $1050 \times 10^6$ 千克氮/年)为沿海羽流的中盐度(盐度30-35)水域的富营养化生态系统(730克碳/平方米/年)提供支持(Dagg等人, 2004年; Santos等人, 2008年; Coles等人, 2013年)。

净初级生产量是受硝酸盐制约的, 在春季和秋季都观察到中盐度羽流中硅藻-重氮藻群落的大量藻华(Gomes等人, 2018年)<sup>13</sup>。考虑到羽流向加勒比海和赤道大西洋的扩散(Coles等人, 2013年), 这种藻华可能是支持营养贫乏的热带水域(Subramaniam等人, 2008年; Yeung等人, 2012年)的初级生产和大西洋马尾藻带(Wang等人, 2019年)的新氮的重要来源。

#### 4.5. 几内亚洋流(大型海洋生态系统 28; 1 958 800平方千米)

几内亚湾位于几内亚洋流大型海洋生态系统内(Heileman, 2008年), 接纳来自15条河流的淡水排放, 包括刚果河(世界第二大河), 其年平均流量约为4万立方米/秒(Hopkins等人, 2013年)。它也是世界上第二大向海洋排放陆地有机碳的出口国(Spencer等人, 2012年)。如此大量的水流入大西洋东南部产生一个巨大的低盐度羽流, 其特征是叶绿素含量高, 从河口向西和向北700-800公里处都可以检测到(Hopkins等人, 2013年)。

大多数与几内亚湾相接的沿海城市缺乏污水处理的基本基础设施, 大量来自市政和农业来源的氮和磷通过河流径流输送到几内亚湾。<sup>14</sup>目前河流携带的人为氮负荷估计在每年600至 $1\ 000 \times 10^6$ 千克之间, 这使该地区处于富营养化的高风险类别(Seitzinger和Mayorga, 2016年)。

因此, 几内亚湾的特点是高浮游植物净初级生产量(356-438克碳/平方米/年, 2003-2013年), 由河流径流和沿海上升流的营养物输入支持。<sup>15</sup>沿海泻湖系统的富营养化, 特别是在城市中心附近, 已经导致浮游植物生物量增加和氧气耗竭, 导致鱼类繁殖水平下降和水媒疾病增加(Scheren等人, 2002年)。此外, 泻湖以外近岸海域的浮游植物群落以硅藻和蓝藻为主, 但已经检测到潜在有毒的甲藻种类(具尾鳍藻、多边舌甲藻和原甲藻)(Zendong等人, 2016年)。

#### 4.6. 孟加拉湾(大型海洋生态系统 34; (3 657 500平方千米)

由于季风降雨和河流径流, 孟加拉湾的淡水输入量很大(Yaremchuk等人, 2005年)。世界上50条最大的河流中共有5条流入孟加拉湾(Sengupta等人, 2006年)。北部海湾、恒河三角洲和马达班湾伊洛瓦底江三角洲附近的盐度最低, 尤其是在

<sup>13</sup> 含有共生蓝藻胞内植生藻的硅藻Hymaulus hauckii和根管藻clleveii构成了羽流中盐度海域中约28%的生物量。

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

<sup>15</sup> 见[http://onesharedocean.org/public\\_store/lmes\\_factsheets/factsheet\\_28\\_Guinea\\_Current.pdf](http://onesharedocean.org/public_store/lmes_factsheets/factsheet_28_Guinea_Current.pdf)。

6-10月季风季(Akhil等人, 2016年)。2000年, 这些河流向孟加拉湾输出的氮和磷比1970年多35-45%, 这主要是化肥使用量增加的结果(Sattar等人, 2014年)。2000年, 这些河流每年向海湾输出 $7100 \times 10^6$ 千克氮和 $1500 \times 10^6$ 千克磷。三条河流(恒河、戈达瓦里河和伊洛瓦底江)占河流氮和磷总输入的75%-80%(Pedde等人, 2017年)。据估计, 大气沉降量在每年 $100-3100 \times 10^6$ 千克氮的范围内, 大多数估计值接近该范围的上端(Srinivas和Sarin, 2013年)。因此, 除河流输入外, 大气沉降可能是氮的主要来源。氮和磷与硅(Si)的比率也一直在增加, 这表明非硅藻物种藻华的风险增加, 这些物种可能产生毒素并以其他方式扰乱沿海生态系统(Pedde等人, 2017年)。

强劲的盐跃层限制了来自深水的营养物富集, 因此海湾中部营养不足(Kay等人, 2018年)。由于河流输入的氮和磷, 近岸水域的生产力要高得多(>300克碳/平方米/年)。<sup>16</sup>沿海富营养化热点出现在海湾北部恒河三角洲(孟加拉国)和海湾东部伊洛瓦底江三角洲(缅甸)外的马达班湾(Kay等人, 2018年; Monolisha等人, 2018年)。那些营养丰富地区的没有在透光带被食用的浮游植物物质下沉并在深处(150-600米)腐烂, 由此产生全球海洋中最大的缺氧区之一(6万平方千米)(Bristow等人, 2017年; Kay等人, 2018年)。此外, 在印度东海岸还观察到了潜在的有毒物种(Mohanty等人, 2007年; Sahu等人, 2014年)。

#### 4.7. 南海(大型海洋生态系统36; 5 661 000平方千米)

整个南海被认为是具有中等生产力(150-300克碳/平方米/年), 但具有“最高”的富营养化风险(Seitzinger和Mayorga, 2016年)。<sup>17</sup>河流向近海水域的淡水和营养物质输入主要是流入珠江口的河流带来的(Harrison等人, 2008年; Chen等人, 2009年)。在80%的河流排放发生的雨季(4-9月)(Yin等, 2001年), 在营养丰富的表层羽流沿海

岸输送并向南海内部扩散至少250公里的同时, 双层河口环流延伸到内陆架(Jilan, 2004年); Chen等人, 2017年)。

1970年代末, 中国香港以北肥沃的河流三角洲主要用于农业。但自那时之后, 珠江三角洲从农田变成了一个大都市带。因此, 在1980年代和1990年代期间, 穿过珠江三角洲的溶解性氮和磷输入增加了2-5倍, 这主要是由于城市废物排放和水产养殖作业释放的营养物质的增加(Yin和Harrison, 2008年)。2006-2012年期间输入达到稳定水平, 当时浓度保持在每年 $500-1\ 000 \times 10^6$ 千克氮和 $20-40 \times 10^6$ 千克磷的范围内, 没有年际趋势(Tong等人, 2015年)。尽管氮在整个南海的大气沉降量估计比河流输入高出近一个数量级(约 $9200 \times 10^6$ 千克氮/年)(Luo等人, 2014年), 但与河流输入相比, 沉降分散在整个海域, 对沿海富营养化的影响很小。

总体而言, 人为营养物负荷的影响似乎仅限于海洋的沿海边缘(Sun, 2017年), 季节性缺氧和有毒藻类事件的热点位于大规模城市发展的主要河流三角洲附近(联合国环境规划署(环境署)等, 2005年; Qian等人, 2018年)。富营养化最严重的地区与主要河流的河口有关。受影响最严重的是珠江下游河口, 那里每年都会发生底层夏季缺氧。至少在过去的25年里, 珠江下游河口的底层水体每年夏天都会出现氧气耗竭现象(Qian等人, 2018年)。在此期间, 由于溶解无机氮负荷以每年约 $1.4 \pm 0.3$ 毫摩尔/升的速度增加, 底层水的年最低溶解氧浓度以每年约 $2 \pm 0.9$ 毫摩尔/升的速度下降(Qian等人, 2018年)。

中国近岸水域发生有毒藻类事件的频率从1950年代和1960年代的无报道增加到1970年代的10起、1980年代的25起和1990年代的100多起(Yan等人, 2002年)。从1980年到2003年, 受影响的区域扩大到包括珠江、马辛洛克河和马尼拉湾的河口(Wang等人, 2008年)。有毒物种包括潜在有毒的夜光藻(珠江口)和巴哈马梨甲藻(菲律宾河口)。夜

<sup>16</sup> 见[http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME\\_Briefs/lme\\_34.pdf](http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_34.pdf)。

<sup>17</sup> 见[http://lme.edc.uri.edu/images/Content/LME\\_Briefs/lme\\_36.pdf](http://lme.edc.uri.edu/images/Content/LME_Briefs/lme_36.pdf)。

光藻也与缺氧和鱼鳃堵塞有关,它可能作为藻类毒素进入更高营养层级的载体(Escalera等人,2007年;Turkoglu,2013年)。

#### 4.8. 大堡礁(大型海洋生态系统40; 1 300 000平方千米)

自从欧洲人定居以来,大堡礁泻湖每年河流输入的氮和磷已经从每年约 $0.014 \times 10^9$ 千克氮增加到每年 $0.080 \times 10^9$ 千克氮,从每年 $1.8 \times 10^6$ 千克磷增加到每年 $16 \times 10^6$ 千克磷(Brodie等人,2011年;Kroon等人,2012年)。河流输入的溶解性无机磷(正磷酸盐)能促进束毛藻的生长。虽然对束毛藻的有限大规模监测是在大堡礁进行的,自2010年以来在永嘉拉沉船附近的一个地点收集的长期数据表明,其丰度逐渐增加(Robson等人,2018年;大堡礁海洋公园管理局,2019年)。束毛藻的固氮能力表明,正磷酸盐水平的增加可能正推动浮游植物生物量的增加,有证据表明,这种趋势是大堡礁内泻湖边缘珊瑚礁减少状况的一个重要因素。目前的长期监测显示,在过去的一个世纪里,大堡礁上的硬珊瑚覆盖率减少了70%以上(Bell等人,2014年)。这一减少主要归因于暴风雨破坏、珊瑚漂白事件、长棘海星(刺冠海星)的广泛生长以及珊瑚骨骼疾病。在受河流影响的泻湖地区,超微浮游植物的生长达到创纪录的水平,这似乎促进了长棘海星幼体的生长和成体的突然增加(Bell,1992年)。越来越多的证据表明,富营养化促进了长棘海星的捕食活动和珊瑚漂白,这是珊瑚礁没有恢复的原因之一(Bell等人,2014年;大堡礁海洋公园管理局,2019年)。

#### 4.9. 东海<sup>18</sup>(大型海洋生态系统47; 1 008 100平方千米)

东海被认为是一个高生产力系统(>300克碳/平方米/年),属于富营养化的“最高”风险类别(Seitzinger和Mayorga,2016年)。长江流量(年平均30 200立方米/秒)占东海营养物输入的90%以上(Yuan等人,2007年;Tong等人,2015年)。据估

计,从1968年到1997年,从长江输出到海洋的人为营养物负荷(例如硝酸盐)增加了十倍以上(Yan等人,2003年)。对长江口和海洋接纳水域2002年前和2006年三峡大坝蓄水后的营养盐浓度进行的对比分析(Chai等人,2009年)表明,总氮浓度(41.8~82.2微米)、溶解无机氮浓度(24.4~37.5微米)和可溶性反应活性磷(0.9~1.3微米)浓度均有不同程度的增加,2006~2012年,总氮负荷由每年 $1.350 \times 10^6$ 千克增加到每年 $2.040 \times 10^6$ 千克,而总磷负荷从每年 $122 \times 10^6$ 千克增加到每年 $240 \times 10^6$ 千克(Tong等人,2015年)。在此期间,氮的大气沉降量估计为每年约 $1750 \times 10^6$ 千克,与河流输入量相当(Tong等人,2015年)。

大气输入一般分布于整个东海,而在夏季季风期间,河流携带的营养物质的影响主要集中在近岸水域。因此,近岸海域海面叶绿素a浓度在羽流范围内最高(>10毫克/立方米),而在大陆架以外的开阔水域,随着距离的增加而迅速下降(<0.5毫克/立方米)(Yuan等人,2007年)。营养物负荷的年际增加也导致浮游植物生物量逐年增加(Zhou等人,2019年)。

浮游植物在河口下部和海岸羽流产生的下沉有机物促进了氧气消耗和夏季底层水缺氧状况的形成。自1990年代末以来,缺氧的发生、频率和空间范围一直在增加(Li等人,2011年;Wei等人,2015年)。今天,受长江沿岸羽流影响的海域被认为是世界上最大的沿海缺氧区之一(>12 000平方千米)(Chen等人,2007年;Wang等人,2016年;Zhu等人,2017年)。

随着长江营养物输入的增加,报告的沿海有毒藻华事件从1950年代和1960年代的零增至1970年代的10起,1980年代的25起和1990年代的100多起(Yan等人,2002年)。特别是,自1998年以来,每年都有大规模藻华(覆盖超过1 000平方千米)的记录,东海原甲藻是十多年来反复出现的藻华物种(Li等人,2009年;Lu等人,2014年)。还观察到具有潜在毒性的剧毒卡尔藻(Karlodinium Veneficum)、米氏凯伦藻(Karenia Mikimotoi)、塔玛亚历山大

<sup>18</sup> 见[http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME\\_Briefs/lme\\_34.pdf](http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_34.pdf)。



藻(Alexandrium Tamarense)、链状亚历山大藻(Alexandrium Catenella)和赤潮异弯藻

(Heterosigma Akashiwo)的藻华(Lu等人, 2014年; Zhou等人, 2015年; Wang等人, 2018年)。

## 5. 展望

据预测, 在21世纪上半叶, 人为氮产量将增加近两倍, 这是根据到2050年溶解无机氮负荷增加40-45%的预测作出的, 21%的大型海洋生态系统沿海富营养化风险将增加, 其中大部分在非洲、南美洲、南亚和大洋洲。气候驱动的海洋温度、垂直分层、降雨量和大气二氧化碳向海洋的流入量增加, 可能会加剧氮负荷持续增加的影响(Guinder和Moliner, 2013年)。因此, 在没有采取积极行动减少人为氮磷输入的情况下, 沿海缺氧、酸化和

有毒藻类事件的严重程度和范围也可能继续增加(Townhill等人, 2018年)。

目前有关人为营养物质输入对沿海海洋的影响的理解存在两大类重大差距: (a)缺乏关于南半球沿海生态系统的数据库(Altieri等人, 2019年; Diaz等人, 2019年); 以及(b)需要了解营养物质负荷的影响与沿海生态系统的气候驱动变化之间的协同效应(Paerl等人, 2014年)。

## 参考资料

- Akhil, V.P., and others (2016). Assessment of seasonal and year-to-year surface salinity signals retrieved from SMOS and Aquarius missions in the Bay of Bengal. *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., and others (2006). Eutrophication in freshwater and marine systems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, pp. 351–800.
- Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM) (2018). *State of the Baltic Sea: Second HELCOM Holistic Assessment 2011–2016*. Baltic Sea Environment Proceedings 155. Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Barbier, Edward B., and others (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Bargu, Sibel, and others (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., and others (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., and others (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, and others (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, and others (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371.
- Bristow, Laura A., and others (2017). N<sub>2</sub> production rates limited by nitrite availability in the Bay of Bengal oxygen minimum zone. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, pp. 24–29.
- Brodie, J.E., and others (2011). Assessment of the eutrophication status of the Great Barrier Reef lagoon (Australia). *Biogeochemistry*, vol. 106, No. 2, pp. 281–302.
- Carstensen, Jacob, and others (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 15, pp. 5628–5633.
- Chai, Chao, and others (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, and others (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, and others (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, and others (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., and others (2013). The pathways and properties of the Amazon River Plume in the tropical North Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 118, No. 12, pp. 6894–6913.
- Costanza, Robert, and others (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, and others (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, and others (2006). Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multi-model 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., and others (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, Switzerland: IUCN.
- Dortch, Quay, and others (1997). Abundance and vertical flux of *Pseudo-nitzschia* in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 146, pp. 249–264.
- Duce, R.A., and others (2008). Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean. *Science*, vol. 320, No. 5878, pp. 893–897.
- Elser, James J., and others (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, and others (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., and others (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 7, pp. 505–509.
- Funkey, Carolina P., and others (2014). Hypoxia sustains cyanobacteria blooms in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 5, pp. 2598–2602.
- Galloway, James N., and others (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., and others (2005). The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, vol. 18, No. 2.
- Glibert, Patricia M., and others (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.
- Glibert, Patricia M., and others (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, and others (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 Outlook Report 2019, GBRMPA, Townsville, Australia.
- Green, Pamela A., and others (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., and others (2010). Detection of low bottom water oxygen concentrations in the North Sea; implications for monitoring and assessment of ecosystem health. *Biogeosciences*, vol. 7, No. 4, pp. 1357–1373.
- Guinder, Valeria, and Juan Carlos Molinero (2013). Climate change 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., and others (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., and others (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 UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas*, K. Sherman and G. Hempel, eds. Nairobi: UNEP, 1.
- Heisler, John, and others (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 3–13.
- Heron, Scott Fraser, and others (2017). *Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs: A First Global Scientific Assessment*. Paris: UNESCO World Heritage Centre.
- Hopkins, Jo, and others (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., and others (1996). Riverine inputs of nitrogen to the North Atlantic Ocean: 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., and others (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., and others (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (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 and others, eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jickells, T.D., and others (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, and others (2018). Marine dynamics and productivity in the Bay of Bengal. In *Ecosystem Services for Well-Being in Deltas: Integrated Assessment for Policy Analysis*. Robert J. Nicholls and others, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 263–275. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-71093-8\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71093-8_14).
- Kemp, W.M., and others (2009). Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, vol. 6, No. 12, pp. 2985–3008.
- Kroon, F.J., and others (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., and others (2011). Application of satellite observations for timely updates to global anthropogenic NO<sub>x</sub> emission inventories. *Geophysical Research Letters*, vol. 38, No. 5.
- Lancelot, Christiane, and others (1987). *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, No. 1.
- \_\_\_\_\_ (1995). The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the North Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 165, Nos.1–3, pp. 83–102.
- Lee, Rosalynn Y., and others (2016). Land-based nutrient loading to LMEs: a global watershed perspective on magnitudes and sources. *Environmental Development*, vol. 17, pp. 220–229.
- Li, Ji, and others (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, and others (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 Baltic Sea: 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 Baltic Sea 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, and others (2014). Causative species of harmful algal blooms in Chinese coastal waters. *Algalogical Studies*, vol. 145, No. 1, pp. 145–168.
- Luo, X.S., and others (2014). Chinese coastal seas are facing heavy atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Research Letters*, vol. 9, No. 9, 095007.
- Martínez, Maria Luiza, and others (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., and others (2018). Space-time geostatistical assessment of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Science and Technology*, vol. 52, No. 21, pp. 12484–12493. <http://doi.org/10.1021/acs.est.8b03474>.
- Mohanty Ajit K., and others (2007). Red tide of *Noctiluca scintillans* and its impact on the coastal water quality of the near-shore waters, off the Rushikulya River, Bay of Bengal. *Current Science*, vol. 93, No. 5, pp. 616.–618.
- Monolisha, S., and others (2018). Optical classification of the coastal waters of the Northern Indian Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 87.
- Mosier, Arvin R., and others (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., and others (2019). Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *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.
- Ngatia, Lucy, and others (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., and others (2002). Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries*, vol. 25, No. 4, pp. 677–693.
- Paerl, H.W., and others (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., and others (2009). *MEFEPO North Sea Atlas*. University of Liverpool.
- Pedde, Simona, and others (2017). Modeling sources of nutrients in rivers draining into the Bay of Bengal: a scenario analysis. *Regional Environmental Change*, vol. 17, No. 8, pp. 2495–2506.
- Peñuelas, Josep, and others (2013). Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, vol. 4, art. 2934.
- Pliński, Marcin, and others (2007). The potential causes of cyanobacterial blooms in Baltic Sea estuaries. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, vol. 36, No. 1, pp. 134–137.



- Qian, Wei, and others (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., and others (2007). Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: 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 North Sea 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, and others (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., and others (2018). *Trichodesmium* timeseries from the Yongala: IMOS National Reference Station, Integrated Marine Observing System, Tasmania.
- Sahu, Gouri, and others (2014). Seasonality in the distribution of dinoflagellates with special reference to harmful algal species in tropical coastal environment, Bay of Bengal. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, No. 10, pp. 6627–6644.
- Santos, Maria L.S., and others (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, and others (2014). The increasing impact of food production on nutrient export by rivers to the Bay of Bengal 1970–2050. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, Nos. 1 and 2, pp. 168–178.
- Scheren, P.A., and others (2002). Environmental pollution in the Gulf of Guinea: a regional approach. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, No. 7, pp. 633–641.
- Schmale, Oliver, and others (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., and others (2005). Sources 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., and others (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). Chapter 7.3: Nutrients inputs from river systems to coastal waters. In *Large Marine Ecosystems: Status and Trends*, Nairobi: UNEP, pp.179–195.
- Selman, Mindy, and others (2010). Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution. *Renewable Resources Journal*, vol. 26, No. 4, pp. 19–26.
- Sengupta, Debasis, and others (2006). Surface freshwater from Bay of Bengal runoff and Indonesian throughflow in the tropical Indian Ocean. *Geophysical Research Letters*, vol. 33, No. 22.
- Sinha, E., and others (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., and others (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, No. 1, part 2, pp. 351–355.
- Sonesten, Lars, and others (2018). *Sources and Pathways of Nutrients to the Baltic Sea: HELCOM PLC-6*. Baltic Sea Environment Proceedings 153.



- Spencer, Robert G.M., and others (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 source of reactive nitrogen to coastal waters? *Continental Shelf Research*, vol. 25, No. 16, pp. 2022–2035.
- Srinivas, Bikina, and M.M. Sarin (2013). Atmospheric deposition of N, P and Fe to the Northern Indian Ocean: implications to C- and N-fixation. *Science of the Total Environment*, vol. 456, pp. 104–114.
- Subramaniam, Ajit, and others (2008). Amazon River enhances diazotrophy and carbon sequestration in the tropical North Atlantic Ocean. *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., and others (2019). Chapter 4: The Baltic Sea. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd ed., vol. I: *Europe, the Americas and West Africa*. C. Sheppard, ed. London: Academic Press, pp. 85–111.
- Tong, Yindong, and others (2015). Nutrient loads flowing into coastal waters from the main rivers of China (2006–2012). *Scientific Reports*, vol. 5, art. 16678.
- Townhill, Bryony L., and others (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.
- United Nations (2017). Chapter 20: Coastal, riverine and atmospheric inputs from land. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) and others (2005). *South China Sea; GIWA Regional Assessment 54*. Kalmar, Sweden: University of Kalmar.
- Valigura, Richard A., and others, eds. (2001). *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*. vol. 57. Washington D.C.: American Geophysical Union.
- Van Drecht, G., and others (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 23, No. 4.
- Vermaat, Jan E., and others (2008). Past, present and future nutrient loads of the North Sea: causes and consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 80, No. 1, pp. 53–59.
- Vitousek, Peter M., and others (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, vol. 7, No. 3, pp. 737–750.
- Wallace, Ryan B., and others (2014). Coastal ocean acidification: the other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 148, pp. 1–13.
- Wang, Hongjie, and others (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, and others (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, vol. 365, No. 6448, pp. 83–87.
- Wang, Sufen and others (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 and others (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, and others (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, and others (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.
- World Water Assessment Programme (WWAP) (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater – The Untapped Resource*. Paris: UNESCO.
- Yan, Tian, and others (2002). A national report on harmful algal blooms in China. *Harmful Algal Blooms in the PICES Region of the North Pacific*, vol. 21. F.J.R. “Max” Taylor and Vera L. Trainer, eds. PICES Scientific Report, No. 23. Sidney, British Columbia, Canada: North Pacific Marine Science Organization (PICES).
- Yan, Weijin, and others (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., and others (2005). River discharge into the Bay of Bengal in an inverse ocean model. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 16.
- Yeung, Laurence Y., and others (2012). Impact of diatom-diazotroph associations on carbon export in the Amazon River plume. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 18.
- Yin, Kedong, and others (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, and others (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, and others (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, and others (2015). Interactions between *Karlodinium veneficum* and *Prorocentrum donghaiense* from the East China Sea. *Harmful Algae*, vol. 49, pp. 50–57.
- Zhou, Mingjiang, and others (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, and others (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.



# 第 11 章

## 自陆地(含地下水)、 船舶和海上设施 进入海洋环境的 液体和大气输入物 的变化

**撰稿人:** Ralf Ebinghaus (召集人: 药品和个人护理产品)、Bjørn Einar Grøsvik (召集人: 碳氢化合物)、Ida-Maja Hassellöv (召集人: 船舶)、Colin F. Moffat (召集人: 持久性有机污染物)、Alan Simcock (召集人: 放射性物质)、Lars Sonesten (召集人: 大气输入)和Penny Vlahos (召集人: 金属); Eric P. Achterberg、Babajide Alo、Carlos Francisco Andrade、Maria João Bebianno (牵头成员)、Miguel Caetano、Kissao Gnandi、Gi Hoon Hong、Suk Hyun Kim、Rainer Lohmann、Monika Stankiewicz和王菊英(共同牵头成员)。



## 主旨要点

### 持久性有机污染物

- 持久性有机污染物仍然是全球问题，浓度持续处于可能造成生物效应的水平。
- 在远离持久性有机污染物产生源的偏远地区、包括海洋的最深部分和极地也检测出了这些物质。
- 持久性有机污染物的数量继续增加，因此生物区系可能接触的混合物变得更为复杂，因而更难以确定是否会造成个体或群体影响。

### 金属

- 迫切需要在全球范围内编制并扩充近岸海域金属时间序列。
- 金属浓度的趋势因区域而异，不过大多数趋势显示溶解态金属浓度保持稳定，在营养级较高的生物体内略有增加。

### 放射性物质

- 自《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年c)以来，没有发生过影响海洋的重大核事故。
- 核电站发电量持续增加，2013至2018年间，全球发电量增长约5%。技术改进可能会减少多种放射性核素的排放，但氙的排放量可能会随着发电量的增加而增加。不过，氙的放射性很弱。
- 除东北大西洋及其毗邻海域外，没有关于核电站和乏燃料后处理厂近期向海洋排放放射性物质的公开信息。在东北大西洋及其毗邻海域，核电站和乏燃料后处理厂向海洋排放的放射性物质继续减少。

## 1. 导言

自2003年以来，化学品生产继续增加并产生变化。化工行业的潜在地理影响继续从大西洋转向太平洋，预计到2030年，该行业近70%的业务将在太平

- 《第一次评估》中报告了放射性物质对海洋的不利影响，而根据现有资料，没有理由认为自那以后，影响情况已显著恶化。

### 药品和个人护理产品

- 在包括北极和南极在内的海洋中已经检测出上千种药品和个人护理产品。
- 已开发新的分析技术，用于对海洋环境中的药品和个人护理产品及其转化产物进行非靶向分析。
- 应制定一份药品和个人护理产品“观察清单”，并将其纳入国际、国内和区域长期监测方案，作为评估海洋中药品和个人护理产品现状的科学数据基础。

### 航运

- 导致溢油(超过7吨)的航运事故数量在全球范围内呈下降趋势，而且各区域的监测和行动能力得到改善，说明认识有了提高，因而溢油事件减少。
- 人们对船舶输入海洋环境的液体的性质和影响普遍认知不足，而废气净化系统(洗涤器)排出的水是金属和多环芳烃的新来源。

### 碳氢化合物

- 众所周知，油气勘探产生的既含碳氢化合物也含金属的采出水会影响海洋环境，但在采出水排放造成的长期影响方面存在认知差距。
- 有必要在群落和种群层面开展进一步研究，以推动对单一物种毒性数据的现有认知。
- 近岸平台加速退役，给海洋环境带来了挑战。

洋运营，同时新产品不断开发，从而增加了海洋生物区系可能接触的化学品混合物。



国际组织针对危险物质确定了不同的清单, 不过目前仍然没有一份经商定的全球关切物质清单。本章对自《第一次评估》以来陆地(包括地下水)、船舶和海上设施通过水和大气输入海洋环境的物质的变化进行评估。此外, 《第一次评估》对持久

性有机污染物、金属、碳氢化合物和放射性物质等一系列危险物质进行了评估。本章所提供的信息以那次评估为基础, 还纳入了《第一次评估》中未纳入的稀土元素、药品和个人护理产品以及氧化氮和氧化硫经空气输入的新信息。

## 2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

《第一次评估》(联合国, 2017年b)第20章载有各种危险物质的来源、主要用途、生产和相关动向、迁移和影响, 这些物质已列入各国和国际组织确定的关切物质黑名单或灰名单中。按照这些物质的毒性、生物累积倾向和在海洋中的持久性, 这些清单演变成了一份“优先关注物质”清单。因此, 《第一次评估》选定纳入的危险物质, 是已在世界海洋全部或部分海域采取行动的部分物质, 包括: 金属(汞、铅、镉)、有机金属化合物(三丁基锡)、持久性有机污染物(例如卤代碳氢化合物)、多环芳烃和放射性物质。本次评估则纳入了经查明为新型关切污染物的其他物质, 包括药品化合物(包括人用和兽用)和化妆品成分(如二甲苯麝香)。《第一次评估》还查明了可到达并影响海洋的陆源点源(废水处理厂或工厂直接排放或通过河流排放至海洋)、分散污染源(地表径流、地下水直接渗流至海洋、意外的陆源或海源排放)和大气沉降(干湿沉降、由污水以及若干工业流程产生的排放)及其对若干区域的影响。

那次评估还强调, 联合国已作出国际承诺, 采取措施减少已确认的新型危险物质导致的影响, 并强调区域一级有义务这样做。从当时可用数据来看, 很难在不同海区之间开展有意义的比较并确定优先事项, 尤其是因为水、生物区系或沉积层中的危险物质数据使用了不同的单位来表达。方法上的差异使情况更加复杂, 因而强调有必要控制取样程序和分析方法。正因如此, 《第一次评估》并没有纳入有关污染物浓度的详细数字。选定的危险物质在海洋所有部分都能发现, 经水输入的危险物质集中在沿岸区域, 但污染物会迁移至更远的海洋。《第一次评估》无法针对那些危险物质的相对影响开展总体评估, 但当时可以确定的是, 在降低这些物质在世界海洋某些部分中的浓度方面取得了缓慢进展。该评估还指出, 越来越多的证据显示, 大量金属和其他危险物质经由空气输入海洋。

## 3. 持久性有机污染物, 包括因使用农用杀虫剂而导致的径流

### 3.1. 导言

持久性有机污染物指的是一组复杂的(通常是卤化的)物质, 顾名思义, 这些物质在环境中持久存在。尽管《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》<sup>1</sup>不再允许生产多氯联苯(PCB)等化合物, 但该公约允许继续使用含有多氯联苯的设备直至2025年, 从而为多氯联苯提供了一个可能量小但新出现的来源。多氯联苯在营养级之间转移并在环境中

再循环, 这意味着此类物质继续在海洋系统中存在, 其浓度可能影响海洋生物区系。而随着其他卤代碳氢化合物得以开发, 这些化合物也成为海洋生物区系面临的持久性有机污染物。这些混合物及其各自成分具有迥然不同的物理化学特性。因此, 它们在各环境相中呈现出不同的分布情况, 分布均衡状态不一样, 分析要求也不同。

<sup>1</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第2256卷, 第40214号。

持久性有机污染物一旦进入环境就会再循环,通过大气输运和洋流输运,被转移至远离其源头的位置。正因为如此,在北极和南极乃至整个海洋,持久性有机污染物依然令人关切。

### 3.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

新物质在不断开发,因此国际组织编制了具有危险特性的化学品清单,包括卤代有机化合物、杀虫剂和(或)生物杀虫剂。其中许多种都在《斯德哥尔摩公约》覆盖范围内,其他的则不在其内。人们对于此类危险物质在海洋环境中的存在程度只是一知半解。《第一次评估》的主要结论是:

- (a) 持久性有机污染物是一个全球性问题,然而在开阔洋中浓度一般较低,但仍可检出,在组织中发现了多溴二苯醚;
- (b) 持久性有机污染物的浓度往往与城市化和人口稠密地区有关,例如地中海周围以及非洲、南美洲和南太平洋沿岸的人口稠密地区,这些地区也有大量工业活动;
- (c) 一些沿岸区域正受到杀虫剂的影响;
- (d) 在北极发现了持久性有机污染物,其浓度虽然在下降,但很可能对一些海鸟和北极熊造成生物效应;
- (e) 东北大西洋沿岸区域可能检测到持久性有机污染物造成的生物效应;
- (f) 西北大西洋和东北太平洋持久性有机污染物浓度较低,而且呈下降趋势;
- (g) 观察到持久性有机污染物浓度有所降低,但往往只是局部现象;
- (h) 在东亚海域的大多数沿岸区域均测出存在持久性有机污染物;

- (i) 一个令人关切的领域是:澳大利亚东北沿岸的集约化农业所使用的杀虫剂使大堡礁处于风险之中;
- (j) 综合研究或时间序列主要集中在北大西洋、北极、波罗的海和地中海北部海域。

### 3.3. 2010-2020年期间环境变化情况说明

持久性有机污染物仍然是海洋环境中令人担忧的原因之一,特别是对于鲸目动物等顶级掠食鱼而言:现已发现鲸脂中的多氯联苯平均浓度可能导致种群衰退并抑制种群恢复(Jepson等人,2016年)。除“遗留持久性有机污染物”外,《斯德哥尔摩公约》(《斯德哥尔摩公约》,2018年)还定期添加对海洋环境构成威胁的新型持久性有机污染物,包括杀虫剂、工业化学品和副产品。<sup>2</sup>

许多研究继续集中在遗留化学品上,包括多氯联苯和二氯二苯基三氯乙烷(DDT)(及其代谢物DDD和DDE)。然而,多溴二苯醚不在《斯德哥尔摩公约》最初涵盖的12种持久性有机污染物之列,尽管已在海洋系统中对其进行了多年监测,目前仍与新型污染物归为一类。多溴二苯醚是自2009年以来纳入《公约》的16种“新型”持久性有机污染物之一。这些有机污染物包括五氯苯、多氯化萘、短链氯化石蜡(SCCP)、全氟辛基磺酸(PFOS)及其盐类和全氟辛基磺酰氟(PFOSF)。<sup>3</sup>建议列入清单的化学品包括三氯杀螨醇和十五氟辛酸(PFOA,全氟辛酸)、其盐类和与全氟辛酸相关的化合物。持久性有机污染物审查委员会<sup>4</sup>正在审查的化学品是全氟己基磺酸(PFHxS)、其盐类以及与全氟己基磺酸相关的化合物。纳入更多氯化分子以及溴化和氟化化合物,意味着“持久性有机污染物”一词涵盖的污染物范围大大增加,给环境分析实验室带来了新的挑战。在克莱德湾检出了短链氯化石蜡,但测得

<sup>2</sup> 已确认有十二种持久性有机污染物(即艾氏剂、氯丹、二氯二苯基三氯乙烷(DDT)、狄氏剂、异狄氏剂、七氯、六氯苯、灭蚁灵、毒杀芬、多氯联苯(PCB)、六氯苯、多氯二苯并二恶英和多氯二苯并呋喃(PCDD/PCDF))会造成不良影响。

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

<sup>4</sup> 持久性有机污染物审查委员会系根据《斯德哥尔摩公约》设立的附属机构,负责审查拟列入《公约》各附件的化学品。

的浓度因检测方法而异(Hussy等人, 2012年), 原因很可能是存在高浓度的中链和长链氯化石蜡。

最近关于消除多氯联苯进展情况的报告草案(斯德哥尔摩公约, 2018年)强调指出, 对于许多国家来说, 鲜有甚至没有相关的量化信息。在全球一些区域继续开展广泛的分析工作, 这些工作提供的证据显示, 一些顶级掠食鱼体内多氯联苯浓度高, 有可能造成影响种群的后果(Desforgues等人, 2018年)或改变海豹幼崽的脂肪功能(Robinson等人, 2018年)。这两个例子均来自东北大西洋。以海洋哺乳动物和鱼类体内多氯联苯长期时间序列为基础的北极近期数据显示, 多氯联苯浓度总体上在下降(Carlsson等人, 2018年), 不过近年来下降的速度有所放缓(北极监测和评估方案, 2016年; Boitsov等人, 2019年)。与多氯联苯、滴滴涕及其代谢物、反式九氯和多溴二苯醚相比, 鱼肝中的六氯苯(HCB)随时间推移的下降量较少(Boitsov等人, 2019年)。不过也存在例外, 这些例外情况与摄食变化有关, 或与影响径流和再排放的环境过程发生改变有关(北极监测和评估方案, 2016年)。例如, 在冰岛的蓝色贻贝和格陵兰东部的年幼北极熊体内以及在冰岛两组蓝色贻贝时间序列中观察到了10种多氯联苯浓度有显著的增加趋势(北极监测和评估方案, 2016年)。

有一些证据显示, 持久性有机污染物(如多氯联苯)在大洋水体中的浓度于1970年代达到顶峰, 此后一直在下降(Wagner等人, 2019年)。随着大气浓度下降, 北冰洋已经开始将这些遗留持久性有机污染物重新输入大气中, 并通过洋流运输至大西洋(Ma等人, 2018年)。

整个东北大西洋鱼类和贝类中的多氯联苯浓度已经下降, 尽管局部问题仍然存在。在国际海洋考察理事会确定的7种多氯联苯中,<sup>5</sup>仅发现PCB118在鱼类和贝类体内的浓度可能造成生物效应(保护东北大西洋海洋环境委员会(奥斯巴委员会), 2017年b)。其余6种多氯联苯普遍高于本底评估浓度。不过, 在奥斯巴保护东北大西洋海洋环境委员会(奥

斯巴委员会)界定的11个污染物评估海域中, 有4个海域的PCB28处于本底评估浓度水平。此外, 在可以确定时间趋势的10个污染物评估海域中, 有9个海域的趋势是下降的。《保护东北大西洋海洋环境公约》(《奥斯巴公约》)<sup>6</sup>的大部分评估海域中, 鱼类、贻贝和牡蛎的多溴二苯醚浓度也出现了类似的情况, 除斯卡格拉克和卡特加特海峡没有观察到浓度变化以外, 所有评估区域的浓度都在下降(奥斯巴委员会, 2017年b)。

在联合王国苏格兰以西欧洲大陆坡600至1 800米深处的鱼类中检出了多氯联苯(Webster等人, 2014年)。国际海洋考察理事会确定的7种多氯联苯在三种鱼类的肝脏中浓度差异很大, 从黑等鳍叉尾带鱼的每克脂重含58.7纳克(纳克/克脂重)到深海长尾鳕的每克脂重含3 587纳克不等。浓度大多低于500纳克/克脂重(或28种多氯联苯浓度总和低于1 250纳克/克脂重)——一些研究人员使用该数值作为一个关切指标。在2009至2012年间(含2009年和2012年)采集的95个鱼肝中, 共有23个所含的经海考会确认的7种多氯联苯超过500纳克/克脂重。PCB118的浓度达到了也许可以在所有三种鱼类中观测到生物效应的程度。虽然在浓度方面存在物种差异, 但在2006至2012年间没有观察到时间趋势, 也没有从水深角度检测出任何差异。也针对被食鱼种(包括灯笼鱼和皮氏鳞孔鲷)进行了多氯联苯检测, 浓度显著低于掠食鱼体内检出的多氯联苯。在掠食鱼体内也检测到了多溴二苯醚, 但浓度比多氯联苯低得多。

大北海水域和凯尔特海沉积层中的多氯联苯平均浓度普遍显著高于同系物的本底评估浓度, 但低于环境评估标准限度(奥斯巴委员会, 2017年b)。北海北部和爱尔兰海的沉积层中均发现含有多溴二苯醚, 不过大多数沉积物中测出的多溴二苯醚浓度较低, 而且往往低于检出限。然而, 沉积层中的多溴二苯醚尚无评估标准, 这意味着无法确定检测出的多溴二苯醚浓度具有何种环境影响(奥斯巴委员会, 2017年b)。

<sup>5</sup> PCB28、PCB52、PCB101、PCB118、PCB138、PCB153和PCB180。

<sup>6</sup> 联合国,《条约汇编》,第2354卷,第42279号。



根据波罗的海影响指数(波罗的海海洋环境保护委员会(赫尔辛基委员会), 2018年a), 波罗的海的危险物质输入被界定为分布范围第二广的压力因素(赫尔辛基委员会, 2018年a, 2018年b)。就持久性有机污染物而言, 多氯联苯、二恶英和呋喃似乎不是2011至2016年期间综合评估所得状况的主要影响因素。由于各种燃烧和氯化流程效率得到提高, 多氯联苯和多氯二苯并二恶英和多氯二苯并呋喃(PCDD/PCDF)的大气沉降量呈稳步下降趋势(赫尔辛基委员会, 2018年b)。六氯环己烷( $\gamma$ -HCH、林丹)和滴滴涕及其代谢物(DDD、DDE)已不再被视为波罗的海区域令人严重关切的问题。白尾海雕的繁殖得以改善, 归功于此类物质的减少(赫尔辛基委员会, 2018年c)。然而, 鱼类中多溴二苯醚浓度升高是波罗的海目前整体状况受到影响的主要原因。同样, 有报告指出, 陆上活动导致多氯联苯过

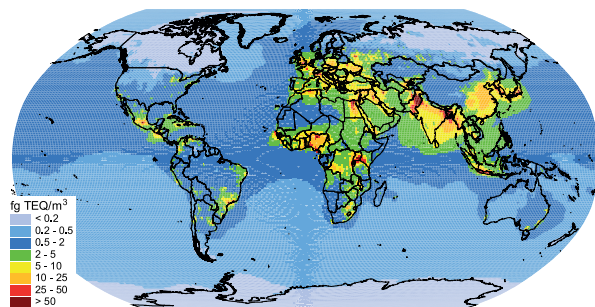
量输入, 造成尼日利亚拉各斯泻湖食物网受到污染(Alo等人, 2014年)。

即使波罗的海的PCDD/PCDF沉降量在减少, 但大气沉降已得到证实是主要的外部来源, 东北大西洋沿岸区域以及波罗的海、地中海和里海的沉降量仍然明显升高(Wiberg等人, 2013年)。在东北大西洋沿岸区域以及波罗的海、地中海和里海, PCDD/PCDF和六氯苯的大气沉降量相当高, 尽管过去几十年来全球各地并未蓄意生产六氯苯(例如, Wang等人, 2010年), 而且PCDD/PCDF理应在2018年就停止排放(Josefsson和Apler, 2019年)。

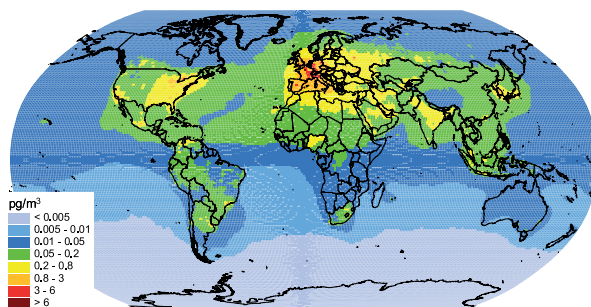
显然, 大气中继续存在各种持久性有机污染物(图一), 且西欧上空有一个PCB153热点区域(图一.B)。欧洲上空的大气中也检测出高浓度的PCDD/PCDF(图一.A)。

图一  
下列物质2016年全球年均空气浓度空间分布模拟

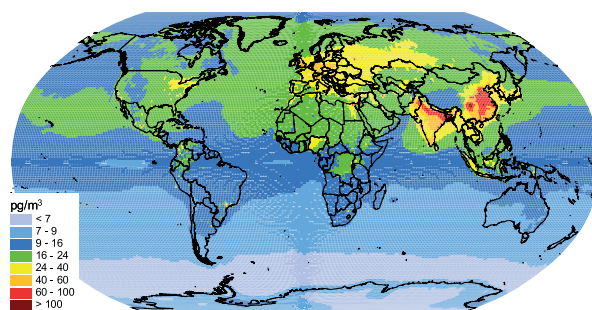
A. PCDD/PCDF (飞克毒性当量/立方米)



B. PCB153 (皮克/立方米)



C. 六氯苯 (皮克/立方米)



资料来源: Gusev, A. 等人, 2018年。

多溴二苯醚多年来一直用作阻燃剂,并广泛存在于海洋系统之中。与其他持久性有机污染物化合物(如多氯联苯)一样,其浓度是通过若干可能的同系物进行测算而得。多溴二苯醚具有高亲脂性,意味着它们和多氯联苯一样,可以吸附在沉积层中。为了解全球范围内多溴二苯醚的浓度而对2010年之前为此目的采集的样本浓度进行了回顾分析,分析得出结论认为,在大多数开阔洋沉积层中,浓度变化不大,约为1纳克/克(Zhang等人,2016年)。这与靠近污染源的沉积层浓度形成了鲜明对比,后者超过7 000纳克/克。然而,在马里亚纳海沟和克马德克海沟的端足类动物体内均检出多溴二苯醚,最深的样本于10 250米处采集。7种同系物之和的浓度从9.33纳克/克脂重到318.71纳克/克脂重不等。在这些样本中还检出多氯联苯,其(也是7种同系物之和)浓度从62.02纳克/克脂重到1 866.25纳克/克脂重不等(Jamieson等人,2017年)。尽管鲜有来自开阔洋的持久性有机污染物数据,但现有数据有力表明,这些化学品继续普遍存在于远离其源头的海洋组成部分中。2012年发现美国洛杉矶以西水域中的PBDE47和PBDE99浓度均超过每升12 500皮克(皮克/升)。在之后于逐渐往西的地点(往美国火奴鲁鲁方向)采集的水样中,浓度则低得多(小于20皮克/升),但显然所有地点都含有多溴二苯醚(Sun,2015年)。进一步的研究显示,北冰洋和北大西洋的大气、沉积层、表层和深层水域含有机磷酸酯阻燃剂和多溴二苯醚(Li等人,2017年;Ma等人,2017年;McDonough等人,2018年)目前认为,大气运输是有机磷酸酯阻燃剂和多溴二苯醚远距离迁移的主要方式(Sühring等人,2016年;Vorkamp等人,2019年)。因此,需要继续监测这些化合物。

来自南海周围的鱼类检出含有多溴二苯醚、多氯联苯和滴滴涕及其代谢物,但肌肉中的浓度(多溴二苯醚(8种同系物之和)以及多氯联苯(19种同系物之和),低于200纳克/克脂重)在全球浓度范围中属于较低,并与各鱼类物种的摄食习性相关(Sun等人,2014年)。南海宣德环礁一系列物种(扇蟹、长蛸章鱼、浅纹芋螺、鲍氏绿鹦嘴鱼、大眼鲷和百吉海鳗)的较近期数据显示,多氯联苯、多溴二苯醚

和滴滴涕及其代谢物在该海洋生态系统的多个组成部分中均有出现;多氯联苯(17种同系物)的浓度范围从章鱼的8.8纳克/克脂重到百吉海鳗的117.9纳克/克脂重不等(Sun等人,2017年)。

从白令海经白令海峡输运以及从楚科奇海、加拿大海盆和弗拉姆海盆输运至冰岛台站(中北冰洋)的沉积物中含有有机氯杀虫剂、多氯联苯和多溴二苯醚。在500米以下深度,沉积物最表层5厘米中的多氯联苯(47种同系物)浓度为 $286 \pm 265$ 皮克/克干重,浓度高于更深层沉积物中的浓度( $149 \pm 102$ 皮克/克干重)。也有一些证据显示六氯苯在沉积层中的浓度日益增加,至少在波罗的海有这种情况(Josefsson,2018年),而在中国的一些环境相中,南海江豚的鲸脂中检出的六氯苯浓度变化很小。1990年六氯苯浓度范围和2000/2001年相比差异极小,前者为140至230纳克/克脂重,后者为87至250纳克/克脂重(Wang等人,2010年)。六氯苯水平没有降低,甚至不断增加,原因可能是在各种燃烧和氯化流程中无意中产生了这种副产品(Josefsson和Apler,2019年)。

毫无疑问,持久性有机污染物除了对海洋环境造成广泛污染外,还导致了一些局部热点区域,后者与城市扩张以及工业设施有关。每天都有一堆复杂的持久性有机污染物排放至拉各斯泻湖。除了直接排放,锯末和其他内陆生活垃圾也是现成的污染源。所涉持久性有机污染物是有机氯杀虫剂,因为在尼日利亚和其他发展中国家,包括滴滴涕和林丹在内的此类杀虫剂仍用于虫害防治并用作除虫剂。

地中海也据认为是持久性有机污染物的热点区域(Marsili等人,2018年,表7.1中的参考资料)。2013年,安布拉基亚湾宽吻海豚鲸脂中多氯联苯的平均浓度( $26\ 770$ 纳克/克脂重;Gonzalvo等人,2016年)低于2011年亚得里亚海北部同类物种的多氯联苯平均浓度( $110\ 460$ 纳克/克脂重;Jepson等人,2016年)。然而,与2004至2012年期间从联合王国苏格兰宽吻海豚采样测出的多氯联苯平均浓度相比,亚得里亚海北部宽吻海豚的多氯联苯平均浓度要高出约 $40\ 000$ 纳克/克脂重。墨西哥湾(美国得

克萨斯州)、美国夏威夷和法属留尼汪岛的数值分别为47 700(Balmer等人, 2015年)、11 800(Bachman等人, 2014年)和5 200(Dirtu等人, 2016年)纳克/克脂重, 所有动物采样均在2009至2012年间进行。2006至2013年在地中海科西嘉—利古里亚盆地采样的雄性和雌性抹香鲸鲸脂的多氯联苯平均浓度分别为24 240纳克/克脂重和16 880纳克/克脂重(Marsili等人, 2018年, 表7.2和表内参考资料; Pinzone等人, 2015年)。这并没有2006至2009年间在利古里亚海和利翁湾采样时测出的浓度(107 810纳克/克脂重; Praca等人, 2011年)那么高, 但远高于2000年从加拉帕戈斯群岛周围水域(1 320纳克/克脂重)以及2001年在巴布亚新几内亚周围水域(1 140纳克/克脂重)得出的平均值(Godard-Codding等人, 2011年)。

北极生物区系的狄氏剂浓度尽管在下降, 但变化缓慢, 这与空气观测结果一致: 1993至2016年期间, 狄氏剂浓度的变化微乎其微。北极生物区系中的氯丹化合物浓度也显示出正在下降(北极监测和评估方案, 2016年)。对于北极生物区系而言, 其他“遗留”持久性有机污染物(例如,  $\alpha$ -HCH、 $\beta$ -HCH和 $\gamma$ -HCH、多氯联苯)的情况往往也是如此。

正如本章前文所强调的那样, 有一系列氟化物越来越引起人们的关注。在北海东部沿岸地点测出全氟辛酸(PFOA)浓度为3.8纳克/升(ng/l), 全氟辛基磺酸(PFOS)浓度为1.8纳克/升。在靠近开阔海处, 全氟辛酸和全氟辛基磺酸的浓度进一步下降, 分别降至0.13纳克/升和0.09纳克/升(Theobald等人, 2011年)。在波罗的海的海鸟(Rubarth等人, 2011年)、美国南卡罗来纳州查尔斯顿附近捕获的鱼(Fair等人, 2019年)、大韩民国的多种海鲜(Jeong等人, 2019年)、北极的海洋食物网(Butt等人, 2010年)以及南极的生物区系中都发现了全氟化合物, 说明这些持久性有机污染物与《斯德哥尔摩公约》中最初详细列明的12种持久性有机污染物一样普遍存在于全球环境中。

过去十年中, 在北极和全球海洋均记录了有全氟和多氟烷基物质的存在(Ahrens等人, 2010年; Benskin等人, 2012年; Yeung等人, 2017年)。

美国和欧洲在生产中逐步淘汰全氟辛酸(PFOA)和全氟辛基磺酸(PFOS), 这两种物质在海洋表层中的浓度将会因此而下降(Zhang等人, 2017年), 而替代物全氟和多氟烷基物质则可能会增加。在南大西洋检测出高浓度的全氟辛基磺酸, 原因是巴西将一种前体化学品用作杀虫剂(González-Gaya等人, 2014年)。

最大的难题仍然是: 人类发挥聪明才智, 生产出品种繁多的卤代碳氢化合物, 这些化合物给人类带来了巨大的惠益, 但同时也留在了全球各地的生物环境和非生物环境中。目前仍不清楚这些化合物对海洋生物、特别是在发生了生物放大作用时的全盘影响, 尤其是因为监测方案往往只侧重于某一子集的化合物, 而不是已知存在于海洋环境中、构成动物个体污染物负荷总量一部分的全部氟化、氯化 and 溴化化合物。由于每种化合物的毒性和生物利用率不一样, 因此有必要针对每一个子集开展详细研究。

### 3.4. 经济和社会影响和(或)其他经济或社会变化

$\gamma$ -HCH和p,p'-DDT等剧毒化合物对水生生物构成了不可接受的潜在危险。更广泛地说, 处于食物网顶端的动物包括人类都面临风险。在几内亚湾评估和推算的所有持久性有机污染物中, 农药残留物 $\gamma$ -HCH和p,p'-DDE最持久。此外, 还发现 $\gamma$ -HCH很有可能远距离迁移。这类化合物可以对泻湖生物区系施加类似二恶英的毒性, 说明生物区系和人类可能面临健康风险(Rose等人, 2017年)。

随着全球气候的变化, 海洋动植物还将受到温度不断升高和海洋脱氧带来的压力。pH值降低有可能造成进一步的压力。由于自身的污染物负荷本已承受着某种形式压力的海洋动植物可能更容易受到伤害。有必要开展研究, 不仅从生物多样性的角度, 而且在出现种群层面影响时结合贝类和鳍鱼类产业, 了解多重压力源带来的影响。

光是含有持久性有机污染物就可能造成不良的生物效应, 这些生物效应带来的影响可能超出对海洋动植物个体所造成的影响。局部种群效应(即污



染物浓度超过合规浓度的情况下)有可能影响当地产业。2018年,欧洲食品安全局食物链污染物小组将食品中二恶英和二恶英类多氯联苯的每周允许摄入量降至每千克体重2皮克,这个数字是欧洲联盟此前允许摄入量的七分之一。<sup>7</sup>与世界卫生组织长期以来的二恶英类多氯联苯每日允许摄入量相似,后者为每千克体重毒性当量1至4皮克。为“消除多氯联苯网络”提供秘书处服务的联合国环境规划署(环境署)最近发布了一份报告(环境署和联合国训练研究所(训研所),2018年),详细介绍了在

《斯德哥尔摩公约》规定的2028年最后期限前完成消除工作方面所取得的进展。各缔约国目前并没有走上实现2028年目标的轨道。为此,有必要继续跟踪持久性有机污染物的浓度,以便既了解由各种人为化学品构成的日益复杂的混合物对海洋系统的影响,也评估其在海产食品中的浓度。鱼类和贝类提供了宝贵且营养丰富的蛋白质来源,必须是安全的才可食用。这需要减少持久性有机污染物的排出、排放和散失,并降低其在海洋生物区系中的浓度。

## 4. 金属

### 4.1. 导言

金属继续在全球范围内以较高浓度迁移,有可能影响甚至是远距离以外地点的人类生活和环境。虽然金属天然存在并从自然来源释放到环境中,但人为排放是产生金属通量的重要原因,甚至是一些金属通量产生的主导原因。本章讨论《第一次评估》中评估过的汞、镉、铅等剧毒金属以及三丁基锡,还纳入讨论稀土元素。

### 4.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

《第一次评估》中讨论了金属(汞、镉和铅)和三丁基锡(一种内分泌干扰化合物)的来源、主要用途、生产和影响;然而,由于使用了不同的分析方法,而且数据以不同的单位表达,因此比较起来很麻烦。

评估发现,向空气中排放汞的主要部门是燃烧设施(以燃煤为主)以及手工小规模金矿开采。环境署根据2010年的数据估计,这些来源约占人为汞排放总量的50%(环境署,2019年)。

### 4.3. 2010-2020年期间环境变化情况说明

对全球海洋中金属浓度的观测在过去10年中有了改善,这主要归功于国际GEOTRACES计划等综合行动。除波罗的海海洋环境保护委员会、《保护北大西洋海洋环境公约》和北极监测和评估方案覆盖的区域外,大多数区域缺乏沿岸观测和趋势评估。因此沿岸观测和趋势评估的重点放在了欧洲海岸以及北大西洋和北极区域。目前确定的趋势因区域和金属而异。一般来说,铅和镉在水体中的浓度似乎趋于稳定。然而,在北极区域,鱼类和其他生物区系中的汞浓度似乎正在增加。应致力于优先解决包括南大西洋和南太平洋在内的关键区域缺乏时间序列数据这一问题,特别是考虑到当前全球温度不断变化,而且金属的可迁移性预计会增加。对于因永冻层不断缩小而导致金属迁移、进而整条食物链暴露风险增加的区域而言,这些工作尤为重要。全球渔获量<sup>8</sup>显示,在所有区域均捕获过至少一些营养级较高且汞浓度超过建议浓度水平的物种,可见所有海洋区域都受到了影响。总而言之,仍可发现生物区系的镉、汞和铅浓度高于本底水平,既有时间差异,也有空间差异。顶级掠食鱼继续承受压力,其中一个影响因素就是金属浓度。

<sup>7</sup> 见[www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated](http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated)。

<sup>8</sup> 见[www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture](http://www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture)。

根据世界矿物统计档案(Brown等人, 2019年), 过去十年来, 全球镉年产量一直较为稳定, 约为21 000至26 000吨, 不过2014-2017年的产量处于这一幅度的较高水平。铅矿自2013-2014年期间年产量达到530万吨的峰值以来, 产量下降近10%。同一时期的精铅产量基本稳定在1 100万吨左右。中国一国就占了铅年产量的大约一半。汞的年产量比2010-2012年期间翻了一番, 2017年达到400万吨(Brown等人, 2019年)。此外, 在同一期间, 主要生产国中国所占份额从约75%增加到近90%。

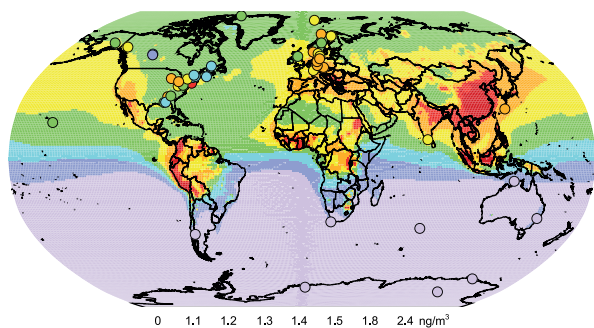
目前, 环境署根据2015年的数据估计, 煤炭固定燃烧和手工采金占人为大气汞排放总量的60%(环境

署, 2019年)。然而, 目前尚不清楚与2010年相比的差异是因为信息有了改善, 还是因为这些部门的排放情况确实发生了变化。总体而言, 人为排放总量约占空气中汞排放总量的30%, 而自然过程(如之前沉积到土壤和水中的汞蒸发)估计占60%, 余下的10%来自火山自然排放(环境署, 2019年)。

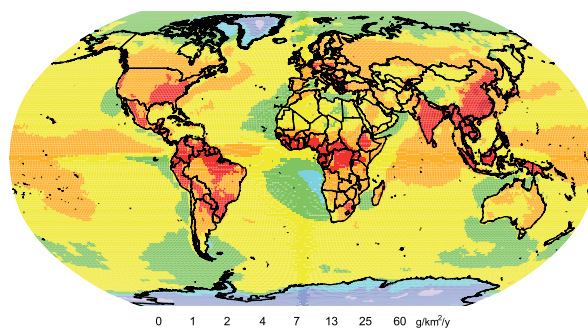
汞的空气排放和大气沉降全球空间分布情况显示, 在东亚和南亚、中部非洲和南美洲以及中美洲和北美洲东南部存在大面积的热点区域(图二)。2015年次大陆占全球总量的情况与2010年时非常相似。

**图二**  
2015年模型集合汞( $Hg^0$ )浓度中位数的全球分布

#### A. 在地面空气中(纳克/立方米)



#### B. 总(湿和干)沉降通量(克/平方千米/年)



资料来源: Ilyin, I. 等人, 2018年。

## 4.4. 具体区域的主要变化和影响

### 4.4.1. 北冰洋

北极正在快速变化, 得到了更多研究和监测。预计永冻层融化将增加来自陆地的汞和其他金属向北极沿岸环境转移(Fisher等人, 2012年)。金属不会随着时间推移而消失, 但可能会在沉积层中残留。然而, 有关北极沉积层金属浓度的数据很有限。巴伦支海(挪威西北海岸)生物区系中镉的平均浓度高于奥斯巴委员会的本底评估浓度, 但显著低于欧盟委员会的食品允许浓度最高限度(奥斯巴委员会, 2017年d)。汞和铅的平均浓度均为本底评估浓度。这些金属在水体中的浓度无一呈现上升趋势。

对加拿大北极海洋环境中的汞进行考察后发现, 人们对这种金属的生物地球化学循环的认知有了改善, 但其特征还需要得到进一步描述。与环极地北冰洋其他海洋区域的总汞浓度(例如, 格陵兰海岸2000年时高达约290纳克/克干重)相比, 哈德逊湾沉积层中的总汞浓度(8至58纳克/克干重)较低(Fisher等人, 2012年)。

永冻层中储存的汞没有得到很好的量化。北极的表土可能含有一部分遗留汞。目前对于经河流输入北冰洋沿岸海域的汞的估计量仅以有限的数据和模型为基础, 出入很大, 从每年13至80兆克不等(Dastoor和Dunford, 2014年), 而因海岸侵蚀而输入北冰洋沿岸的汞估计为每年15至30兆克

(Soerensen等人, 2016年)。据预测, 若陆地径流增加高达30%, 则沿岸区域的河流汞浓度可能会增加多达5倍(Jonsson等人, 2017年)。河流的输运还输出大量有毒汞, 即甲基汞。目前的通量估算无法使北极的汞预算收支相符, 因此, 有假设认为是因为大量汞处理活动发生在沿岸区域, 造成以气态存在的各种赋存形态汞逃逸至大气当中(Heimbürger等人, 2015年)。

北极生物区系的总汞浓度仍然存在显著的空间差异, 包括在海洋哺乳动物和鸟类的汞浓度方面。在鸟类方面, 在较高纬度繁殖的厚嘴崖海鸦总汞浓度较高。1975至2012年期间, 海鸟(多个种属)卵中的总汞浓度有所增加。增加的原因尚不清楚, 但可能与众多因素有关。研究发现格陵兰睡鲨肌肉中的总汞浓度很高(1.62±0.52微克/克湿重), 这与它们在北极海洋食物网中所处的高营养级相符。

环境署与北极监测和评估方案联合开展的第四次全球汞评估(2018年)(环境署, 2019年)强调了以下内容:

- (a) 气候变化导致北极海冰消融, 使得海洋和大气之间的汞交换增加;
- (b) 与格陵兰相比, 挪威北极沿岸区域的大气汞水平略有升高, 这与来自欧洲大陆的直接迁移有关, 特别是在冬季和春季;
- (c) 北极主要受大气汞远距离迁移的影响;
- (d) 在北极内陆冻原中, 汞的干沉积可能是重要因素;
- (e) 如果现行政策不变, 北极汞沉积在2035年前不会减少;
- (f) 气候变化对北极海洋生态系统的影响正在迅速发生, 这更加凸显了在从全局角度了解汞的趋势时有必要结合气候变化;
- (g) 北极鸟类在汞方面往往处于中等或低风险;
- (h) 一些北极海洋哺乳动物因摄食时摄入甲基汞而属于高危类别, 其中, 领航鲸肌肉中的汞浓度处于齿鲸汞浓度范围中的较高水平;
- (i) 北美北极区域的环境斑海豹汞浓度增加了;

- (j) 海洋哺乳动物和海鸟体内汞浓度的变化是摄食模式和环境条件发生变化以及气候变化的共同结果, 这意味着对于所观察到的海洋哺乳动物和海鸟体内汞浓度变化, 其原因未必能够确定;
- (k) 北极民众继续因食用鱼类和海洋哺乳动物而面临汞暴露的高风险; 不过, 在过去20年里, 暴露风险已经下降。

总而言之, 生物区系所含的镉、汞和铅仍然高于本底水平, 既有时间差异, 也有空间差异。顶级掠食鱼继续承受压力, 其中一个影响因素是重金属浓度。

#### 4.4.2. 北大西洋、波罗的海、黑海、地中海和北海

##### 北大西洋(包括奥斯巴公约海洋区域)

大北海水域是《奥斯巴公约》中唯一一个有金属水媒输入的充足数据可用于评估的海洋区域。从1990至1995年期间到2010至2014年期间, 经陆地径流输入海洋的汞大约减少了一半(大气输入减少了大约三分之一)。经大气输入以及经径流输入的镉均减少了三分之二。分析方法的进步带来了更好(更低)的检出限和更高的精确度, 这意味着尽管河流输入出现下降趋势, 但这种变化很可能被高估了。然而, 需要进行更长期的观察才能确定这种变化具有何种意义(奥斯巴委员会, 2017年a)。经大陆径流输入的铅已经减少了一半以上, 而大气中铅的沉降量已不足1990年时的三分之一。目前, 由再悬浮物质以及由奥斯巴公约海洋区域以外来源造成的大气二次污染是经空气传播污染的主要来源。

有必要开展超出奥斯巴公约海洋区域范围的合作, 以便除管理水媒输入外, 还管理上述来源。对北大西洋热带区域铅同位素的分析显示, 检出的天然铅高达30至50%来自北非矿尘, 这说明减少人为铅排放的全球努力取得了成功(Bridgestock等人, 2016年)。东北大西洋凯尔特海表层水中溶解铅浓度在过去40年里下降至原来的四分之一, 降至8纳克/升(Rusiecka等人, 2018年), 但仍比本底浓度高出一个或两个数量级。大气铅输入已

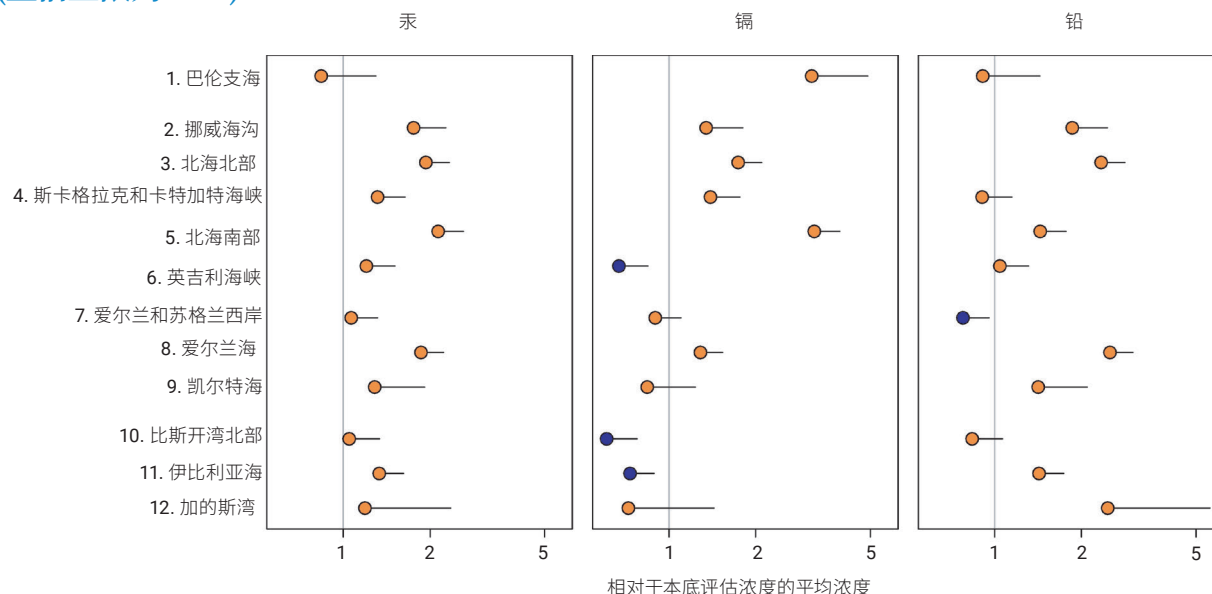
经减少,海底溶解铅通量(5.6至8.5微克铅/(平方米/天))目前超过了凯尔特海的大气铅通量(0.006至2.5微克铅/(平方米/天),说明沉积层是当今的重要铅源(Rusiecka等人,2018年)。

在经评估的大多数区域,海洋沉积层中汞、镉和铅的平均浓度要么在下降,要么没有明显变化。然而,所有区域的浓度均高于自然本底水平,在经评估的六个区域中,有四个区域的浓度高于不排除发生不利生态影响的水平(奥斯巴委员会,2017年c)。自从禁止在防污涂料中使用三丁基锡后,在2010至2015年评估期间,东北大西洋海螺的繁殖状况有了明显改善。与2010年的一次评估相比,性畸变水平明显改善。在大多数评估区域,三丁基锡诱发的性畸变处于或低于预计会产生有害影响的水平,而且也有证据显示,在所有评估区域,性畸变的严重程度都有下降的时间趋势。尽管如此,一些区域的性畸变程度仍然较高。虽然性畸变程度正在下降,但在所有评估区域,性畸变程度仍然高于本底水平(奥斯巴委员会,2017年d)。

在禁止使用三丁基锡之后,这种物质在大北海水域南部沉积层中的平均浓度明显降低,在东北大西洋其他地方的平均浓度非常低,甚至检测不出来。该区域的大多数国家已经停止监测沉积层中的有机锡,特别是在近海地点,因为现在有机锡浓度往往低至低于检出限的水平。这意味着对沉积层中有机锡的可靠评估只能在北海南部进行(奥斯巴委员会,2017年e)。

在《第一次评估》中评估的大部分区域,贻贝和鱼类中汞、镉和铅的浓度高于本底评估浓度估计水平(图三)。然而,所有这些金属的浓度均低于欧盟委员会对食品的浓度限制。除大北海水域和爱尔兰海一些地点的镉浓度外,所有评估区域的各项浓度都在下降或没有明显变化(奥斯巴委员会,2017年b)。欧盟委员会对鱼类和贝类中金属浓度的最大限度水平至少是本底浓度的五倍。在自2009年以来得到评估的奥斯巴公约所有海洋区域,金属平均浓度均低于欧盟委员会的最大限度水平。

**图三**  
**奥斯巴各污染物评估海域鱼类和贝类所含各种重金属的平均浓度与本底评估浓度对照情况(置信上限为95%)**



资料来源: 奥斯巴委员会, 2017年d。

注: 数值1表示平均浓度等于本底评估浓度。蓝色: 平均浓度低于本底评估浓度和欧盟委员会食品最高限量, 差异具有统计学意义( $p < 0.05$ ); 橙色: 平均浓度相当于(如果置信界限跨过1)或高于本底评估浓度, 但显著低于欧盟委员会食品最高限量水平。欧盟委员会的最高限量比本底评估浓度高出四倍多, 因此图中未予显示。图中的地理称谓是奥斯巴委员会所使用的称谓。



## 波罗的海

每年输入波罗的海的金属估计总量有相当大的差异,各种金属的主要输入途径也不尽相同(波罗的海海洋环境保护委员会(赫尔辛基委员会),2018年a)。据估计,2012至2014年间,每年向波罗的海输入的镉、汞和铅分别为23至45吨、4.8至5.6吨、443至565吨(赫尔辛基委员会,2018年a)。

通过大气沉降输入波罗的海的汞约占总输入量的70%,但自1990年代起直至2014年,输入水平下降了15%。

在几乎所有受监测的开阔海次海盆中,鱼类肌肉(受检测的最常见物种是开阔海海域的鲑鱼和鳕鱼以及沿岸海域的比目鱼和鲈鱼)中的汞浓度均超过了既定的阈值水平(20微克/千克湿重),说明2011至2016年期间的环境状况“不良”(赫尔辛基委员会,2018年a)。一些沿岸海域也超过了这个阈值,只有在阿尔科纳海盆以及在丹麦和瑞典海域才达到“良好”状态。在所调查的时间序列中,鱼类肌肉中的汞浓度没有出现一般性的增减趋势。

镉主要经河流输入,这种方式占波罗的海镉输入的79%。河流输入的现有时间序列显示出相当大的年际变化,因而难以揭示任何趋势。从1990年代起直到2014年,大气镉沉降量下降了60%。

对于采用“以最低项为准”的方法评估的海水、生物区系(贻贝)和沉积层中的镉浓度,只有35%的开阔海次海盆达到“良好”状态(赫尔辛基委员会,2018年a),但在经评估的38个趋势中,有89%(33个)没有观察到有明显趋势,而这33个趋势中有4个呈下降走势,只有1个呈上升走势。阈值浓度在水中为0.2微克/升,在贻贝组织中为960微克/千克干重(137.3微克/千克湿重),在沉积层为2.3毫克/千克干重。

河流输入的铅占波罗的海铅总输入量的64%。现有时间序列显示,铅输入量有相当大的年际变化,因而难以揭示任何趋势。从1990年代到2014年,大气铅沉降量下降了80%。

采用“以最低项为准”的方法评估的生物区系(鱼类和贻贝)和沉积层中的铅浓度表明,只有四个开阔海次海盆和一些沿岸海区达到了“良好”状态(赫尔辛基委员会,2018年a)。此外,生物区系的铅浓度通常超过既定阈值(鱼肝浓度为26微克/千克湿重,贻贝为1 300微克/千克干重和185.9微克/千克湿重)。没有观察到稳定一致的趋势。

在大多数区域,三丁基锡仍然是水、沉积层和生物区系面临的问题(赫尔辛基委员会,2018年b)。就沉积层而言,大多数检测地点均超出阈值水平(1.6微克/千克湿重)。而且,即使在开展了两到三年的监测之后,也没有任何时间趋势可供评估。

在卡特加特和斯卡格拉克海峡南部,经过六年甚至更长时间的测量后,发现性畸变水平低于阈值。在其他八个地点中,观察到性畸变影响在下降,这与北海水域的调查结果一致,那里检测性畸变的地点中有48%呈现下降趋势。<sup>9</sup>

虽然三丁基锡的状况正在改善,但沉积层中的三丁基锡浓度和对海洋腹足类带来的影响表明,以前产生的污染继续影响着波罗的海。应调查有机锡用于防污涂料以外用途及其从以前受污染的沉积层中释放的情况,以确保下降趋势延续。

## 地中海

地中海的金属污染是人类活动(既是推动因素也是压力)的结果,这些活动发生在地中海沿岸和海洋区域,造成生态系统偏离自然稳态状况。有害污染物通过不同途径输入海洋生态系统,例如大气沉降或陆源和海源输入。在地中海沿岸,无论是休闲游艇停泊小港口还是主要商业港口,在化学污染方面均已造成多种不同的压力。目前,旧的威胁和新的压力仍然存在,不过正如在西地中海观察到的那样(环境署/地中海行动计划/地中海污染监测和研究协调方案(地中海污染监测方案),2011年a),在实施环境措施(例如禁止使用含铅燃料和防污涂料、实施汞管制)后,大多数受影响区域的金属

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

属趋势和浓度均已显著下降,但梅纳泻湖仍然受到金属的严重影响。

已上报地中海污染监测和研究协调方案数据库的最新可用污染物数据集继续显示,尽管存在已知热点区域,但生物区系(主要是双壳贝类)中遗留污染物含量水平较低,这符合此前多份评估报告(环境署/地中海行动计划,2009年;环境署/地中海行动计划/地中海污染监测方案,2011年a;环境署/地中海行动计划,2012年a,2012年b)和时间趋势报告(环境署/地中海行动计划/地中海污染检测方案,2011年b,2016年b)的结论,同时还显示出沿岸沉积层中化学品累积并长期残留。受监测的双壳贝类(例如贻贝、蛤蜊)、鱼类和沉积层所含的化学污染物以及对照本底评估浓度、环境浓度和浓度效用低值标准对这些化学污染物进行评估后,也指向这个结论。对于生物区系(双壳贝类和鱼类),镉、铅和总汞浓度达到“环境条件可接受”标准(即低于欧盟委员会阈值标准)的地点的百分比从92%到100%不等。在对贻贝体内铅浓度开展评估的地点中,只有8%的地点高于环境浓度。因此,根据这些标准,数据库中开展了生物区系评估的所有地点除了其中8%铅浓度过高以外,其余均显示出海洋环境条件可接受。而在超过评估标准(大于浓度效用低值标准)、即环境条件不可接受的沿岸海域沉积层中,镉、总汞和铅浓度分别为4%、53%和15%。汞浓度达53%说明有必要修订次区域评估标准;已知的一系列自然和人为来源可能会影响评估,特别是在亚得里亚海、爱琴海和勒旺海盆。为此,目前正在酝酿修订现行评估标准(环境署/地中海行动计划/地中海污染监测方案,2016年a),这样今后的评估中会有更加完善的结果。

2016年2月9日至12日在雅典举行的《保护地中海海洋环境和沿海区域公约》缔约方第十九次常会通过了第IG.22/7号决定,其中建议了用于指示性目的的环境评估标准值。根据评估标准值,总体而言,评估结果反映出环境状况不可接受,特别是一些地点的贻贝含铅量和沿岸沉积层中的铅和总汞浓度(53%的地点高于浓度效用低值标准),不过其中一些地点是已知的地中海热点区域和自然输入区域。为了保证管制和实现目标,以便生物区系中

镉和总汞浓度维持在可以接受状态,有必要持续监测和评估。

#### 4.4.3. 南大西洋和大加勒比区域

南大西洋的GEOTRACES各航次正在针对溶解铅输入提供新评估。流入南大西洋的一个主要通量(0.9至 $1.5 \times 10^6$ 千克/年)从印度洋通过厄加勒斯溢流流入,为水域带来浓度较高的铅(年平均浓度为5.8微克/千克),相当于全球大气矿物粉尘沉降带来的铅浓度( $1.6 \times 10^9$ 克/年,假设8%的铅从粉尘释放到海水中)(Paul等人,2015年)。目前,南大西洋溶解铅浓度仍高于工业化前水平,这些水域中58%的溶解铅来自人为来源(Schlosser等人,2019年)。预计GEOTRACES将继续编制数据,为下一次世界海洋评估做出贡献。

在加勒比海的沉积层和鱼类中发现铝、汞和铜浓度高,主要集中在特立尼达和多巴哥的海区港和利萨角港(Mohammed等人,2012年)。三丁基锡也仍然是加勒比海地区令人担忧的问题。

#### 磷矿开采

磷矿矿床分布在世界各地,在沉积矿物和火成矿物中均有发现。目前,中国开采的磷酸盐数量最多,但摩洛哥是最大的出口国;然而,大多数磷酸盐的提炼和加工都发生在远离海洋的地方。磷矿开采和加工是沿岸水域汞、镉和铅以及铬、镍、铜、砷、钍和铀输入的主要来源(Gnandi等人,2011年)。例如,已在多哥录得金属对沉积层、水和生物区系的严重影响,不过其他采矿地区可能也呈现出类似的影响。多哥自1960年以来在该国南部Hahatoé和Kpogamé磷矿提炼磷块岩矿床,这些矿床天然富含金属和稀土元素(Tanouayi等人,2016年)。矿石加工过程将富含磷的工业级矿粒与粒度大于1毫米的矿粒分离开来,后者随着磷矿尾渣倾倒入海洋后输入海水。沿岸沉积层富含微量金属元素,计算出的富集系数相对于地壳而言较高。在生物区系(鱼类和贻贝)中也发现了如此高浓度的微量金属元素。生物区系中测得的微量金属浓度与世界卫生组织设定的阈值浓度的比率(此处定义为相对健康系数)在鱼类中很高,浓度



从最高到最低排列如下: 硒、砷、银、镍、锰、铁、铅、镉、铬、铜和锌。镉和铅没有累积。在贻贝中, 铁的相对健康系数最高, 其次是砷、铅、硒、锰、镍、银、镉和铜(Gnandi等人, 2011年)。

#### 4.4.4. 印度洋、阿拉伯海、孟加拉湾、红海、亚丁湾和波斯湾

鱼类仍然是一种重要食品, 鱼类被多种金属污染的可能性仍然存在。在波斯湾, 鱼类肌肉中的大多数金属经常超过最高限量, 但镉和汞浓度仅超该限量标准10% (Cunningham等人, 2019年)。

对波斯湾内卡塔尔海岸的一种鱼(星斑裸颊鲷)的近期研究(Al-Ansari等人, 2017年)显示, 该区域的汞浓度水平情况有所改善。总汞浓度在鱼肝中最高( $602 \pm 192$ 微克/千克湿重), 在性腺中最低( $71 \pm 31$ 微克/千克湿重), 肌肉中的浓度介于两者之间。研究发现与20年前检测到的水平相比, 有增加的趋势, 但浓度更符合2007年时报告的水平。在沉积层汞浓度方面, 总汞浓度幅度为8至34.3微克/千克(Hassan等人, 2019年)。

稳定同位素研究显示, 在印度洋和阿拉伯海, 铅浓度严重受到人为输入的影响(Lee等人, 2015年)。这些数据可作为基线, 但需要今后进行抽样以确定趋势。在西印度洋, 铅和镉浓度未达到令人关切的水平, 不过营养级较高的物种(箭鱼、沙氏刺鲛和蓝枪鱼)汞浓度往往超过1毫克/千克湿重(Bodin等人, 2017年)。在印度洋取样的箭鱼中, 超过13%的汞浓度超过1毫克/千克湿重。而且, 在对全球旗鱼渔获含汞水平进行比较后发现, 印度洋旗鱼最常测出最高的平均汞浓度(Esposito等人, 2018年)。

#### 4.4.5. 北太平洋

自亚洲大陆往东海和北太平洋的输入情况显示, 存在与生物质燃烧和化石燃料燃烧有关的大型偶发性和季节性脉动(Qin等人, 2016年)。北太平洋深层水域的总汞浓度高于表层水和中层水, 但与历史数据比较后, 发现过去20年里浓度没有增加(Munson等人, 2015年)。

#### 4.4.6. 南太平洋

有关南太平洋汞分布情况的详细资料显示, 秘鲁涌升区的汞浓度升高, 甲基汞浓度高, 高达总汞的20%(Bowman等人, 2016年)。该区域的数据不足以确定自《第一次评估》以来的趋势, 但数值似乎比较稳定。南太平洋热带区域是输往大气的汞的净来源, 但其交换通量低于在北大西洋的交换通量(Mason等人, 2017年)。

#### 4.4.7. 南大洋

南大洋的总汞浓度与南太平洋和大西洋的总汞浓度相当。然而, 存在明显的区域特征, 包括南极海冰冰缘的净汞沉积、海冰形成期间浓海水中的汞富集以及南极锋南部甲基汞的形成(Cossa等人, 2011年)。尽管位置偏远, 但水中的铅浓度(6.2微克/升)与在工业化程度较高区域(如波罗的海)测得的铅浓度相当(Schlosser等人, 2016年)。该区域的金属数据过少, 无法识别出《第一次评估》后出现的任何趋势。

#### 稀土元素

自新千年以来, 已经观测到“技术关键元素”造成的污染, 这些元素广泛应用于核能、太阳能、风能和生物能源等具有成本效益的低碳技术、碳捕获和储存技术和电网, 并用于医疗产品(Bau和Dulski, 1996年)。稀土元素一直被视为开发和制造高科技产品的关键。由于应用了稀土元素, 最近观察到此类元素不可避免地释放到环境中, 从而增加了作为海洋污染物的微量元素数量。其中一种元素钆在正异常(相对于自然浓度的增加值)研究时用作人为输入示踪剂。已确定稀土元素主要通过生活污水系统输入海洋环境。在过去十年里, 由于北海(东北大西洋; Kulaksiz和Bau, 2007年)、旧金山湾及毗邻太平洋水域(Hatje等人, 2014年)、印度洋(Zhu等人, 2004年; Ogata和Terakado, 2006年; Akagi和Edanami, 2017年)和南大西洋(Pedreira等人, 2018年)等人口稠密区的排污活动, 在全球海洋水体均发现人为来源的钆出现正异常。除钆以外, 在Hahatoé和Kpogamé(多哥南部)磷矿开采的原始磷块岩和尾矿中还检测出其

他稀土元素(Gnandi等人, 2011年)。然而, 鲜有关于这些元素的环境行为及其对海洋系统中生物区系影响的信息。尽管海水中人为来源的钆浓度相当低, 但持续暴露在低浓度的钆之中对水生生物和人类健康的影响已经引起了潜在关切(Hatje等人, 2018年)。以前认为人为来源的钆配合物对人类是安全的, 但现已证明这些物质会在人类和水生生物体内富集。

#### 4.5. 经济和社会影响和(或)其他经济或社会变化

引起关切的金属是通过营养链转移、最终在海洋的较高营养级发生生物累积的非必需微量元素。

### 5. 放射性物质

#### 5.1. 导言

海洋的水域、生物区系和沉积物都含有放射性, 其中大多源于自然。然而, 自1940年代以来, 源于人类活动的放射性物质大量进入海洋。有必要区分因放射性核素衰变产生的电离辐射和这种辐射对生物区系的影响, 该影响因辐射性质(特别是, 辐射是 $\alpha$ 粒子还是 $\beta$ 粒子)和受影响生物区系所在部分的不同而异。对生物区系所受放射性影响的研究一直以人类为中心, 但自2000年以来, 国际放射防护委员会作为商定放射防护标准的国际专家机构已制定办法, 以期考虑如何保护非人类生物区系。

#### 5.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

在《第一次评估》中, 记录了海洋中天然放射性物质的水平, 其中西南大西洋的水平最低, 东北大西洋的水平最高, 还记录了一种典型人为放射性核素的水平, 其中南大洋的水平最低, 东北大西洋的水平仍然最高。人为核素的最大来源是核武器试验, 但现在完全成为了历史。核燃料后处理厂是第二大人为来源: 2014年, 中国、法国、印度、日本和俄罗斯联邦都有这类工厂, 并且, 中国、印度、日本和俄罗斯联邦还在建设或计划建设更多此类工厂。切

主要的社会影响是: 尽管排放量有所下降, 但仍观察到营养级较高的鱼种中金属浓度增加, 这对生态系统产生直接影响, 导致食物链发生明显变化, 之后通过摄食造成人类健康风险(见第8B章)。对于依赖特定食物来源的土著社区来说, 这些风险尤其令人担忧。第二个影响是鱼类种群有可能减少, 进而导致渔民的困苦: 他们被迫到离海岸更远的地方捕鱼, 且通常装备不佳。在某些区域, 各种输入和采矿活动导致区域恶化, 影响旅游业和当地经济。

尔诺贝利和福岛的核事故导致大量放射性物质进入海洋, 但在《第一次评估》撰写时, 引起的关切有限; 福岛核事故发生后不久, 进入海洋的增量有限。截至2013年底, 共有434个核电反应堆分布在30个国家, 它们向海洋排放的放射性物质按量级顺序排列, 少于武器试验、后处理厂和重大事故, 而且随着时间推移, 核电反应堆的放射性排放可能会因技术进步而减少, 但放射毒性较低的氙排放除外。《第一次评估》还记录了人为活动引起天然放射性核素聚集的情况, 特别是来自近海油气管道清除的结垢以及磷石膏。

#### 5.3. 对2010-2020年期间环境变化的描述

##### 5.3.1. 概述

《第一次评估》以国际原子能机构(原子能机构)1995年和2005年开展的研究(原子能机构, 1995年, 2005年)为基础对全球海洋天然和人为放射性水平进行评估。由于之后没有进行过类似研究, 因此, 《第一次评估》所述情况仍然是可获得的最好信息。不过, 原子能机构正计划在2020年代初进行新的此类研究(原子能机构的个人函件, 2019年7月5日)。

对于半衰期较长的放射性同位素而言, 洋流运输可能影响重大, 这不同于陆地放射性污染。与放射性核素的大气输运一样, 洋流能将排放入海洋环境的放射性物质输运到距离排放点数千公里的地区。例如, 西北太平洋黑潮区的钚240与钚239的比率表明, 这些放射性核素正从密克罗尼西亚联邦的前原子弹和核弹太平洋试验场输运至该地区(Hong等人, 2011年; Wu等人, 2019年)。

虽然没有进行关于海洋放射性水平的全球调查, 但过去十年中, 在测量低水平的长寿命放射性同位素碘129(半衰期为1 570万年)方面取得了重大进展, 碘129是核武器试验和核燃料后处理厂的产物。现在, 已有研究揭示该物质在全球海洋的分布情况及其作为循环示踪剂的应用情况(He等人, 2013年)。

此外, 国际科学理事会的海洋研究科学委员会制定了国际痕量元素及同位素海洋生物地球化学(GEOTRACES)方案, 以确定痕量元素及其同位素在整个海洋中的分布情况。该方案还包括人为放射性核素。作为该方案的一部分, 相互校准工作已表明有能力从相对较小的样本中识别钚239、钚240和铯137(Kenna等人, 2012年)。通过GEOTRACES方案收集的放射性同位素数据也大大有助于认知海洋中物质的流动情况(Malakoff, 2014年)。

2015年, 海洋研究科学委员会还成立了146工作组, “50年后海洋中的放射性”, 再次研究该委员会首个工作组1959年的专题。除其他外, 146工作组的任务是在原子能机构的海洋放射性信息系统数据库的框架内改进关于海洋中天然和人为放射性同位素数据的在线资源, 该数据库包含在海水、生物区系、沉积物和悬浮物中发现的海洋环境放射性测量数据(海洋研究科学委员会146工作组, 2020年)。

### 5.3.2. 海洋中放射性物质的来源

自2014年(《第一次评估》相关章节(第20章第10节)的基准日期)以来, 进入海洋的放射性物质主要来源的动态如下。

### 5.3.3. 核武器试验

1980年以后就没有进行过核武器的大气层试验, 因此, 海洋放射性物质的这一来源仍然完全已是历史。

### 5.3.4. 核燃料后处理厂

《第一次评估》提到的2014年正在运行的核燃料后处理厂(中国甘肃; 法国阿格角; 印度卡尔帕卡姆、塔拉普尔和特朗贝; 日本东海; 俄罗斯联邦马亚克; 英国塞拉菲尔德)仍在运行, 但东海工厂正在退役。

阿格角和塞拉菲尔德的核燃料后处理厂仍然是东北大西洋人为放射性物质的主要来源, 在2007-2013年期间, 其排放量分别约占阿尔法排放总量的90%和贝塔排放总量的80%(不包括氙)。然而, 与1995-2001年期间的平均水平相比, 到2016年, 燃料后处理厂的平均排放量大幅减少——阿尔法排放总量减少了约40%, 贝塔排放总量减少了约85%(奥斯巴委员会, 2007年b)。

中国在甘肃建设另一个核燃料后处理厂的规划仍在继续。在印度, 卡尔帕卡姆的核燃料后处理厂于2017年开工建设。在日本, 位于六个所的核后处理厂预计将在2022年10月完工(日本核燃料有限公司, 2020年)。在俄罗斯联邦, 热列兹诺戈尔斯克的一座新燃料后处理厂预计将于2022年投入使用(世界核能协会, 2020年)。

### 5.3.5. 核电站

截至2018年底, 30个国家有450个商用核电反应堆在运行(2013年底, 这30个国家有434个商用核电反应堆)。拥有商用核电反应堆的发电厂总装机容量超过395 000兆瓦, 其中略高于300 000兆瓦的装机容量位于经济合作与发展组织(经合组织)国家。大约还有55个反应堆正在建设中。这些电厂的发电量占世界发电量的15%以上: 在全国供电量中的占比从法国的约70%到伊朗伊斯兰共和国的2%不等(见表1)。2013年以来, 全球平均增幅约为5%。丹麦和意大利等其他没有核电站的国家从

大量依靠核电的邻国进口大量电力(原子能机构, 2019年a)。

对于波罗的海和东北大西洋集水区的核电站, 最新的评估显示, 被监测的各种放射性核素(氙除外)的排放量继续减少(波罗的海海洋环境保护委员会, 2013年; 奥斯巴委员会, 2017年b)。

没有关于全球其他区域放射性核素排放情况的详细数字: 原子能机构关于向大气和水环境排放放射性核素的数据库(国家当局自愿提供的信息)自2012年以来没有更新过, 其中许多数据甚至比2012年还早得多。如《第一次评估》所记录, 核电站的氙排放量一般与发电量有关, 目前并无公认的减排技术。

**表 1**  
**2018年核电占比**

国家	核电所占百分比	国家	核电所占百分比	国家	核电所占百分比
法国	71.7 (73.3)	保加利亚	34.7 (30.7)	巴基斯坦	6.8 (4.4)
斯洛伐克	55.0 (51.7)	亚美尼亚	25.6 (29.2)	日本	6.2 (1.7)
乌克兰	53.0 (43.6)	大韩民国	23.7 (27.6)	墨西哥	5.3 (4.6)
匈牙利	50.6 (50.7)	西班牙	20.4 (19.7)	南非	4.7 (5.7)
瑞典	40.3 (42.7)	美国	19.3 (19.4)	阿根廷	4.7 (4.4)
比利时	39.0 (52.1)	俄罗斯联邦	17.9 (17.5)	中国	4.2 (2.1)
瑞士	37.8 (36.4)	联合王国	17.8 (18.3)	荷兰	3.1 (2.8)
斯洛文尼亚	35.9 (33.6)	罗马尼亚	17.2 (19.8)	印度	3.1 (3.5)
捷克	34.5 (35.9)	加拿大	14.5 (16.0)	巴西	2.7 (2.8)
芬兰	32.5 (33.3)	德国	11.8 (15.4)	伊朗伊斯兰共和国	2.1 (1.5)

资料来源: 原子能机构, 2019年a。  
注: 括号内为2013年的数字, 以作比较。

### 5.3.6. 向海洋排放放射性物质的非核来源

核设施以外的其他一些人类活动导致天然放射性物质和非核能目的人为放射性核素排入海洋。这类活动主要有近海油气设施和管道、核医学以及用磷酸盐岩生产农业肥料。除了东北大西洋及其邻近海域外, 没有关于此类排放的已公布数据。

关于向东北大西洋及其邻近海域排放天然放射性物质和其他非核排放物的信息收集工作始于2005年。对于油气业, 已有足够数据来设定基线(2005-2011年), 但还不可能确定此类物质排入海的趋势(奥斯巴委员会, 2007年b)。奥斯巴委员会最近

的研究得出结论认为, 进入东北大西洋的天然放射性物质主要源于近海油气业, 采出水(油气库产生的水)及其管道沉积结垢(必须定期清理)含有少量放射性核素(主要是铅210、钚210、镭226和镭228)。油气部门的阿尔法和贝塔排放总量分别占所有部门排放量的97%和10% (奥斯巴委员会, 2017年b, 2018年c)。在所有非核贝塔排放中, 医疗分部门的碘131排放量最大。与核部门相比, 非核部门的氙排放微不足道(奥斯巴委员会, 2018年c)。

用磷酸盐岩生产农业肥料会产生磷石膏(主要是一种钙化合物, 但也含有天然放射性物质)。这种



物质常以浆液形式排入大海，但现在这种方式似乎已经被广泛淘汰。这种排放方式继续存在于摩洛哥(颁布了新法规并进行一次审查)、突尼斯等地(Hermann等人, 2018年; ElKateb等人, 2018年)。不过摩洛哥已经建立磷石膏排放管理改进系统(投资1.2亿美元), 使排放符合国际标准, 特别是在海洋排污口末端安装扩散系统(摩洛哥政府来文)。

### 5.3.7. 核事故

自2011年以来, 没有发生重大核事故。

关于2011年在日本福岛发生的事故, 联合国原子辐射影响问题科学委员会审查了自2013年报告(该报告得出的结论是, 该事故仅对当地海洋生物区系产生影响)以来就福岛第一核电站放射性核素海上输运情况开展的科研工作, 并得出结论认为, 没有理由改变这份报告的结论。<sup>10</sup>

追踪福岛事故所致北太平洋低放射性羽流的活动正在进行(Men等人, 2015年; Buessler等人, 2017年), 追踪发现羽流现已进入北美大陆水域(Smith等人, 2015年)。最值得注意的是, 对长寿命碘129的测量(Hou等人, 2013年; Otosaka等人, 2018年; Suzuki等人, 2018年)提供了关于福岛放射性核素流入水域的大洋环流和碘生物地球化学的关键信息。福岛事故发生5年后, 对铯137的测量发现, 沙滩下的咸水地下水中铯137活性最高(Sanial等人, 2017年), 这表明存在一条以前没有记录的海底地下水途径, 储存放射性核素并将其释放到海洋中。然而, 日本在海洋环境中测得的水平较低且相对稳定(原子能机构, 2019年b)。

福岛事故发生大约4个月, 对在美国加利福尼亚州海岸捕获的太平洋蓝鳍金枪鱼进行的一项研究显示, 与福岛核事故前的样本相比, 放射性铯浓度(来自福岛)增加了9倍。然而, 这种放射性水平与福岛事故前后鱼类样本中天然放射性核素钾40的浓度相比, 约少30倍(Madigan等人, 2012年)。

原子能机构设有关于海上倾倒放射性废物(发生在1947年至1993年期间)以及海上事故和损耗产生

的放射性物质的数据库。最近一次根据数据库汇编的清单于2015年发布(原子能机构, 2015年)。自2010年以来, 它记录的唯一一起事故是2015年一颗俄罗斯卫星带着一个小型核电组坠入海洋。

## 5.4. 经济和社会后果和(或)其他经济或社会变化

增加世界上非化石燃料电力供应比例的压力意味着, 人们对核电站发电的兴趣依然浓厚。如上所述, 2013-2018年期间, 核电发电量增加了5%。

一个新动态是俄罗斯联邦建造了世界首座浮动核电站。“罗蒙诺索夫号”核电站于2019年4月完成初步测试, 可于2019年12月在俄罗斯佩韦克港附近海域投入使用, 以取代现有的核电站和热电联产电厂(国际电力工程, 2019年)。俄罗斯核工业还建议与印度合作开发浮动核电站(Singh, 2019年)。

## 5.5. 区域方面

自《第一次评估》以来, 没有开展关于天然或人为放射性核素全球分布情况的重大研究, 但如上所述, 原子能机构正提议进行一些新的评估。如《第一次评估》所记录, 海洋中天然放射性和人为输入放射性物质的核源都明显集中在北半球。在南半球, 只有阿根廷、巴西和南非拥有核电站。

## 5.6. 展望

如第5.4节所述, 核电站的数量和规模很可能会增加。与这些增加相关的是核燃料后处理规模可能会加大。不过, 近数十年的经验显示, 这类核电站排放物的放射性水平会有一些抵消性下降。如《第一次评估》所记录, 来自海产食物的放射性所致人类待积有效剂量的当前估计最高水平不到国际原子能机构建议的普通公众暴露于电离辐射的年度限值的四分之一。没有证据表明最近有任何重大变化。因此, 只要坚持充分监测, 这些动态不足为虑。

<sup>10</sup> 见A/72/46号文件, 第二章, 第B.1节。



## 6. 药品与个人护理品

### 6.1. 引言

随着沿海地区人口的增长,城市的规模和数量也随之增长。特别是,随着沿海、河口和三角洲附近特大城市的发展,沿海和海洋生态系统面临的人为压力正在增加。沿海城市化对药品与个人护理品的输入情况有直接影响。人口增多,将需要更多数量的药品,并将使用更多数量的个人护理品。与此同时,水产养殖等粮食生产将变得更加重要,并将致使兽用药品的输入。从人口结构变化和人口老龄化的角度来看,情况甚至更加复杂,在西方世界尤其如此。这将使某些药品的人均使用量增加。

药品与个人护理品包括用于医疗保健、化妆品和医疗目的的所有化学品。目前市场上在售药品与个人护理品超过3 000种,每年都有新化合物进入市场(Arpin-Pont等人,2016年)。显然,药品开发及其医学应用对人类社会具有巨大价值。然而,它们的最终去向成为环境问题。药品与个人护理品经常被放在一起分析,是因为它们进入环境的途径具有相似性。药品与个人护理品主要通过家庭或农业(畜牧业)废水间接进入环境。它们大多被原封不动地洗掉或排出体外,直接排入废水系统。由于从废水中去除药品与个人护理品的工艺效率不高,而且大多数化合物没有降解或仅缓慢降解,这些用品通过废水排放进入水环境(Heberer,2002年;Verlicchi等人,2012年;Caldwell,2016年)。一些药品与个人护理品,例如防晒霜中的紫外线过滤剂,也可以在休闲活动过程中直接进入海洋。它们通常被认为具有“伪持久性”,因为这类物质大量输入或排放到环境中,相对而言其降解缓慢(Rivera-Utrilla等人,2013年;Bu等人,2016年)。

然而,已有研究表明,几种药品与个人护理品也可能被降解为毒性更大的转化产物(Kallenborn等人,2018年)。迄今为止,大多数关于药品与个人护理品的研究都涉及出现在污水处理厂进水和出水(Fang等人,2012年;Rodil等人,2012年;Tamura等人,2017年)以及湖泊和河流的进水和出水(Sköld,2000年;Loos等人,2010

年;Gothwal和Shashidar,2015年;Molins-Delgado等人,2017年)中的药品与个人护理品。在淡水系统中检测到许多药品与个人护理品,因此可能有药品与个人护理品最终进入海洋生态系统。然而,可获得的数据非常有限。因此,《第一次评估》没有讨论或评估药品与个人护理品。

多种可进入海洋环境的人用或兽用医药产品可能导致全球环境问题(Klatte等人,2017年)。由于药品通过不同途径进入到水环境中并持续地存在其中,它们被视为一类伪持久性污染物(Bu等人,2016年)。药品的年产量高达100 000吨(Ausder Beek等人,2016年),2021年,全球药品市场的规模接近1.5万亿美元,预计还会进一步扩大。发展的主要动力是市场扩张和人口结构变化,包括人口老龄化(国际药品制造商协会联合会,2017年;Roig,2010年;Arnold等人,2014年)。药品要经过严格的审批程序,以确保有效性和患者安全(Taylor,2016年),然而却很少考虑为风险评估而开展长期生态毒理学研究,以防止不良环境影响(Sanderson等人,2003年;Fent等人,2006年;Boxall等人,2012年)。关于沿海环境中各种药品出现情况的数据有限,因此需要监测会影响环境的药品(Gaw等人,2014年;Richardson和Ternes,2014;Arpin-Pont等人,2016年;Pazdro等人,2016年)。

### 6.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

药品与个人护理品和常见持久性有机污染物及重金属同被列入关于危险物质的第20章第2节(联合国,2007年b),没有对它们进行单独考虑或评估。

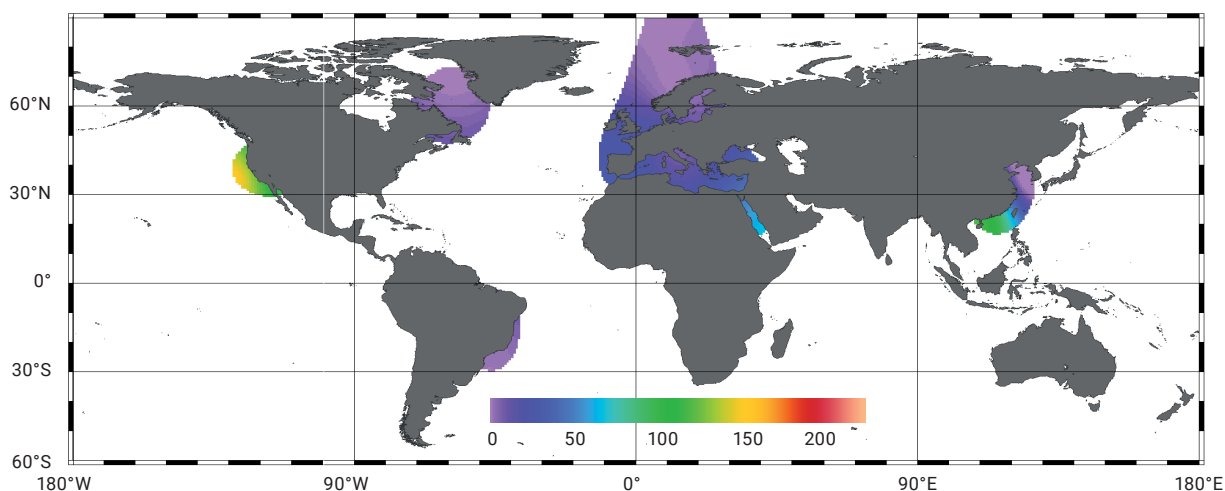
### 6.3. 对2010-2020年期间环境变化的描述

迄今为止,关于海洋生态系统中药品与个人护理品出现情况的研究还很少。然而,人们对海洋中药品与个人护理品的出现情况日益关注,尤其是

因为断定海洋生态系统已受到药品与个人护理品污染的影响,而且可以获得日益敏锐的分析能力(Picot-Groz等人,2014年)。Bebianno与Gonzalez-Rey (2015年)和Arpin-Pont等人(2016年)近期收集并发表了他们掌握的关于海水、沉积物和海洋生物中药品与个人护理品出现情况的数据。调查和检测最多的化合物是抗生素(红霉素、磺胺甲恶唑和甲氧苄啶;见图四)、抗癫痫剂(卡马西平)、咖啡因、非甾体抗炎药(布洛芬、酮洛芬)和止痛剂(乙酰氨基酚)。在心血管药物中,阿替洛尔和吉非罗齐的检测频率最高或呈现出最高的相对浓度(Arpin-Pont等人,2016年)。

掌握的个人护理品数据有限(Bebianno和Gonzalez-Rey,2015年;Arpin-Pont等人,2016年)。所掌握数据涉及麝香、消毒剂(三氯生)和一些紫外线过滤剂,其中最主要的是二苯甲酮3和奥克立林。在中国维多利亚港的水中检测到的三氯生浓度高达99.3纳克/升(Wu等人,2007年)。在美国南卡罗来纳州弗利海滩的水中检测到二苯甲酮3的浓度高达2 013纳克/升(Bratkovic和Sapozhnikova,2011年)。奥克立林不仅用于防晒霜,也用于食物添加剂,通过废水直接或间接进入沿海地区。水中奥克立林的浓度高达1 409纳克/升,贻贝组织内干重浓度可达3 992纳克/克(Arpin-Pont等人,2016年;Picot-Groz等人,2014年)。

**图四**  
抗生素在世界海洋中的地域分配情况(纳克/升)



资料来源: Schlitzer, 2020年。

对海洋水域中药品与个人护理品的大部分测量工作在北大西洋、北海、波罗的海、地中海和亚洲太平洋进行(表2)。在亚洲,特别是在中国,在河口和中国边缘海的海水、沉积物和生物区系中测到多种不同药品与个人护理品(Xu等人,2013年;Zhang等人,2013年b;Na等人,2013年;Nödler等人,2014年;Kallenborn等人,2018年;Kötke等人,2019年)。研究表明,药品与个人护理品存在于海洋的所有区域,在直接受人类活动影响的地区,药品与个人护理品的水平较高。最近,在北极和南极的沿海地点进行了多项研究。然而,相比之下,对南半球海洋环境中药品与个人护理品的测量很

少,现有关于沉积物中药品与个人护理品水平的信息也很少(Arpin-Pont等人,2016年)。

除了在海洋环境中出现抗生素及其转化产物外,在太平洋和北冰洋的细菌和土壤中也发现了抗生素抗性基因(McCann等,2019年;Hatosy和Martiny,2015年)。海洋环境中出现抗生素抗性基因可能与沿海陆源抗生素抗性细菌流失、人为抗生素流失以及对海洋环境中输入的抗生素的抗药性选择有关(Allen等人,2010年;Hatosy和Martiny,2015年)。

所掌握的关于北极环境中药品与个人护理品的数据甚至比温带海洋体系内药品与个人护理品的数据还有限。然而, Kallenborn等人(2018年)得出结论, 这组化合物是相关污染物, 即使在北极等偏远地区也是如此。根据最近的研究, 与低纬度地区相比, 当地药品与个人护理品来源(如污水处理)的特点, 加上北极低温气候和北极住区废物处理设施有限的技术标准, 都有助于延长残留物的环境稳定性(Kallenborn等人, 2018年)。从沿海海水到高营养级生物区系, 几乎所有北极环境基质中

都发现了100多种药品与个人护理品相关化合物。在总共110种化合物中, 约有22种在海水中被发现(Kallenborn等人, 2018年), 其中西酞普兰(抗抑郁剂)、卡马西平(抗癫痫剂)和咖啡因(兴奋剂)浓度最高。北极环境中某些药品与个人护理品的水平相对较高, 未必是由于消费率较高, 更有可能是因为北极低温气候下的环境稳定性较高。当大量抗菌剂被释放时, 这一点被认为具有重要意义, 更有可能产生耐药性(Gullberg等人, 2011年; Kallenborn等人, 2018年)。

**表 2**  
**在沿岸水域测量的主要药品与个人护理品浓度(纳克/升)**

地点	红霉素	克拉霉素	磺胺甲恶唑	磺胺二甲噻啶	罗红霉素	碘美普尔	碘普罗胺	双氯芬酸	卡马西平	苯扎贝特	布洛芬	参考
北极, 特罗姆瑟(挪威)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Kallenborn等人, 2018年
北极, 朗伊尔宾(挪威)	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	1.0 – 4.0	n.a.	n.a.	0.4 – 1	Kallenborn等人, 2018年
北极, 特罗姆瑟(挪威)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d. – 0.7	Weigel等人, 2004年
波罗的海	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.a.	Kötke等人, 2019年
北海	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.a.	Kötke等人, 2019年
Himerfjärden (瑞典)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	4.0 – 12.0	n.a.	n.a.	Magnér等人, 2010年
波罗的海	n.d.	14	21	n.a.	n.a.	98	45	9.2	22	n.a.	n.a.	Nödler等人, 2014年
奥斯陆峡湾	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d. 48.0	n.a.	n.a.	n.d. – 52	Kallenborn等人, 2018年
爱琴海	n.d.	16	3.8	n.a.	n.a.	83	109	4.6	2.9	3.5	n.a.	Nödler等人, 2014年
亚得里亚海	5.8	n.d.	3.6	n.a.	n.a.	29	n.a.	n.d.	3.1	n.a.	n.a.	Nödler等人, 2014年
亚得里亚海	n.a.	n.a.	0.02 – 1.02	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0.11 – 0.36	0.02 – 0.14	n.a.	Loos等人, 2013年
地中海	9	5	14	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	Moreno-González等人, 2015年
桑托斯湾	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	n.a.	326.1 – 2094	Pereira等人, 2016年

地点	红霉素	克拉霉素	磺胺甲恶唑	磺胺二甲噻唑	罗红霉素	碘美普尔	碘普罗胺	双氯芬酸	卡马西平	苯扎贝特	布洛芬	参考
红海	n.a.	n.a.	63	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	14020	110	n.a.	508	Ali等人, 2017年
渤海和黄海	0.69	0.07	1	0.01	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Zhang等人, 2013年b
胶州湾	4.5	0.58	9.6	0.04	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Zhang等人, 2013年a
烟台湾	0.82	0.03	1.4	0.02	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Zhang等人, 2013年a
黄海南部	0.5	3	7.7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Du等人, 2017年
东海	n.a.	n.a.	0.5 – 3.5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Fisch等人, 2017年
珠江三角洲	n.d. – 126	n.a.	n.d. – 40.6	n.a.	n.d. – 12.0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Xu等人, 2013年
南海	21	n.a.	11.4	7.03	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Liang等人, 2013年
悉尼河口(澳大利亚)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	3.0 – 12.5	n.a.	n.d – 2.7	n.a.	n.a.	Birch等人, 2015年
南极	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	Hernández等人, 2019年

缩写: n.a.: 不适用; n.d., 未检出。

尽管已建议将药品与个人护理品列入危险物质清单, 以便就控制措施作出决策, 而且有明确证据表明, 所有海洋区域和海洋生物中都存在药品与个人

护理品, 但关于大多数检测到的药品与个人护理品的数据仍不足以评估其在水中的趋势水平和对海洋生物的暴露效应。

## 7. 大气污染物(氮氧化物、硫氧化物)

### 7.1. 导言

大气中氮氧化物和硫氧化物的主要来源是燃烧。与海洋环境最相关的是航运排放造成的大气污染。航运排放造成的地方性和区域性环境问题在很大程度上与航运强度有关, 但此类排放也可能造成全球性污染。

### 7.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

在《第一次评估》(联合国, 2017年a)第17章中, 讨论了交通繁忙地区的氮氧化物和硫氧化物的排放情况, 以及这些化合物对酸雨和人类健康的影响。

### 7.3. 对2010-2020年期间环境变化的描述

据估计, 航运业每年排放的氮氧化物总量约为19 000千吨(2013-2015年), 其中约91%来自国际航运, 其余来自国内航运和渔船(分别为6%和3%)(Olmer等人, 2017年)。波罗的海国际航运每年的氮排放总量约达80吨, 占波罗的海国家氮氧化物排放总量的5%左右(Gauss等人, 2018年)。

航运所致大气污染的不利影响是国际海事组织(海事组织)关注的一个问题, 海事组织依据《经1978年有关议定书修正的1973年国际防止船舶造成污染公约》附件六, 力求通过国际协定减少船舶的



排放,例如硫氧化物(以及间接地减少颗粒物)和氮氧化物的排放。<sup>11</sup>此外,海事组织还指定了排放控制区,控制区内对硫氧化物和(或)氮氧化物排放的限制更为严格。2020年1月1日,全球航运所用燃油含硫量限值的上限以质量计从3.5%降至0.5%,而在排放控制区内,这一限值自2015年起就降至0.1%。有4个排放控制区:波罗的海区域和北海区域(目前只限制硫氧化物,但从2021年起将包括氮氧化物),北美区域和美国加勒比海区域。北海和波罗的海硫氧化物排放控制区的实施使得毗邻的港口城市和沿海地区二氧化硫浓度显著降低,有利于沿海民众的健康(欧洲联盟,2018年)。该要求也是为了减少海洋中硫氧化物沉积造成的酸化(欧洲环境署,2013年)。据估计,波罗的海氮氧化物排放控制区的实施将迟于2040年把海洋中的氮沉降减少约40%(Karl等人,2019年)。尽管有这些改进,但关于长期前景的模型研究显示,如果不采取额外措施,海事组织和欧洲联盟现行法规在减少国际航运二氧化硫排放量方面的作用将持续至2030年,但在此之后,排放量将再次增长。在氮氧化物的排放方面,这种趋势更加明显;预计在2030年之后,如果不采取更多控制措施,国际航运的排放量将超过欧洲联盟内陆源的排放量(国际应用系统分析研究所(应用系统分析所),2018年)。

## 8. 来自土地、船舶和海上设施(包括溢漏和排放的应对安排)的碳氢化合物

### 8.1. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

如《第一次评估》所述,碳氢化合物(例如源于石油溢漏)能对海洋生态系统造成物理性危害(通过油污影响鸟类、哺乳动物和海滩),也能造成化学性危害(通过多环芳烃等有毒成分影响海洋生态系统)。视不同的浓度和暴露程度,影响可能是急性的也可能是慢性的(Lindgren等人,2012年)。碳氢化合物通过多种途径进入海洋环境。陆源包括城市径流和沿海炼油厂,与航运相关的来源包括作

为了既不改用更贵的低硫燃油又能满足更严格的限硫法规,越来越多的船舶(2010年7艘,2015年256艘,2020年超过4 400艘)配备了废气净化系统,也被称为洗涤器,以便能继续使用重质燃料油。洗涤器用细水雾洗涤废气,而最简单、最常见的形式是,开式洗涤器会将洗涤水直接排回大海。除了硫氧化物,金属和有机污染物等物质也被从废气中洗出,人们日益担心大规模排放洗涤器洗涤水可能会对海洋环境造成不利影响(Koski等人,2017年;Ytreberg等人,2019年;Teuchies等人,2020年)。因此,一些港口、地区和国家已采取预防措施,禁止在其水域进行排放(Turner等人,2017年),其中包括荷兰鹿特丹等许多欧洲港口,以及美国加利福尼亚州和新加坡的港口,最近,中国和埃及也分别提出在中国水域和苏伊士运河实施此类禁令。

减少航运对环境影响的进一步努力包括国际海事组织《极地水域船舶作业国际规则》<sup>12</sup>,该规则促进根据日常作业以及航行和航运事故报告识别危险物质。由于在全球范围内实施了更严格的限硫规定,以及鼓励不在北极地区使用重质燃料油,更多的替代混合燃油进入了市场。需要开展更多研究以确定新燃油可能具有的毒性。

业排放和事故,以及近海油气设施的作业排放、事故和井喷。此外,大气沉降和自然渗漏也是重要来源。2003年有人提出,所有来源的总量可能已达到每年47万吨至840万吨(国家研究理事会和交通研究委员会,2003年),可与世界原油产量作比较,例如,1999年世界原油产量约为35亿吨。由于对燃烧设施、车辆等的监管更加严格,多环芳烃的水平预计将会下降。2017年,原油产量增长近25%,接近44亿吨(2018年《全球能源统计年鉴》)。

<sup>11</sup> 联合国,《条约汇编》,第1340卷,第22484号。

<sup>12</sup> 国际海事组织,MEPC 68/21/Add.1号文件,附件10。



## 8.2. 对2010年至2020年期间环境变化的描述

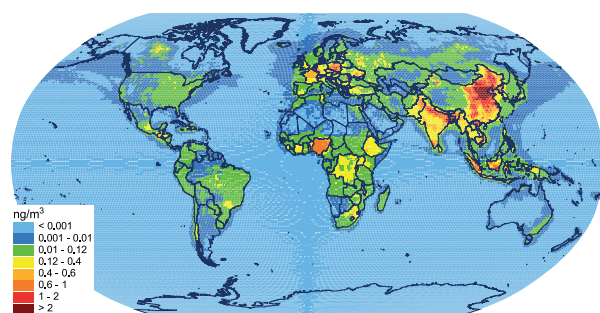
根据多环芳烃化合物苯并(a)芘的全球远程大气沉降模式, 苯并(a)芘在地中海的亚得里亚海和爱琴海、东北大西洋的北海沿海地区、波罗的海东南部以及里海北部的沉降水平特别高(图五.A)。然而, 在全球范围内, 苯并(a)芘的主要排放和沉降出现在亚洲东部和南部, 那里的大气沉降水平比图五所示的水平高一个数量级, 甚至更多(Gusev等人, 2018年)。2000年之前, 波罗的海苯并(a)芘的沉降水平一直在增加, 2000年之后, 沉降率似乎趋于平稳。

海洋内碳氢化合物的其他重要来源是航运事故、作业损失和航运非法排放。不过, 全球溢油7吨以上的航运事故正日趋减少。据国际油轮船东防污染联合会(2019年)指出, 2009-2018年期间的年均溢油次数为6.4次, 而1990-1999年期间为35.8次。油轮溢漏事故减少可能是因为在1999年Erika号油轮的灾难性事故之后, 在逐步淘汰单壳油轮方面加速改进安全措施, 该措施于2003年生效(海事组织, 2019年)。也是从Erika号和Prestige号(2003年)事故开始, 如货主要求更高安全标准, 有可能采用的措施是海事安全检查, 主要针对化学品和油轮(Power, 2008年)。考虑到原油、石油和天然气的航运量在稳步增长(从1990年到2017年, 增幅近80%)(联合国贸易和发展会议(贸发会议), 2018年), 油轮溢漏事故的减少趋势更加明显。

过去10年, 近海石油产量一直保持在同一水平, 约为2 600万-2 700万桶/日(国际能源署, 2018年

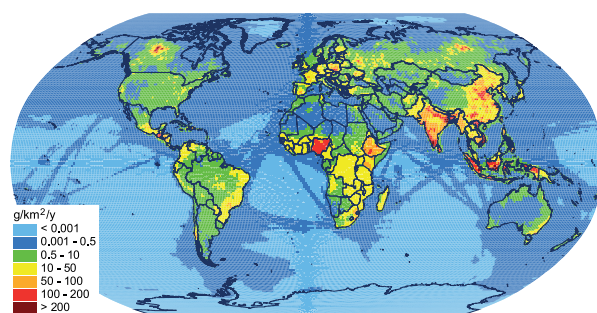
a), 但市场份额已缩小, 原因是2017年全球石油产量增至约9 500万桶/日(国际能源署, 2018年b)。除溢油外, 来自近海油气生产的主要影响涉及采出水排放(全球排放量估计高达3 950万立方米/日(Jiménez等人, 2018年))以及钻井废物处置(Bakke等人, 2013年)。尽管几项研究(如Moodley等人, 2018年)表明采出水会对海洋物种造成亚致死性影响, 但人们普遍认为, 采出水和钻井废物处置产生长期、广泛影响的风险很低, 但这一点无法从已发表的文献中得到证实(Bakke等人, 2013年)。然而, 观察到北海产区区内捕获的野生鱼类肝脏中DNA加合物的水平超过环境评估标准, 引起了人们对石油化合物对早期生命阶段影响的担忧(Balk等人, 2011年; Pampanin等人, 2017年)。需要进一步研究群落和种群水平, 推进基于单一物种毒性数据的现有知识(Camus等人, 2015年)。在着手新的海上勘探之前开展环境风险评估时, 也有这个需要。如果风险评估依据的是最坏情况, 仅能有限地反映整体情况, 则该评估对相关不确定性的处理可能存在偏向性(Hauge等人, 2014年)。从海洋环境角度来看, 近海平台的退役问题日益受到关注。国际能源署(2018年a)估计, 2 500-3 000个近海项目可能需要退役, 而如今的年均退役速度为每年120个平台。平台退役成本最高的部分是堵井和弃井。在北海, 根据《奥斯巴公约》, 自1998年起要求拆除所有顶部和底层结构。然而, 美国和东南亚采用“钻井变鱼礁”的办法, 允许留下部分水下设施, 改装成人工礁。在墨西哥湾, 已经有500多个这样永久改装的退役钻井平台(国际能源署, 2018年a)。

**图五.A**  
2016年苯并(a)芘全球范围年均模拟大气浓度空间分布情况(纳克/立方米)



资料来源: Gusev, A. 等人, 2018年。

**图五.B**  
2016年苯并(a)芘全球范围沉降通量空间分布情况(克/平方千米/年)



## 9. 海上设施使用和排放的其他物质

采出水除了含有会产生环境后果的碳氢化合物外,还含有高浓度的砷、镉、铬、铜、铅、汞、镍、银和锌等金属,有些浓度比本底浓度高102-105倍(Jiménez等人,2018年)。<sup>13</sup>源自地质构造的天然放射性物质也可能以溶解性固体的形式存在于产出水中。最常见的此类化合物是镭226、镭228和钷(Bou-Rabee等人,2009年)。<sup>14</sup>为了尽量减少采出水对环境的不利影响,正在努力:(a)在采油过程中使用少量的水;(b)将水再次使用;以及(c)海上处置(Jiménez等人,2018年)。

如《第一次评估》的结论所述,在评估采出水的大规模影响方面仍然存在知识差距(奥斯巴公委员会,2018年a)。在北海区域,奥斯巴委员会一直在努力实现在2017年之前逐步淘汰近海产业使用的

毒性最大的化学品。虽然没有完全达到目标,但至少从2014年到2016年,在挪威大陆架完全没有使用《奥斯巴优先行动化学品清单》上的化学品。挪威大陆架的化学品使用和排放总量在2013年达到顶峰,联合王国大陆架也有类似的排放趋势(奥斯巴公委员会,2018年b)。2016年,近海使用的化学品总量为398 158吨。在所用化学品中,共有71%(重量)列于被认为环境风险很小或没有风险的海上使用和排放物质奥斯巴清单,28%(重量)是其他非替代化学品,1%是替代化学品(即含有一种或多种可被替代物质的化学品)。除了开展逐步淘汰有毒化学品的工作外,还提议采用新技术,例如利用先进氧化工艺治理采出水(Jiménez等人,2018年)。

## 10. 与可持续发展目标的关系

各种污染物在水(或陆地)上的大气沉降与目标14直接相关,但也与大多数(即便不是全部)可持续发展目标相关,例如,目标2和目标6,或者有可能对气体排放产生影响的目标,包括目标1和目标8,因为地球上生命的先决条件之一是供应清洁健康的水。<sup>15</sup>

持久性有机污染物的浓度达到可能造成有害影响的程度,意味着到2025年不太可能实现可持续发展目标具体目标14.1。对于许多残留的持久性有机污染物(如多氯联苯),气体排放、液体排放和损耗都非常低;问题是,由于持久性有机污染物对生物降解有抗性,沉积物中会重新出现持久性有机污染物。显然,仍然需要增加科学知识,了解海洋生物区系暴露于日益增加的化学品混合物而受到的累积影响(可持续发展目标具体目标14.a和其他目标)。

在持久性有机污染物、金属、药品与个人护理品和碳氢化合物方面,可持续发展目标具体目标3.9将

很难实现,特别是难以实现大幅减少水污染目标。本章没有评估持久性有机污染物、金属、药品与个人护理品和碳氢化合物对人类健康的影响,但已经认识到海洋哺乳动物正在受到持久性有机污染物的影响,一些持久性有机污染物和金属的浓度仅缓慢下降,而有些浓度则不断增加,已影响到顶级捕食者。

要实现可持续发展目标具体目标2.1,需要更为协调的、涵盖可食用海洋动植物的监测方案,以确保海洋食物源的质量。

可获得的信息表明,人工电离辐射源对海洋环境的影响可能不会对实现可持续发展目标具体目标14.1构成重大问题。然而,关于世界大部分地区的放射性核素排放情况,现有信息存在很大差距。

相关的药品与个人护理品应纳入业已建立的国际、国家和区域长期监测方案,作为具体区域药品与个人护理品“观察名单”的科学依据,特别是在沿岸水域。国家和国际两级的环境法规和立法

<sup>13</sup> 本章第4节描述了金属的潜在不利影响。

<sup>14</sup> 本章第5节描述了天然放射性物质的潜在不利影响。

<sup>15</sup> 见大会第70/1号决议。

不应割裂陆地和海洋生态系统, 沿海地区应被视为“集水到海洋连续体”中的过渡区, 连接着目标6和目标14。

随着人类活动产生的二氧化碳增加对海洋的影响变得更加显著, 日趋明显的是, 海洋生物区系正

面临另一个压力源, 即海洋酸化。pH值下降(见第9章), 伴随温度升高和溶解氧减少, 使得因污染物负荷而变得脆弱的生物区系可能会被面临的多重压力因素压垮(另见第25章)。在采取气候行动的同时, 最好能减少海洋面临的多重压力因素。

## 11. 关键知识方面仍然存在的主要差距

《第一次评估》强调指出, 由于需要通过若干不同组织开展工作, 不太可能对不同海洋区域的环境质量进行明确比较, 原因是使用的测量技术不同并且所观察的化学品类别范围差异很大。这种情况依然存在。

有关各种污染物的大气沉降信息严重依赖用于扩大空间覆盖范围的建模方法。为了能够对沉降进行建模, 亟需优质的排放和沉降数据。需要收集数据, 用于区域和(或)全球建模, 以便进行高分辨率空间和时间沉降估算。然而, 这种基本数据的可得性很有限, 对一些海洋区域而言更是如此, 本《评估》就很明显地体现了这一点, 缺乏关于海洋大部分地区的

信息。工业生产的变化将使分层模式以及点源和物质混合物发生变化。在《斯德哥尔摩公约》范围扩大后, 需要提供相关信息, 说明在环境中发现的该公约所详述化合物的浓度, 以便能够审议累积影响(见第25章)以及旨在消除这些化合物排放和使用的相关进程的成效。

重要的是, 需要对《斯德哥尔摩公约》所详述化学品的生物效应和累积影响进行大量研究, 以便适当编写状况评估, 在大气温室气体浓度增加而导致发生变化的情况下尤其如此, 例如, 海洋暖化、海洋脱氧、海洋酸化和呼吸速率变化。

目前在GEOTRACES方案下所做努力和持续时间序列将改善全球和区域分辨率。然而, 要改进对微量元素及其同位素趋势的估计, 需要显著提高分辨率。目前缺乏危险物质在南大西洋和整个南太平洋的时序, 南大洋的数据也是如此。跨界海洋污染的程度尚待适当调查。要测绘沿岸水域和沉积物污染情况, 则需要更好的协同努力, 以及全球范围

内更具针对性的生物区系研究, 以便能确定更大(海洋)范围内的影响。

有必要协调各种金属采样的空间和时间安排, 以便数据能体现全球战略。这项工作需要协同努力, 可能包括环境署的各项区域海洋公约和行动计划, 以及在沿岸水域和公海的采样工作。由于采样分辨率优化后能够在检测浓度变化时确知置信度, 因此需要质量控制和质量保证准则, 包括相互校准。

关于向东北大西洋及其邻近海域以外的海洋环境排放的放射性物质的水平, 公布的详细信息非常有限。据知, 已经开展了大量监测工作。因此, 有必要重启原子能机构的放射性核素数据库, 并扩大其范围, 涵盖向大气和水环境的排放, 藉此提供更广泛的信息。

此外, 欢迎原子能机构打算再次开展该机构1995年和2005年进行的关于各主要捕鱼区鱼类和海水中天然与人为放射性水平的研究(原子能机构, 1995年和2005年)。这将为《联合国海洋科学促进可持续发展十年》(2021-2030年)作出适当贡献。

对甲壳动物受电离辐射影响的各项研究所作综述总结认为, 该专题的数据覆盖率很低, 实地尤其如此, 并认为其他类群可能有类似问题(Fuller等人, 2019年), 这意味着需对该专题进行进一步研究。

在海洋生态系统中发现了大量药品与个人护理品, 这主要表明如今的分析方法能够识别和量化这些物质及其代谢物, 未必能全方位反映海洋环境中存在的药品与个人护理品。分析海水、沉积物和生物区系中药品与个人护理品的超痕量浓度仍然是现有分析方法面临的重大挑战。然而, 技术发展



与新型应用将进一步降低量化工作所受限制,并识别目前尚未识别的新药品与个人护理品(Kallenborn等人, 2018年)。

需要协调海洋环境中药品与个人护理品及其代谢物分析工作的主动和被动采样战略和分析方法。这将确保通用数据的质量,并且有利于在实验室和地理区域之间进行更有效的数据比较(Arpin-Pont等人, 2016年)。

由于药品与个人护理品大多是原封不动或以代谢物形式排出体外,因此只把母体化合物作为对象并不适当;分析程序和风险评估必须将主要转化产物包括在内(Rivera-Utrilla等人, 2013年)。

迄今为止,尚没有覆盖全球沿海地区和公海内药品与个人护理品存在情况的综合数据集,这意味

着无法对药品与个人护理品进行潜在的海洋生物影响评估。最好创建一个数据库,支持风险评估和建模并为国际社会管理药品与个人护理品提供信息。由于缺乏足够的数据库,特别是缺乏关于海洋网络中不同营养级的数据,因此需要应用10 000的安全系数,导致对化合物的风险特征描述具有很高的不确定性(欧洲药品管理局, 2018年)。

为了进一步评估所调查药品与个人护理品的生态毒性,并估计观测到的浓度是否会对海洋生态系统产生影响,有必要改善关于海洋试验生物的数据。这些努力应着重长期研究中以低剂量暴露为特征的慢性毒性的影响,其中应包括化学品混合物的性状(Deruytter等人, 2017年)。

## 12. 能力建设方面仍然存在的主要差距

持久性有机污染物和药品与个人护理品构成的混合物性质复杂,同时这些化合物即使在浓度很低时也可能有毒,这意味着需要在全世界范围内发展必要的分析能力。

需要在全世界范围内以系统性、有质量保证的方式在公海以及沿海和陆架海进行采样和后续分析,涵盖《斯德哥尔摩公约》详述的原有和新的持久性有机污染物,以及各种金属、药品与个人护理品、放射性物质、氮氧化物、硫氧化物和碳氢化合物。尽管预计将面临重大的分析挑战,但运用这种方法,就能够进行精确的空间和时间评估,最终将提供信息,促进改善在持久性有机污染物、药品与个人护理品和可能对海洋环境有害的其他材料使用方面的管理决策。

持久性有机污染物继续在极地地区和顶级捕食者体内累积,但这两处都不易采样。因此,必须加大力度制定更为统一的监测计划,在尽可能多的方案中纳入为确定持久性有机污染物浓度而进行的采样工作,在已知受持久性有机污染物影响的地区尤其如此。此外,需要加深了解和认知持久性有机污染物通过食物网流动的情况。开发营养级放大因子应当有助于对跨食物网浓度进行建模,

显示难以采样物种内持久性有机污染物的可能浓度。

多氯联苯等物质的浓度因相关物质重新出现持续升高,这是产生持久性有机污染物的一个重要来源。然而,清楚认知污染物进入海洋的路线和途径能够加强各项措施的评估工作并提高这些措施的针对性,提供关于可能重新出现问题的信息,并有可能预测恢复时间。此外,未来评估的一个主要考虑因素应是确定因多重混合影响造成的环境现状,特别是不仅要考虑单一物质或物质组对环境的影响,还要考虑多个同时存在的危险物质造成的复杂和潜在的放大影响。

经过几十年的分析,所用仪器有了改进,采样方法和样品保存也有了改进。然而,在确定时间趋势时,最关注的往往是所确定的浓度,而较少考虑采样器的相关检测限度。因此,有必要更多地考虑分析的技术和具体方面(Mangano等人, 2017年)。此外,为了支持未来的评估,有必要审查和协调单个指标所用阈值,以确保其相关性和适用性。另外,全面了解新污染源,特别是风电场等近海活动产生的污染源也是有益之举。

需要开发相关实验室设施,以便能够提高对海洋系统中持久性有机污染物和药品与个人护理品毒性的认识。此外,必须配置相关基础设施,从而能够评估在海洋物种和生境面临的多重压力因素所造成的更广泛累积影响,特别是气候变化和海洋酸化方面,持久性有机污染物和药品与个人护理品所起的作用。

与其他危险物质的监测情况一样,在监测海洋环境中持久性有机污染物、各种金属、药品与个人护

理品和放射性核素浓度的能力方面,大多数发展中国家存在重大差距。

《关于汞的水俣公约》<sup>16</sup>于2017年8月16日生效,其中包括缔约方提供支持的条款,如能力建设和技术援助,以及卫生、公众认识、教育和监测条款。该公约共有113个缔约方(截至2020年7月)。

此外,应努力减少这些危险物质进入海洋的所有来源。

## 参考资料

- Ahrens, Lutz and others (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, vol. 79, No. 3, pp. 266–272.
- Akagi, Tasuku, and Keisuke Edanami (2017). Sources 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., and others (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., and others (2017). Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in effluent-dominated Saudi Arabian coastal waters of the Red Sea. *Chemosphere*, vol. 175, pp. 505–513.
- Allen, Heather K., and others (2010). Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 8, No. 4, pp. 251–259.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) (2015). Temporal trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic. ISBN – 978-82-7971-100-1.
- \_\_\_\_\_ (2016). [www.amap.no](http://www.amap.no).
- Alo, B., others (2014) Studies and transactions on pollution assessment of the Lagos Lagoon system, Nigeria. In *The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa*. S. Diop and others, eds. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 65–76. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1>.
- Arnold, Kathryn E., and others (2014). *Medicating the Environment: Assessing Risks of Pharmaceuticals to Wildlife and Ecosystems*. The Royal Society.
- Arpin-Pont, Lauren, and others (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, and others (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., and others (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.

<sup>16</sup> UNEP(DTIE)/Hg/CONF/4, 附件二。



- Bakke, Torgeir, and others (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, and others (2011). Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production. *PLoS One*, vol. 6, No. 5.
- Balmer, Brian C. and others (2015). Persistent organic pollutants (POPs) in blubber of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the northern Gulf of Mexico coast, USA. *Science of the Total Environment* vol. 527, pp. 306–312.
- Baltic Marine Environment Protection Commission (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](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](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](http://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](http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/metals).
- 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.
- Bebiano, 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., and others (2012). Perfluoroalkyl acids in the Atlantic and Canadian Arctic oceans. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, No. 11, pp. 5815–5823.
- Birch, G.F., and others (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, and others (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian ocean. *Chemosphere*, vol. 174, pp. 354–362.
- Boitsov, Stepan, and others (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., and others (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., and others (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., and others (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, and others (2016). Return of naturally sourced Pb to Atlantic surface waters. *Nature Communications*, vol. 7, art. 12921.
- Brown, T.J., and others (2019). *World Mineral Production 2013–17*. British Geological Survey.

- Bu, Qingwei, and others (2016). Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic environment: challenges and needs. *Emerging Contaminants*, vol. 2, No. 3, pp. 145–147.
- Buesseler, Ken, and others (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., and others (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). Sources of pharmaceutical residues in the environment and their control. In *Pharmaceuticals in the Environment. Issues in Environmental Science and Technology*, No. 41, R.E. Hester and R.M. Harrison, eds., pp. 92–119.
- Camus, L., and others (2015). Comparison of produced water toxicity to Arctic and temperate species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 113, pp. 248–258.
- Carlsson, Pernilla, and others (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.
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (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 Trends 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](http://www.ospar.org/documents?v=38960).
- Cossa, Daniel, and others (2011). Mercury in the Southern Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 75, No. 14, pp. 4037–4052.
- Cunningham, Patricia A., and others (2019). Assessment of metal contamination in Arabian/Persian Gulf fish: a review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 143, pp. 264–283.
- Dastoor, Ashu P., and Dorothy A. Durnford (2013). Arctic Ocean: is it a sink or a source of atmospheric mercury? *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 3, pp. 1707–1717.
- Deruytter, David, and others (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, and others (2018). Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*, vol. 361, No. 6409, pp. 1373–1376.

- Dirtu, Alin C., and others (2016). Contrasted accumulation patterns of persistent organic pollutants and mercury in sympatric tropical dolphins from the south-western Indian Ocean. *Environmental Research*, vol. 146, pp. 263–273.
- Du, Juan, and others (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, and others, 2020. Impact of industrial phosphate waste discharge on the marine environment in the Gulf of Gabes (Tunisia), *PLoS One*, 17 May 2018.
- Esposito, Mauro, and others (2018). Total mercury content in commercial swordfish (*Xiphias gladius*) from different FAO fishing areas. *Chemosphere*, vol. 197, pp. 14–19.
- European Environment Agency (EEA) (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](http://www.eea.europa.eu/publications/the-impact-of-international-shipping).
- European Medicines Agency (EMA) (2018). *Draft Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use*. London.
- European Union (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>.
- Fair, P.A., and others (2019). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in edible fish species from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: exposure and risk assessment. *Environmental Research*, vol. 171, pp. 266–277.
- Fang, Tien-Hsi, and others (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.
- Fent, Karl, and others (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, vol. 76, No. 2, pp. 122–159.
- Fisch, Kathrin, and others (2017). Occurrence of pharmaceuticals and UV-filters in riverine run-offs and waters of the German Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, No. 1, pp. 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.057>.
- Fisher, David, and others (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, and others (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, and others (2018). Atmospheric supply of nitrogen, cadmium, mercury, benzo(a)pyrene and PVB-153 to the Baltic Sea in 2016. *EMEP/MS-CORDEX Technical Report 1/2018*.
- Gaw, Sally, and others (2014). Sources, 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, and others (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-Coding, Céline A.J., and others (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, and others (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., and others (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, and others (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 Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets*.
- Gusev, A., and others (2018). Persistent Organic Pollutants: assessment of transboundary pollution on global, regional, and national scales. *EMEP Status Report 3/2018*, July 2018. [http://en.msceast.org/reports/3\\_2018.pdf](http://en.msceast.org/reports/3_2018.pdf).
- Hassan, Hassan, and others (2019). Baseline concentrations of mercury species within sediments from Qatar's coastal marine zone. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 595–602.
- Hatje, Vanessa, and others (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, and others (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., and others (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., and others (2013). A summary of global <sup>129</sup>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, and others (2015). Shallow methylmercury production in the marginal sea ice zone of the central Arctic Ocean. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 10318.
- Hermann, L., and others (2018). Phosphorus processing – potentials for higher efficiency. *Sustainability*, vol. 10, No. 5, art. 1482.
- Hernández, F., and others (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., and others (2011). Applications of anthropogenic radionuclides as tracers to investigate marine environmental processes. In *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, pp. 367–394. Springer.
- Hou, X., and others (2013). Iodine-129 in seawater offshore Fukushima: distribution, inorganic speciation, sources, and budget. *Environmental Science & Technology*, vol. 47, pp. 3091–3098.
- Hussy, Ines, and others (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](http://en.msceast.org/reports/2_2018.pdf).



- International Atomic Energy Agency (IAEA) (1995). Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS), IAEA-TECDOC-838, IAEA, Vienna.
- \_\_\_\_\_ (2005). Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS): radionuclide levels in oceans and seas, IAEA-TECDOC-1429, IAEA, Vienna.
- \_\_\_\_\_ (2015). *Inventory of Radioactive Material Resulting from Historical Dumping, Accidents and Losses at Sea*. TECDOC Series 1776. Vienna: IAEA. [www.iaea.org/publications/10925/inventory-of-radioactive-material-resulting-from-historical-dumping-accidents-and-losses-at-sea](http://www.iaea.org/publications/10925/inventory-of-radioactive-material-resulting-from-historical-dumping-accidents-and-losses-at-sea).
- \_\_\_\_\_ (2019a). Power reactor information system (PRIS) database. [www.iaea.org/resources/databases/power-reactor-information-system-pris](http://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. [www.iaea.org/sites/default/files/19/09/events-and-highlights-july-2019.pdf](http://www.iaea.org/sites/default/files/19/09/events-and-highlights-july-2019.pdf).
- International Energy Agency (IEA) (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](http://www.iea.org/reports/oil-information-overview).
- International Federation of Pharmaceutical Manufacturers & Associations (IFPMA) (2017). *The Pharmaceutical Industry and Global Health: Facts and Figures 2017*. [www.ifpma.org/wp-content/uploads/2017/02/IFPMA-Facts-And-Figures-2017.pdf](http://www.ifpma.org/wp-content/uploads/2017/02/IFPMA-Facts-And-Figures-2017.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 Mediterranean Sea. Final Report. [https://iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Shipping\\_emissions\\_reductions\\_main.pdf](https://iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Shipping_emissions_reductions_main.pdf).
- International Maritime Organization (2019). Construction requirements for oil tankers – double hulls. [www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/constructionrequirements.aspx](http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/constructionrequirements.aspx).
- 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](http://www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/Company_Lit/Oil_Spill_Stats_2019.pdf).
- Jamieson, Alan J., and others (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 3, art. 0051.
- Japan Nuclear Fuel Limited (JNFL) (2020). Reprocessing. [www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing](http://www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing).
- Jeong, Yu-Jin, and others (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., and others (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports*, vol. 6, 18573.
- Jiménez, S., and others (2018). State of the art of produced water treatment. *Chemosphere*, vol. 192, pp. 186–208.
- Jonsson, Sofi, and others (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). *Miljöföreningar i Utsjösediment–Geografiska Mönster Och Tidstrender*.
- Kallenborn, Roland, and others (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., and others (2019). Impact of a nitrogen emission control area (NECA) on the future air quality and nitrogen deposition to seawater in the Baltic Sea region. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 19, No. 3, pp. 1721–1752. <https://doi.org/10.5194/acp-19-1721-2019>.
- Kenna, Timothy C., and others (2012). Intercalibration of selected anthropogenic radionuclides for the GEOTRACES program. *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 10, No. 8, pp. 590–607.
- Klatte, Stephanie, and others (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., and others (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, and others (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 North Sea. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 260, Nos. 1–2, pp. 361–371.
- Lee, Jong-Mi, and others (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, and others (2017). Organophosphate esters in air, snow, and seawater in the North Atlantic and the Arctic. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6887–6896.
- Liang, Ximei, and others (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, and others (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, and others (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.
- Loos, Robert, and others (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, and others (2017). Organophosphate ester flame retardants and plasticizers in ocean sediments from the North Pacific to the Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 7, pp. 3809–3815.
- Ma, Yuxin, and others (2018). Concentrations and water mass transport of legacy pops in the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 23, pp. 12972–12981.
- Madigan, Daniel J., and others (2012). Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 24, pp. 9483–9486.
- Magnér, Jörgen, and others (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, and others (2017). Monitoring of persistent organic pollutants in the polar regions: knowledge gaps & gluts through evidence mapping. *Chemosphere*, vol. 172, pp. 37–45.
- Marsili, Letizia, and others (2018). Persistent organic pollutants in cetaceans living in a hotspot area: the Mediterranean Sea. In *Marine Mammal Ecotoxicology*, pp. 185–212. Elsevier.

- Mason, Robert P., and others (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., and others (2019). Understanding drivers of antibiotic resistance genes in High Arctic soil ecosystems. *Environment International*, vol. 125, pp. 497–504.
- McDonough, Carrie A., and others (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, and others (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, and others (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, and others (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, and others (2018). Effects of low crude oil chronic exposure on the northern krill (*Meganycitiphanes norvegica*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 500, pp. 120–131.
- Moreno-González, R., and others (2015). Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, vol. 138, pp. 326–344.
- Munson, Kathleen M., and others (2015). Mercury species concentrations and fluxes in the central tropical Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, No. 5, pp. 656–676.
- Na, Guangshui, and others (2013). Occurrence, distribution, and bioaccumulation of antibiotics in coastal environment of Dalian, China. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 69, pp. 233–240.
- National Research Council and Transportation Research Board (2003). *Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects*. Washington, D.C.: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10388>.
- Nödler, Karsten, and others (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, Japan: significance of anthropogenic Gd. *Geochemical Journal*, vol. 40, No. 5, pp. 463–474.
- Olmer, Naya, and others (2017). Greenhouse gas emissions from global shipping, 2013–2015. *The International Council on Clean Transportation*.
- Otosaka, S., and others (2018). Distribution and fate of <sup>129</sup>I in the seabed sediment off Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 192, pp. 208–218.
- Pampanin, Daniela M., and others (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, and others (2015). Tracing the Agulhas leakage with lead isotopes. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 20, pp. 8515–8521.
- Pazdro, Ksenia, and others (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., and others (2018). Tracking hospital effluent-derived gadolinium in Atlantic coastal waters off Brazil. *Water Research*, vol. 145, pp. 62–72.
- Pereira, Camilo D. Seabra, and others (2016). Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment*, vol. 548, pp. 148–154.
- Picot-Groz, M., and others (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, and others (2015). POPs in free-ranging pilot whales, sperm whales and fin whales from the Mediterranean Sea: 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](http://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, and others (2011). Toothed whales in the northwestern Mediterranean: insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* vol. 62, No. 5, pp. 1058–1065.
- Qin, Xiaofei, and others (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, and others (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, vol. 93, No. 7, pp. 1268–1287.
- Robinson, Kelly J., and others (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, and others (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, and others (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, and others (2011). Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Baltic Sea: new findings from their distribution in 10 different tissues. *Environmental Chemistry*, vol. 8, No. 4, pp. 419–428.
- Rusiecka, D., and others (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, and others (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, and others (2017). Unexpected source of Fukushima-derived radiocesium to the coastal ocean of Japan. *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, and others (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.
- Schlosser, Christian, and others (2019). Distribution of dissolved and leachable particulate Pb in the water column along the GEOTRACES 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>.
- Scientific Committee on Oceanic Research, Working Group 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>.

- Shamsudheen, S.V., and others (2015). Atmospheric Supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and PCBs to the Baltic Sea 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*.
- Sköld, Ola (2000). Sulfonamide resistance: mechanisms and trends. *Drug Resistance Updates*, vol. 3, No. 3, pp. 155–160.
- Smith, John N., and others (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., and others (2016). A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, No. 4, pp. 560–575.
- Stockholm Convention (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*.
- Sühring, Roxana, and others (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, and others (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.
- Sun, Yu-Xin, and others (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 <sup>129</sup>I released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in the Kuroshio and Oyashio current areas. *Marine Chemistry*, vol. 204, pp. 163–171.
- Tamura, Ikumi, and others (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, and others (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, R.E. Hester and R.M. Harrison, eds.
- Teuchies, J., and others (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, and others (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., and others (2017). Shipping and the environment: smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences. *Elementa-Science of the Anthropocene*, vol. 5.
- United Nations (2017a). Chapter 17: Shipping. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 20: Coastal, riverine and atmospheric inputs from land. In *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.



- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport*. United Nations.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2019). *Global Mercury Assessment 2018*. UNEP.
- United Nations Environment Programme and United Nations Institute for Training and Research (UNEP and UNITAR) (2018). PCB: A Forgotten Legacy. 2028: Final Elimination of PCB. UNEP.
- United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP) (2012a). Initial integrated assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling step 3 of the ecosystem approach process. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- \_\_\_\_\_ (2012b). State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- UNEP/MAP/Coordinated Mediterranean Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL) (2011a). Hazardous substances in the Mediterranean: a spatial and temporal assessment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- \_\_\_\_\_ (2011b). Analysis of trend monitoring activities and data for the MED POL Phase III and IV (1999–2010). United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- Vanderford, Brett J., and others (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, and others (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, and others (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., and others (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, and others (2010). Hexachlorobenzene sources, levels and human exposure in the environment of China. *Environment International*, vol. 36, No. 1, pp. 122–130.
- Webster, Lynda, and others (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, and others (2004). Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. *Chemosphere*, vol. 56, No. 6, pp. 583–592.
- Wiberg, K., and others (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](http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles.aspx).
- Wu, Jian-Lin, and others (2007) Triclosan determination in water related to wastewater treatment. *Talanta*, vol. 72, pp. 1650–1654.
- Wu, Junwen, and others (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, and others (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., and others (2017). Vertical profiles, sources, and transport of PFASs in the Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6735–6744.



- Ytreberg, E., and others (2019). Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 316–324.
- Zhang, Ruijie, and others (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, and others (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, and others (2017). North Atlantic Deep Water formation inhibits high Arctic contamination by continental perfluorooctane sulfonate discharges. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 31, No. 8, pp. 1332–1343.
- Zhang, Ying, and others (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, and others (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 Japan*, vol. 77, No. 10, pp. 1835–1842.



# 第 12 章

# 除疏浚物外的

# 固体废物

# 在海洋环境中的

# 输入和分布

# 情况变化

**撰稿人:** François Galgani (召集人: 海洋废弃物)和Aleke Stöfen-O' Brien (召集人: 倾倒)以及Archis Ambulkar、Maurizio Azzaro、Maria João Bebianno (牵头成员)、Joan Bondareff、Huw Griffiths、Martin Hassellöv、Christos Ioakeimidis、Jenna Jambeck、Paula Keener、Fernanda de Oliveira Lana、Iryna Makarenko、Chelsea Rochman、Qamar Schuyler、Paula Sobral、Ca Thanh Vu (共同牵头成员)、Konstantinos Topouzelis、Dick Vethaak、Penny Vlahos、王菊英(共同牵头成员)和Judith Weis。



## 主旨要点

- 塑料目前占海洋垃圾或海洋废弃物的大部分。
- 大多数海洋垃圾来自陆源, 由废物管理不善, 特别是一些农村和发展中地区废物管理不善所导致。
- 海洋垃圾存在于所有海洋生境, 通过缠绕、摄入和携带入侵物种漂流而影响环境和海洋生物。
- 在偏远和无人居住的地区, 海洋垃圾的数量正在增加。
- 需要时间序列数据来评估和监测海洋垃圾的影响, 包括微塑料和纳米塑料的影响。
- 尽管注意到海洋倾倒入量下降的趋势, 但有必要统一关于海洋倾倒的报告。

## 1. 产生海洋废弃物、包括塑料、废弃渔具、微颗粒和纳米颗粒的活动, 以及对陆地、船舶和海上设施的来源估计

### 1.1. 引言

“海洋垃圾”一词是指的是在海洋和沿岸环境中抛弃、处置或遗弃的任何持久性、制造的或加工过的固体材料(海洋环境保护的科学方面联合专家组(科学专家组), 2019年), 涵盖的材料种类极其广泛, 在体积上从巨型垃圾(>1米)到大型垃圾(>25毫米)、中型垃圾(>5毫米)、微型垃圾(>1微米)和纳米垃圾(<1微米)不等。海洋垃圾可按材料的性质分类, 如塑料、金属、玻璃、橡胶或木材, 或按来源或用途分类, 如渔具、工业颗粒、个人卫生用品和一次性塑料。塑料是由碳氢化合物分子或具有热塑性或热固性的生物物质合成的聚合物, 占海洋垃圾的大部分, 展现出各种不同的特性、形状和成分(科学专家组, 2016年)。2018年, 全球大约产生了3.48亿吨塑料垃圾(欧洲塑料制造商协会, 2019年), 根据2010年数据, 每年进入海洋的塑料垃圾数量在480万吨到1 270万吨之间(Jambeck等人, 2015年)。

海洋垃圾在海岸线上最为明显, 海流、海浪和风的作用以及河流的流出物会导致垃圾集聚在海岸线上。然而, 海洋垃圾, 主要是塑料, 也会出现在海洋表面的会聚区(海洋环流)、水柱、海底和与海洋生物相关的地方, 海洋垃圾在这些地方可能造成危害(Barnes等人, 2009年)。

本节详尽描述了海洋垃圾状况的变化, 包括关键区域具体特征, 并说明了这些变化对人类社区、经济和福祉的影响。

### 1.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

在《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年a)中, 对海洋垃圾的来源、命运、迁移、降解和影响的认知有限。由于缺乏关于海洋垃圾包括其空间和时间范围的信息和知识, 没有深入研究经济影响和减少垃圾的措施。没有研究偏远或超深海地区、特定类型海洋垃圾的特定来源和通量(例如河流输入、废水和微塑料的大气输入), 也没有讨论影响。然而, 随着调查和广泛研究的增加, 例如, 研究表明到2019年有超过1 400种物种受到海洋垃圾的影响, 最近开始了认真讨论(Claro等人, 2019年)。

同样, 以前关于微塑料的讨论很少。海洋环境保护的科学方面联合专家组将微塑料定义为小于5毫米(上限)、大于1微米的聚合物颗粒(科学专家组, 2019年)。以前的讨论仅涉及制作成微塑料的原生微塑料, 以及较大塑料碎片可分解成较小碎片, 即次生微塑料这一事实。

### 1.3. 2010年至2020年期间环境变化情况介绍

海洋垃圾存在于所有海洋生境, 从人口密集区到偏远地区(Barnes等人, 2009年), 从海滩和浅水到深海海沟(Pierdomenico等人, 2019年)。大部分海洋垃圾来自陆源(科学专家组, 2016年; 2019年), 废水、合流下水道溢流、岸上休闲用途、固体废物处置、不当或非法排放和倾倒、垃圾堆放场和径流管理不善(见图一)。据估计, 每年有100多万吨塑料



垃圾从河流进入海洋, 其中污染最严重的20条河流占全球总量的比例很大, 这些河流大多在亚洲 (Lebreton等人, 2017年; Van Emmerick等人, 2018年; Schmidt等人, 2017年)。由于废物管理基础设施的缺陷, 塑料污染也进入了海洋环境, 来自废水处理厂的微塑料可能高达1 000万粒/立方米(欧洲文理科学院政策科学咨询项目, 2019年)。极端事件和自然灾害(如飓风、洪水、地震和海啸)以及事故造成的输入量可能达到每年数百万吨, 与来自陆地的常规输入量相当(Murray等人, 2018年)。

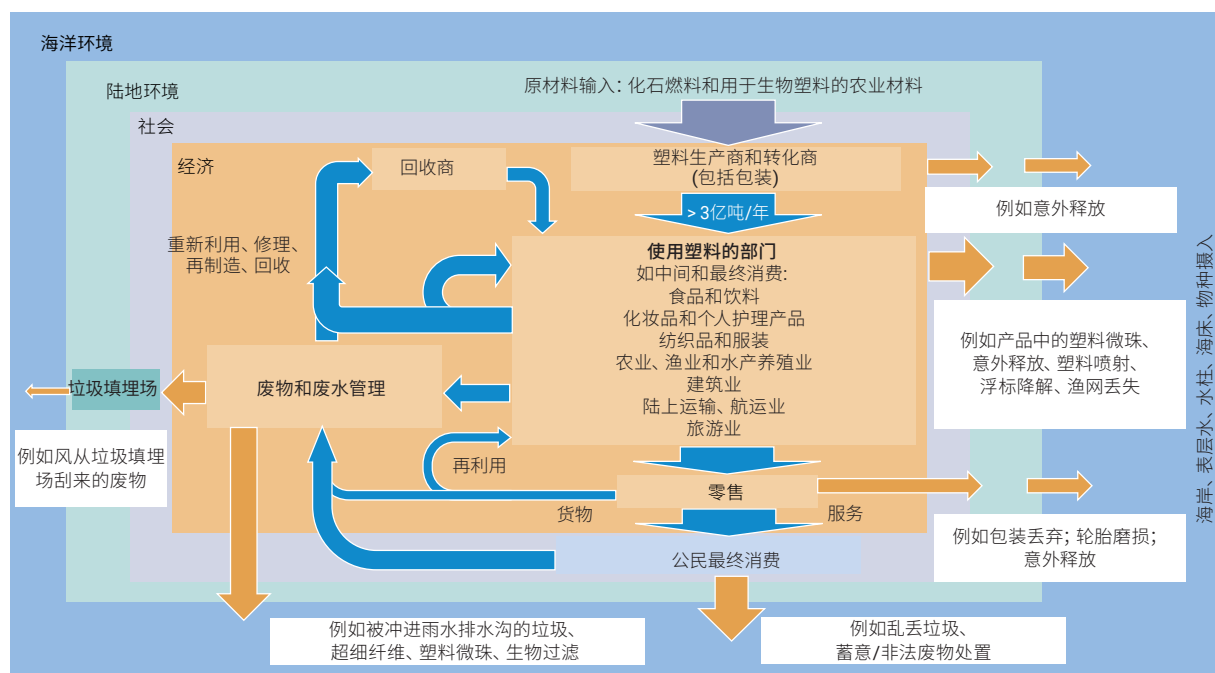
一次性塑料制品是海洋垃圾的最大来源(Addamo等人, 2017年)。据估计, 全球每年消费1万亿至5万亿个塑料袋(联合国环境规划署(环境署), 2018年)。海洋垃圾的其余来源包括海运、工业勘探和近海石油平台、捕鱼和水产养殖(科学专家组, 2016年; 2019年), 还包括如集装箱、压舱物和

货物等的丢失和故意处置。在共用渔场, 大型海洋垃圾全部是遗弃、丢失或以其他方式抛弃的渔具(Pham等人, 2014年)。这类垃圾的数量并不为人所知, 虽然可查到一些估计数(例如, Macfadyen等人(2009年)估计, 每年有64万吨), 并且, 公海中约70%(按重量计算)的漂浮大型塑料与捕鱼有关(Eriksen等人, 2014年)。据估计, 全世界每年丢失全部渔网中的5.7%、全部虾笼的8.6%和全部绳索的29%(Richardson等人, 2019年)。

原生微塑料, 如塑料微珠或工业颗粒, 直接进入海洋环境, 而次生微塑料系由一次性塑料(如餐具、托盘、吸管、烟头、盖子、塑料瓶和购物袋)、合成纺织品和服装、涂层和油漆以及轮胎的风化、磨损和破碎产生(见图二)。最近的研究表明, 微塑料在大气中的输运和沉降也可能是一个重要途径(Rochman, 2018年)。

图一

### 塑料: 生产、各部门使用、公民最终使用、回流到经济中或流入环境的情况



资料来源: 联合国环境规划署(2017年)。

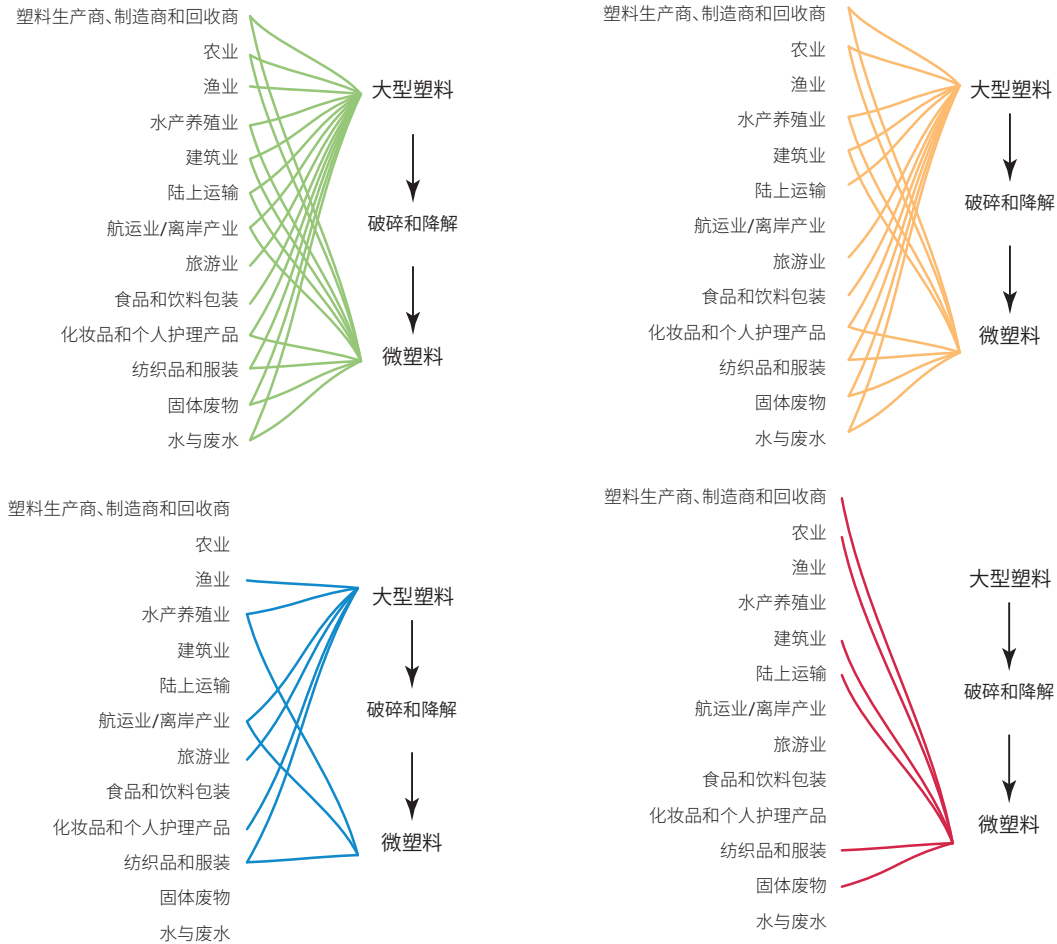
海洋垃圾对海洋生物最常见的影响包括塑料海洋垃圾的缠绕和摄入(科学专家组, 2016年; 2019年)。缠绕主要对大型海洋动物构成威胁, 比如顶级捕食者。鉴于塑料大小不一, 摄入在更广泛的海洋

生物中很常见, 包括海洋哺乳动物、海龟、海鸟、鱼类和无脊椎动物物种。塑料海洋垃圾的其他影响包括改变海洋群落, 塑料结构成为新生境(Reisser等人, 2014年), 跨越生物组织的多个层次(Rochman

等人, 2018年), 或外来物种、有害藻华和散布在人为漂浮污染物上的病原体祸害海洋环境(Carlton等人, 2017年; Viršek等人, 2017年)。因此, 塑料海洋

垃圾可以增加细菌的基因交换, 扩大抗生素耐药性的传播(Arias-Andrés等人, 2018年)。

**图二**  
通过河流(绿色)、海岸线(橙色)和直接输入(蓝色)以及通过大气(红色)进入海洋环境的塑料来源



资料来源: 整理自科学专家组(2016年)。

塑料海洋垃圾也会导致底栖生物窒息, 对其造成损害。潜在的影响不仅存在于生物体层面, 而且存在于种群和生态系统层面(Rochman等人, 2016年)。生物多样性和生态系统服务政府间科学与政策平台确认了塑料对生物多样性的负面影响, 可能造成生态系统多样性失衡和遭到破坏(生物多样性和生态系统服务政府间科学与政策平台, 2019年)。2011年日本发生海啸之后, 在短短6年内, 289种大型动物和大型植物附着漂流至北美(Carlton等

人, 2017年), 该机制非常罕见, 具有潜在的长期后果(Murray等人, 2018年)。

塑料和微塑料除了是实体污染物, 还通常含有化学添加剂, 如邻苯二甲酸盐和溴化阻燃剂(见第11章), 并吸附了其他污染物。实验室研究表明, 微塑料的浓度如果高于自然界已发现的浓度, 会对有机体和种群造成伤害。然而, 现有最佳证据表明, 除了在某些沿岸水体和沉积物中, 微塑料尚未构成广泛的生态风险(相对而言, 对单个生物构成了风险)(欧洲文理科学院政策科学咨询项目, 2019年)。

人类健康是首要关切,但对化学品可能释放后造成的伤害和事故或可能导致的污染影响(欧洲文理科学院政策科学咨询项目,2019年)或者由于海产食品中存在微塑料造成的影响了解相当有限,而且几乎没有适当的风险评估研究。这样的关切可能会导致人们改变其行为,例如,旅游习惯或减少对海产食品的消费。

自《第一次评估》以来获得了更多数据,因此,建模研究、对河流输入的评估、包括空中传感器和卫星在内的自动传感器等新技术,以及海洋物种和群落风险评估等新生态系统办法(Everaert等人,2018年)正在增进对海洋垃圾和塑料,特别是纳米塑料和微塑料如何造成危害的认知。

为了更好地支持评估和监测,使用无人机、远程系统和自动传感器等工具的新技术办法(Maximenko等人,2019年)和新指标可支持实施对海洋垃圾趋势的统一监测,并提高全球办法和措施的效率(科学专家组,2019年)。遥感技术是唯一可用于以多种空间分辨率监测大片沿岸或公海海域的方法,从而有助于实现可持续发展目标指标14.1.1<sup>1</sup>的要求。空间机构正在考虑测试光学和遥感方法并可能将其应用于定期监测(Topouzelis等人,2019年;Martínez-Vicente等人,2019年)。就认识塑料对野生生物和环境的影响而言,风险评估也是很有前途的工具,因为有助于对动物物种与塑料之间的相互作用进行建模。这种方法正在被更广泛使用,但是还需要进一步开展工作来量化相互作用的影响,特别是摄入塑料的致命性和亚致命性(例如改变进食、繁殖和生长)(Schuyler等人,2016年;Wilcox等人,2018年)。

#### 1.4. 具体区域的主要变化和后果

许多区域海洋方案制定了关于海洋垃圾的专题战略或计划。根据联合国环境规划署(环境署)区域海洋公约、议定书和行动计划设立了区域海洋指标工作组,并制定了一套核心的22个关于海洋垃圾的区域海洋指标。在每个区域监测方案的基础上,正在努力为这些指标制定共同方法(科学专家

组,2019年)。一些区域海洋公约、文书或机构(例如东亚海洋协调机构、《防止船舶和飞机倾废造成海洋污染公约》、《防止陆源物质污染海洋公约》和“地中海沿岸地区的海洋环境保护与可持续发展行动计划”)已经更新或正在考虑更新行动计划,纳入港口接收设施,以更好地管理行政和法律事项,并执行、控制和监测收集和处理船舶所产生废物的系统、基础设施和替代办法。表1概述了对世界各大洋盆地所了解情况。

#### 1.5. 趋势

由于缺乏标准化的收集和分析方法,认识引起海洋垃圾数量和影响变化的因素以及这种变化的幅度仍然困难。因此,很难准确地比较不同地点和不同时间的计数或水平。此外,报告往往涉及海洋环境的某一具体组成部分,如垃圾类型和影响,而没有注意自然环境的差异性(科学专家组,2019年),这妨碍了对海洋垃圾密度和影响的状况和可能变化的全面认知。

表2汇总了世界各地有关海滩、海底、漂浮和摄入的海洋垃圾的现有信息。更多信息可从海洋垃圾在线门户网站获得。<sup>2</sup>虽然一些建模研究预测了增长趋势(Kako等人,2014年;Everaert等人,2018年;Lebreton等人,2018年),这些趋势可能会被减排措施抵消。大多数基于定期勘测的工作没有显示任何趋势,除了一些具体情况,例如南极的偏远岛屿(Barnes等人,2009年),大西洋海燕摄入塑料(Petry和Benemann,2017年),或者具体特征,例如北极圈以北的海流汇聚(Tekman等人,2017年)。偏远地区海洋垃圾增加的原因可以解释为从受影响地区向人类活动极度减少或根本不存在地区长期转移。在某些情况下表现出减少的趋势,例如对废弃物的摄入,特别是工业颗粒的摄入减少。Brandon等人(2019年)和Wilcox等人(2019年)还表示,相对于全球的塑料产量,加利福尼亚州的沉积物微塑料和北大西洋的漂浮微塑料增加。现在的挑战是更好地认知塑料是如何在海洋生态系统中循环的、塑料去向何处以及如何降解。

<sup>1</sup> 见大会第70/1和71/313号决议,附件。

<sup>2</sup> 见<https://litterbase.awi.de/litter>。

**表 1**  
对世界各大洋盆地海洋垃圾所了解情况的总览

海盆	来源/分布情况	重要性	循环流动	影响
北冰洋	塑料和微塑料存在于海冰、表层水、深层水、深海沉积物和生物群中(Kanhai等人, 2018年; Peeken等人, 2018年)。	海洋废弃物数量很少; 海冰中的微塑料要高出几个数量级(Cózar等人, 2017年; Barrows等人, 2018年)。幽灵渔具大量存在, 对渔场有影响。	废弃物通过温盐环流的表层洋流向北输送。	北鳕( <i>Boreogadus saida</i> )、大眼鲷( <i>Triglops nybe-lini</i> )(Kühn等人, 2018年; Morgana等人, 2018年)和11种底栖无脊椎动物(Fang等人, 2018年)体内有低浓度微塑料。格陵兰睡鲨( <i>Somniosus microcephalus</i> )体内蓄积了塑料(Leclerc等人, 2012年; Nielsen等人, 2014年)。
北大西洋、波罗的海和北海	在海洋环境所有组成部分中都发现了垃圾和微颗粒; 东北大西洋自1988年以来有监测数据(保护东北大西洋海洋环境委员会, 2017年), 美利坚合众国沿海自2005年以来有监测数据。	在受《保护东北大西洋海洋环境公约》 <sup>a</sup> 管辖海域的海滩上, 每100米有数百件垃圾(最多: 6 090件)。海底的垃圾范围很广(Maes等人, 2018年); 被遗弃和丢失的渔具是波罗的海最重要的垃圾类型。	东北大西洋人口居住区排放的表层垃圾流入北极。来自东南大西洋的垃圾通过赤道洋流流入西大西洋, 并从西北大西洋进入北大西洋环流(Van Sebillé等人, 2015年)。	许多物种摄取了垃圾或微塑料; 北海94%的鸟类胃里有塑料碎片。缠绕(例如影响海豹、海龟、鸟类和无脊椎动物的缠绕)是北大西洋的常见现象。
地中海和黑海	城市固体废物产生量为208~760公斤/人/年; 2500亿个颗粒在水中漂浮(Collignon等人, 2012年); 该区域有全球浓度最高的漂浮微塑料(6400万件/平方公里(Van der Hall等人, 2017年))和海底废弃物(130万件/平方公里(Pierdomenico等人, 2019年); 黑海海滩和海床在很大程度上受到被遗弃或丢失渔具的影响。	地中海是世界上受影响最严重的地区之一(Ioakeimidis等人, 2017年); 5类一次性塑料(餐具/托盘/吸管、烟头、盖子、塑料瓶和购物袋)占有所有类型海洋垃圾的60%以上。	地中海和黑海是封闭盆地, 连接重要大河(尼罗河、波河、多瑙河)(Lechner等人, 2014年; Lebreton等人, 2017年); 都是旅游目的地, 海上交通量很大。	描述的各种影响都存在于地中海, 包括许多物种摄入、缠绕、化学品释放和各类物种的附着漂流。

海盆	来源/分布情况	重要性	循环流动	影响
南大西洋	南大西洋有所有类型的垃圾，这是由人口稠密地区和大河造成的；中上层塑料仅出现于热带大西洋(Eriksen等人, 2014年)；在所有岛屿(Ivar do Sul等人, 2014年)，都有硬质塑料碎片、塑料膜、油漆碎片、纤维和线束；东南部有密度很高的深海海底垃圾(Woodall等人, 2015年)，主要是一次性用品和微塑料。	局部的垃圾浓度很高，但盆地并不是受影响最严重的地区。在加勒比海的岛屿上，大型塑料的密度比大西洋盆地其他岛屿更高；其来源与人类居住的关系比渔业更直接(Ivar do Sul等人, 2014年)。	除了与地转流相关的一般环流机制和南大西洋环流的存在外，向偏远岛屿输送也是重要的驱动因素(Monteiro等人, 2018年)。	尽管缺乏来自东部的数据，但描述的各种影响都存在于南大西洋，包括许多物种摄入、缠绕、化学品释放和各类物种的附着漂流。
印度洋	东南亚和印度是海洋废弃物的主要来源(Jambeck等人, 2015年; Lebreton等人, 2017年)。来自南非和印度的现有数据很新。	印度洋表层的塑料颗粒数量和重量比南大西洋和南太平洋加起来还要多，其中很大一部分在孟加拉湾和该海盆中部(Eriksen等人, 2014年)；在远离海岸地区，深海海底垃圾密度很高(Woodall等人, 2015年)，以渔具为主，但在东南部有零散分布(Woodall等人, 2014年)；塑料和微塑料也存在于印度洋的邻近海域，包括红海(Arossa等人, 2019年)；在波斯湾，海水和沉积物有密度较低的聚乙烯和聚丙烯(Abayomi等人, 2017年)。	由于洋流的性质，倾倒在任何地方的海洋垃圾都被输送到南印度洋环流(Van Sebille等人, 2015年)，并由剩余环流输送到西部(Veerasingam等人, 2016年)，因此到达偏远和无人居住的岛屿；大量商业航运船只和渔船在西印度洋和阿拉伯海航行，丢失渔具和倾倒垃圾的现象很普遍(Woodall等人, 2015年)。	数据有限；所描述的影响包括许多物种(如鱼类、无脊椎动物和海龟)摄入、缠绕(海龟和鸟类)、化学品释放和各类物种的附着漂流。
北太平洋	除地中海，西北太平洋是受影响最严重的地区(Chiba等人, 2018年)；太平洋沿岸和东亚边缘海被经济快速扩张的国家环绕；来自中国、印度尼西亚、菲律宾和越南等国的输入量很大(联合国环境规划署和全球资源信息数据库—阿伦达尔中心, 2016年)。	北太平洋地区受塑料的影响畸高(Eriksen等人, 2014年)，这些塑料来自陆源，也常常来自人口稠密岛屿的海洋(Filho等人, 2019年)。遗弃、丢失或以其他方式抛弃的渔具占大于5cm的废弃物质量的46%，占漂浮垃圾总质量的三分之一(Lebreton等人, 2018年)。海洋废弃物密度达到数百万件/平方公里(Eriksen等人, 2014年; Van Sebille等人, 2015年)，材质以塑料为主：小件垃圾90%是塑料垃圾。	除了与地转流相关的一般环流机制和北大西洋环流的存在外，海啸和地震等自然灾害也是产生垃圾的推动因素。	所有类型的影响，包括鸟类、海龟和哺乳动物在内的海洋生物的缠绕和摄入，都体现在马里亚纳海沟最深的无脊椎动物身上(Jamieson等人, 2019年)。在一些地区，由于渔业(阿拉斯加)或漂流垃圾(夏威夷)的影响，缠绕严重影响海洋生态系统，如珊瑚礁和动物森林，或者非目标种群，如鳍足类动物(Claro等人, 2019年)。



海盆	来源/分布情况	重要性	循环流动	影响
南太平洋	与其他海洋盆地相比,关于塑料浓度的新信息相对较少;数据主要来自澳大利亚和智利。	亨德森岛的海滩废弃物密度最高(239.4±347.3件/平方米,最大值:671.6件/平方米)(Lavers和Bond,2017年);在靠近南太平洋副热带环流中心的萨拉-戈麦斯岛,废弃物数量明显较少(<1件/平方公里)(Miranda-Urbina等人,2015年);南太平洋副热带环流的漂浮塑料最多——超过39万件/平方公里(最大值:50 000件/平方公里)(Miranda-Urbina等人,2015年;Eriksen等人,2018年)。	不同的海洋学模型和经验数据集表明,南太平洋副热带环流中海洋废弃物的数量和密度低于北半球副热带环流中的海洋废弃物(Van Sebillie等人,2015年)。在局部地区,河流也可能在海洋垃圾的分布中发挥重要作用(Gaibor等人,2020年)。	共有97种不同的动物摄入塑料或被塑料缠绕,包括海龟、鱼、海鸟、哺乳动物和蘑菇海葵(Thiel等人,2018年;Markic等人,2018年)。有证据证明:在较接近副热带环流的地方,塑料被摄入(Thiel等人,2018年);微塑料被超深海端足类动物摄入(Jamieson等人,2019年)。
南大洋	由于人类在南大洋的活动规模较小,南大洋的塑料垃圾密度是世界上最低的;海洋废弃物的分布非常局部;潜在的输入量大约是每十年44-500公斤微塑料(Waller等人,2017年);微塑料是由大型塑料降解产生的,或者跨越极地(极锋)界限漂流而来。	微塑料存在于亚南极岛屿潮间带沉积物(Barnes等人,2009年)、威德尔海深海沉积物(Van Cauwenberghe等人,2013年)、太平洋部分表层水(Waller等人,2017年;Isobe等人,2015年;2017年)以及乔治王岛科学考察站附近地点的浅层沉积物和大型藻类(Waller等人,2017年);在南极极锋发现的浓度为0.100-0.514克/平方公里,在南纬60°以南从46 000到99 000个颗粒/平方公里不等,其中罗斯海沿岸地区浓度较高(Cincinelli等人,2017年;Cózar等人,2014年;Isobe等人,2017年);特拉诺瓦湾的沉积物中含有塑料,共有1 661件(3.14克),其中最常见的是纤维(Munari等人,2017年);南极半岛海面拖网打捞出废弃物,估计为1 794件/平方公里,平均重量为27.8g/平方公里,并非来自南纬58°以南;油漆碎片含量比塑料高30倍(Lacerda等人,2019年)。	垃圾从北方水域漂移到南极洲很常见。	自1992/93年南半球夏天以来,在鸟岛考察站的海滩和海鸟群体中一直存在大型塑料和渔业废弃物(Barnes等人,2009年);12种海鸟摄入了塑料颗粒,大多数与飞来飞去的信天翁和灰头信天翁有关,最近在企鹅体内发现了塑料颗粒摄入(Bessa等人,2019年);海洋哺乳动物接触到了海洋废弃物,主要是南极毛皮海狮被塑料包装带、合成线和渔网缠绕;自1980年代末推出立法禁止船舶倾倒塑料并改进对包装带的处置以来,事故数量大幅下降(Barnes等人,2009年)。

<sup>a</sup> 联合国,《条约汇编》,第2354卷,第42279号。

**表 2**  
**海洋环境不同地点和组成部分的海洋垃圾趋势(报告和科学文献的数据汇编)**

地点	区划/物种	期间 (持续时间)	方法	趋势	观察结果	参考
东格陵兰	摄入微塑料(短翅小海雀)	2005年和2014年	从巢中的活鸟收集	无明显时间趋势		Amélineau等人, 2016年
东格陵兰	海面以下微塑料	2005年和2014年	WP-2网; 海面下50米垂直拖网	显著增加		Amélineau等人, 2016年
北大西洋/北极圈, 弗拉姆海峡	深海海底, 两个站点位于北纬79-79°35', 深度2500米	2002-2014年	拖曳相机	垃圾密度明显增加, 小型塑料数量大	可能从欧洲扩散到北大西洋和北极盆地	Tekman等人, 2017年
东北大西洋	78个海滩	2001-2011年	《保护东北大西洋海洋环境公约》; 海洋战略框架指令规程	无大规模趋势	水动力/气候相关推动因素导致局部短期变化	Schulz等人, 2013年
东北大西洋(罗科尔海槽)	深海底栖无脊椎动物摄入微塑料(>2 000米)	1976-2015年	海底地表撬网/阿氏拖网	总体丰度或聚合物类型未呈现趋势	两个物种	Courtene-Jones等人, 2019年
北大西洋	漂浮/海面以下	1957-2016年	被拖曳的浮游生物连续记录仪捕获的废弃物(16 725次拖曳)	自1957年以来增加; 2000年以来没有变化趋势; 北极水域没有变化	650万海里	Ostle等人, 2019年
北海, 大不列颠及北爱尔兰联合王国水域	海床, 17-150个站点/年	1992-2017年	海洋战略框架指令分类体系	未观察到趋势	单位: 存在塑料	Maes等人, 2018年
北海/荷兰	鸟类(暴风鸢, 973个样本, 被搁浅)	1979-2012年	《保护东北大西洋海洋环境公约》的一般规章(质量和数量)	一直到1990年代中期在增加; 近十年来保持稳定; 颗粒显著减少		Van Fran-eker和Lavender Law, 2015年

地点	区划/物种	期间 (持续时间)	方法	趋势	观察结果	参考
爱尔兰水域	鲸目动物(搁浅和误捕)	1990–2015年	胃里物质	未发现摄入垃圾和缠绕的趋势		Lusher, 2015年
波罗的海	2 377次拖网/53次巡航	2012–2017年	海洋战略框架指令/波罗的海国际拖网勘测	塑料在过去两年增长; 未发现捕鱼所产生的垃圾的趋势	塑料占垃圾的35%	Zablotski和Kraak, 2019年
波罗的海	245个站点漂浮/摄入的微塑料——大西洋鲱鱼和西鲱(814个样本)	1987–2015年	浮游生物样本和拖网捕捞, 胃里物质	漂浮或摄入的微塑料无变化		Beer 等人, 2018年
北大西洋副热带环流	漂浮的微塑料	1986–2008年	6 136个海面浮游生物网, 网眼335微米	无趋势	海洋教育协会, 存档的浮游生物样本	Lavender Law等人, 2010年
北大西洋副热带环流	漂浮的塑料(2 624次拖网)	1987–2012年	海面浮游生物网, 网眼335微米	日用塑料没有显著变化; 工业塑料的降幅非常显著	延续了Lavender Law等人(2010年)开展的工作	Van Fran-eker和Lavender Law, 2015年
东北亚得里亚海	海床, 67个站点	2011–2016年	网板拖网	总垃圾减少; 未发现塑料的趋势	50%的塑料来自捕鱼/水产养殖	Strafella等人, 2019年
法国, 地中海	海床/大陆架和海底峡谷	1994–2017年	拖网, 1 902次拖网, 海洋战略框架指令分类体系	没有定期增长, 但1999-2001年和2012年以来水平更高	塑料的比例高达62%	Gerigny等人, 2019年
西班牙, 地中海	海底大陆架, 1 323次拖网	2007–2017年	拖网, 海洋战略框架指令分类体系	无时间趋势; 阿尔沃兰海数量下降	地中海国际底拖网勘测项目	García-Rivera等人, 2018年
西地中海	摄入的废弃物/海龟	1995–2016年	海洋战略框架指令分类体系	略有下降	195个样本	Domènech等人, 2019年

地点	区划/物种	期间 (持续时间)	方法	趋势	观察结果	参考
巴利阿里群岛	漂浮	2005–2015年	陆上/近海清洁船	无趋势(所有类型的废弃物); 夏季增加	清理活动	Compa等人, 2019年
巴西南部	鸟类(白颈风鹳, 122个样本, 被搁浅)	1990–2014年	胃里物质	碎片增加; 原生颗粒减少		Petry和Benemann, 2017年
北太平洋副热带环流	漂浮的微塑料	2001–2012年	2 500个海面浮游生物网, 网眼335微米	无明显时间趋势	混杂的空间和时间变异性	Lavender Law等人, 2014年
中国台湾省	海滩垃圾, 541次清理活动	2004–2016年	清理活动	无时间趋势	来自海洋沿岸清理活动的的数据	Walther等人, 2018年
中国	全国监测, 海滩、海面和海底	2011–2018年	国家海洋局规定	无趋势		中国生态环境部, 2019年
中国	23个地点(海滩和邻近水域; 漂浮及海床)	2007–2014年	西北太平洋行动计划/国家海洋局规定	无明确趋势	海床垃圾中塑料的百分比增加	Zhou等人, 2016年
智利	海滩(所有海岸); 3次勘测, 69个海滩	2006–2016年	参与式科学, 主要类别	无趋势	三个取样年	Hidalgo-Ruz等人, 2018年
厄瓜多尔	海滩(26个地点)	2018–2020年	参与式科学(400名志愿者)	无趋势	一个取样年	Gaibor等人, 2020年

## 1.6. 变化对人类社区、经济和福祉的影响

在产品和包装中使用塑料的最大影响是海洋污染(环境署, 2014年), 但必须强调的是海洋垃圾的经济影响很难量化。根据2011年数据, 保守地推测, 对应海洋的自然资本, 海洋塑料的经济代价为每年每吨3 300美元至33 000美元之间(Beaumont等人, 2019年)。虽然欧洲沿海地区输入海洋的塑料有限(Jambeck等人, 2015年), 但清理沿海地区海洋垃圾的估计费用可高达每年6.3亿欧元(Crippa等人, 2019年)。最近(McIlgorm等人, 2020年)发现, 从2009年到2015年, 海洋垃圾的直接经济代价增加了9倍, 达到108亿美元。

除了间接影响(即对生物多样性和生态系统的影响), 海滩垃圾可能是最明显的直接影响, 影响沿海地区的遗产价值, 该价值可转化为清理活动的财务支出(环境署, 2019年)。未来必须考虑对海洋生态系统和服务的损害和代价, 尽管对海洋生态系统结构和功能的有害影响的实际认知有限。

海洋垃圾还会导致航运业和休闲活动成本增加, 包括游艇(即马达受污染、螺旋桨被缠绕、产量受损和维修费用)(Hong等人, 2017年), 但损害和相关的社会代价扩展到其他部门, 如水产养殖业和渔业。仅拆除10%遗弃的虾笼预计每年就可为全球

甲壳类渔业带来约8.31亿美元的额外收入(Scheld等人, 2016年)。

大多数海洋生物体内的微塑料是在消化系统中发现的, 人们通常不会食用这些部分, 但贝类和小鱼除外, 因为会被整体食用。除了事故和伤害, 没有证据表明微塑料蓄积对鱼类和贝类健康或商业种群有负面影响(Barboza等人, 2018年)。与人类健康的联系未得到充分研究, 在纳米塑料(<1微米)方面的知识缺口甚至更大, 特别是纳米塑料的吸收和行为(科学专家组, 2016年; 另见第8章)以及纳米塑料如何在不同机制中通过生物屏障(Wright和Kelly, 2017年)。由于缺乏相关毒性数据, 欧洲食品安全局得出结论认为, 目前无法评估纳米塑料和微塑料对人体健康的风险(欧洲食品安全局食物链污染物小组, 2016年)。此外, 有迹象表明, 人类通过食用受污染的海产食品摄入微塑料纤维仅占食品整体受微塑料污染的一小部分(Catarino等人, 2018年)。

尚未详细评估海洋垃圾的社会经济影响以及对海洋和沿海环境领域或依赖于海洋和沿海环境的关键部门和活动的潜在代价, 导致生态系统价值定价偏差, 并且污染代价向外部转移。赋予海洋垃圾价值的方法也鲜为人知。需要着重评估海洋垃圾所造成损害的环境和社会经济代价, 并对海洋垃圾预防和减少措施进行成本效益分析(见表3)。



**表 3**  
海洋垃圾与经济部门、来源、数量和影响的关系

经济部门	非建筑区	自然风险	极端事件	气候变化	农业和林业径流	沿海城市化	筑坝(对水的需求)	废水排放	工业	旅游常访	帆船运动	海洋采矿	疏浚	脱盐	沿海人工化	港口作业	近海结构	电缆和管道	航运	油气开采	可再生能源	捕鱼(包括休闲类)	海洋食品采集	提取基因资源	水产养殖	固体废物处置	气体储存	研究与教育	国防活动	弹药倾倒
<b>经济部门对应的海洋垃圾数量</b>																														
河流输入																														
海滩垃圾																														
表层垃圾																														
海底垃圾																														
微塑料																														
<b>经济部门对应的海洋垃圾影响</b>																														
野生生物																														
人类健康																														
旅游业																														
渔业																														
航行																														
市政																														
清理活动																														

■ 高度影响      ■ 重要影响      ■ 有限影响      ■ 无影响

资料来源：环境署(2019年)。

## 1.7. 与可持续发展目标和其他框架的关联性

大会和联合国环境大会、《生物多样性公约》<sup>3</sup>以及七国集团(治理海洋垃圾行动计划)和二十国集团(海洋垃圾行动计划)最近的宣言都对海洋垃圾问题作出了全球承诺(联合国环境大会, 2019年)。2016年, 联合国环境大会通过了关于打击海洋塑料垃圾和微塑料的第2/11号决议<sup>4</sup>, 并于2019年发布了海洋中塑料垃圾的监测和评估指南。<sup>5</sup>

海洋废弃物直接涉及关于保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展的可持续发展目标14。具体指标14.1目前被归类为第三级指标, 没有国际公认的方法或标准可用(环境署, 2019年)。为推进对指标14.1.1<sup>6</sup>的衡量, 提出了更统一的方法, 以鼓励制定和实施区域或全球监测方案, 促进成果交流。这些方法将有助于将指标14.1.1从第三级移至第二级(指标概念明确, 有既定方法和标准, 但不定期产生数据)。

微塑料和纳米塑料还涉及关于确保可持续消费和生产模式的目标12。还应提及目标11, 因为塑料海洋垃圾也来源于城市住区管理不善的废物, 而最终进入海洋的固体废物直接涉及目标6, 因为塑料垃圾和微塑料由管理不善的废水和雨水携卷。

2019年, 七国集团审查了区域海洋公约范围内正在进行的活动, 并确定了进一步行动的优先事项, 确保通过联合国机构进行有效协调, 以应对监测问题以及对人类健康和生物群的社会经济影响和后果, 并确保业界参与制定和执行与废物管理和预防有关的对策。此外, 在《控制危险废物越境转

移及其处置巴塞尔公约》<sup>7</sup>的框架内, 缔约方通过了对公约附件的修正案, 将某些塑料废物纳入该公约的范围, 以便除其他外应对塑料对海洋环境的影响。<sup>8</sup>

除许多国家计划外, 区域间政策, 例如2018年欧洲联盟塑料战略及其各种具有法律约束力的指令(海洋战略框架指令(2008/56/EC)、关于港口接收设施的指令(2019/883/EU)和关于一次性塑料的指令(2019/904/EU))<sup>9</sup>, 是应对海洋垃圾问题方法的范例, 考虑到了循环经济原则, 目前正在实施许多措施(例如, 新材料、废水处理、禁令和生产者延伸责任)。

已经启动了许多举措, 从个人和全球系统的角度将科学、政治、社会和经济行动纳入项目。例如, 关于海洋垃圾的免费大规模开放式在线课程<sup>10</sup>旨在组建一个由积极参与应对海洋垃圾挑战的行为者组成的全球网络。移动应用程序等新工具还使公民能够在科学数据库中录入在海岸线和水道上所发现废弃物的位置和类型数据。其他有效工具, 如可公开查阅的欧洲海洋观察和数据网络<sup>11</sup>, 包括废弃物数字地图, 从而为海洋政策和整个社会提供了一个综合工具。

60多个国家实施了禁令和征税以遏制一次性塑料产生的废物(环境署, 2018年), 但往往没有数据、指标或监测来评估此类行动的有效性和结果。这些措施包括禁止某些物品(如塑料袋), 推出课税或押金制度, 以及在行业层面达成自愿协议。

已经实施了各种现有措施(联合国粮食及农业组织, 2016年), 包括标记渔具; 港口国措施; 陆上收集; 为找到的渔具付款; 更好地定位和报告丢失的

<sup>3</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第1760卷, 第30619号。

<sup>4</sup> 见联合国环境规划署联合国环境大会, UNEP/EA.2/Res.11号文件。

<sup>5</sup> 海洋环境保护的科学方面联合专家组, 第99号报告和研究。

<sup>6</sup> 大会第71/313号决议, 附件。

<sup>7</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第1673卷, 第28911号。

<sup>8</sup> 见联合国环境规划署, UNEP-CHW.14-28号文件。另见[www.basel.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP14/tabid/7520/Default.aspx](http://www.basel.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP14/tabid/7520/Default.aspx)。

<sup>9</sup> 见<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>, <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/883/oj>和<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904>。

<sup>10</sup> 见<https://sustainablehighereducation.com/2019/03/22/mooc2019>。

<sup>11</sup> 见[www.emodnet-bathymetry.eu/approach](http://www.emodnet-bathymetry.eu/approach)。

渔具; 处理和回收利用; 使用一次性塑料替代品, 特别是聚苯乙烯鱼箱; 提高认识计划。

根据《经1978年有关议定书修正的1973年国际防止船舶造成污染公约》<sup>12</sup>, 应对海洋垃圾问题的的工作包括开发一个港口接收设施数据库, 将其作为国际海事组织(海事组织)全球综合航运信息系统的模块。

## 1.8. 展望

海洋垃圾污染的管理工作异常复杂, 鉴于涉及多元的行为者、来源、材料、社会经济方面和监管框架, 因此需要采取综合办法, 包括科学、立法、经济、普及海洋知识、教育、社会参与以及能力建设和技术转让方面的国际合作, 还包括从全球到区域和地方各级的技术和财政支持。如果不改进国际政策和动员工作, 塑料污染只会恶化(Jambeck等人, 2015年)。据估计, 如果目前的消费模式和废物管理做法得不到改善, 到2050年, 垃圾填埋场和自然环境中将有大约120亿吨塑料垃圾(Geyer等人, 2017年)。其后果将不仅仅是经济上的, 对环境的影响也将是巨大的。

应对数量庞大的海洋垃圾有多种可选办法, 其中一些包括解决该方法的方法, 同时认识到并不是所有的方法都适用于每个国家或得到每个国家的支持, 有些国家并不考虑不利影响。这些可选办法包括: 减少塑料消费; 支持生态设计和创新(特别是对报废塑料问题和替代品的研究); 提高资源效率, 更好地管理废物和水; 为市政垃圾、包装和塑料垃圾制定长期、有效和可行的回收利用目标; 更多地使用政策工具和控制措施, 包括奖励、税收和其他监管措施, 如禁令或生产者延伸责任机制; 采用再制造倡议和协调废物部门的政策投资(Ten Brink等人, 2018年)。还需要对全球废物交易, 特别是废碎料交易进行严格的监管和监督。

塑料污染也为开展有效环境教育提供了途径。挑战在于改变人们对这一问题的看法和认识, 以便他们能够将塑料污染视为教育、提高认识和知识普及

的载体, 并找到克服政治、经济和文化障碍的潜在战略。在海洋垃圾科学的背景下, 目标可以与政策相关目标挂钩, 从而增加对公民的激励(科学专家组, 2019年)。

## 1.9. 知识和能力建设方面仍然存在的主要缺口

在微塑料方面, 知识方面的主要缺口包括如何使用标准化方法对海洋环境中的微塑料进行量化, 以及关于塑料在海洋环境各组成部分中如何降解以及纳米塑料的存在和影响的信息。需要更多地研究塑料垃圾作为病原体、抗生素耐药性、化学品和生物毒素的运输媒介的作用, 及其在海洋生物和人类群体中传播疾病的可能性。最后, 在许多国家, 对包括塑料在内的海洋垃圾的数量和影响缺乏充分的国家和区域监测, 这是解决这一问题和评估已采取措施有效性的主要瓶颈。

最近由英联邦科学和工业研究组织、巴尔的摩大学和根据海洋战略框架指令开展的方案旨在回答关于陆上垃圾分布和从陆地流向海洋的垃圾数量的决定因素的一些科学问题。这些举措的产出预计将包括根据数据得出的向海洋泄漏率的估计数, 并帮助各国认知最好在哪些领域有针对性地采取有效的干预措施, 以阻止废弃物进入海洋。由于开发了不同方法来测量从管理不善的废物或以微塑料形式泄露进入水道和海洋的塑料, 因此需要统一不同的方法。

最重要的是, 回收利用和废水和固体废物管理方面的基础设施和政策不足(环境署, 2017年)。此外, 尽管非法利益攸关方可能积极参与固体废物收集和回收, 但立法薄弱, 有非正规部门、非法制造和黑市的各国之间存在巨大差异, 这限制了使用、废物管理和预防方面减排措施的执行工作(环境署, 2019年)。然而, 所有利益攸关方在实施更可持续的生产和消费模式方面达成了普遍一致, 并提出了一系列倡议, 包括循环经济。循环经济旨在通过促进再利用、共享、维修、再制造和回收来创建一个闭环系统, 以消除浪费, 持续利用资源。

<sup>12</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第1340卷, 第22484号。

联合国环境大会第四届会议最近采取的行动(环境署, 2019年)在很大程度上支持这一做法, 通过了关于可持续消费、生产和商业做法、废物管理和一次性塑料产品的决议。

其他缺口包括执法不力、分开收集、城乡之间的严重地区差距以及雨水管理不善。基本措施包括那些旨在保障垃圾填埋场安全、发展港口废物管理、推广渔业最佳做法和改善海运以限制集装箱丢失或原生微塑料泄漏的措施。

认识到塑料消费的减少应带来塑料废物产生量减少, 解决海洋垃圾和微塑料问题的障碍可能与不可持续的消费和生产形态有关。需要与私营部门和行业合作, 以促进向可持续解决方案的转变。经济激励不足可能是行为改变所面临挑战的根本原因。最后, 减少或消除有害物质使用或产生的化学产品和工艺设计对塑料生产商和用户都尤为重要(见表4)。

**表 4**  
**知识和能力建设缺口汇总**

知识缺口
对海洋垃圾的根本原因认识不全面。目前研究没有专注于塑料污染的来源和去向。
在微塑料和纳米塑料产量、检测限度、精确度和质量方面的准确核算方法和分析工具有限。
微米级颗粒的聚合物识别复杂且耗时。
科学知识(塑料污染的规模、微塑料、监测的科学技术基础、数据协调、塑料毒性、风险评估和命运)支离破碎。
食用受塑料污染的海产食品对人体健康的影响未知。
对于遗弃、丢失或以其他方式抛弃的渔具以及水产养殖相关海洋垃圾的贡献和影响知之甚少。
对不同环境中塑料的降解和添加剂或其他化学类别的沥滤的了解仍然有限。
未充分开发计算模型的范围和粒度。
存在关于塑料对渔业、旅游业和海运经济影响的知识缺口。对海洋垃圾通量与区域经济之间的联系知之甚少。
海洋塑料垃圾通过极端事件和可能的排放, 或通过限制海洋作为碳汇的能力, 对气候变化产生影响, 该影响必须进一步研究。
生产者延伸责任在一些国家难以实施, 特别是群岛国家。
缺乏公众意识、行为改变和循环经济模式, 不同国家的认识水平不同。
能力建设缺口
世界上许多地方尚未开展监测。
在确定蓄积区和特定类型的垃圾(遗弃、丢失或以其他方式抛弃的渔具)方面存在技术困难。
技术缺陷(即废物管理基础设施的缺陷)。必须有环境可持续和高效的废物管理、回收能力和材料替代方面的坚实政策。
经济评估方法需要纳入塑料在环境中的代价。
在制定和执行方案(包括针对区域优先事项的措施)方面缺乏各级综合决策和协调。
措施执行工作不力。
废物处理基础设施和政策不足或效率低下; 世界上许多地方都没有废物管理。
城乡之间差距较大。
雨水管理不善。
废物收集、管理、回收和港口接收基础设施不足。
必须提高可回收性。
需要与私营部门和行业合作和协调, 以减少和转变塑料的生产、需求和消费。
必须改进认识、信息和教育。



## 2. 海洋倾倒, 包括船舶垃圾和污水污泥

### 2.1. 引言

根据《联合国海洋法公约》<sup>13</sup>第一条第5款(a)项(-)目、1972年《防止倾倒废物及其他物质污染海洋的公约》(《伦敦公约》)及其1996年《伦敦议定书》, 倾倒是从船只、飞机、平台或其他人造海上结构故意处置废物或其他物质的行为。

倾倒疏浚物、污水污泥、工业废物、鱼类废物、船只和人造结构排放物、有机和无机化学品、放射性物质、战争炸药和军用化学品等物质对海洋生态系统造成了影响, 并造成了环境挑战(保护东北大西洋海洋环境委员会(《奥斯巴公约》), 2010年b; 海事组织, 2018年)。除《联合国海洋法公约》外, 为应对倾倒废物所带来的环境挑战, 《伦敦公约》和《伦敦议定书》均载有管控在海上无管制倾倒和焚烧废物的规定。这些监管要求已多次修改(海事组织, 2018年)。此外, 许多国家制定了区域倡议和方法, 以管控和评估废物倾倒活动。在《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》<sup>14</sup>和《巴塞尔公约》<sup>15</sup>的框架内还采取了一些举措, 以解决危险废物越境转移及其处置的控制问题, 并保护人类健康和环境免受持久性有机污染物的影响。

### 2.2. 《第一次世界海洋评估》记录的情况

《第一次评估》中关于固体废物处置的第24章(联合国, 2017年b)概述了与倾倒有关的监管制度和重要国际里程碑, 例如通过《伦敦公约》和《伦敦议定书》。评估报告概述了这两项文书涵盖的监管技术和废物流, 以及为了解所倾倒废物和其他物质的数量和性质开展的工作。评估报告还指出, 对许多《伦敦公约》和《伦敦议定书》缔约方的报告不足现象表示关注, 这导致难以明确掌握总体情况, 以便评估制度执行情况和认识废物倾倒状况。

### 2.3. 海洋倾倒状况的变化

《伦敦议定书》禁止倾倒所有废物, 但有限的几类除外, 例如: (a) 疏浚物; (b) 污水污泥; (c) 鱼类废物或工业鱼品加工作业产生的物料; (d) 船只、海上平台或其他人造结构; (e) 惰性无机地质材料; (f) 天然来源的有机物质; (g) 主要由铁、钢、混凝土和类似无害物质构成的大型物品, 这类物品令人担忧的是实体影响; (h) 将二氧化碳碳在海底浅层中进行海底封存(海事组织, 2018年)。

可通过审查根据《伦敦公约》和《伦敦议定书》公布的废物倾倒数据和发放的许可证(海事组织, 2019年), 了解总体废物倾倒状况的变化。以下各节概述了每种固体废物倾倒类别的情况。

#### 2.3.1. 污水污泥倾倒

污水污泥倾倒对沉积物质量、底栖生物组合、水生动植物群乃至整个海洋生态系统都有影响。污水排放带来的过高营养含量可能导致水中含氧量减少, 导致海洋生物死亡, 毁坏整个生境和生态系统(见第10章)。共有13个缔约方报告了1976-2016年期间的污水污泥处置情况, 总量为 $393 \times 10^6$ 吨(海事组织, 2019年)。图三显示, 倾倒已大幅减少, 甚至许多缔约方禁止该活动, 很少有缔约方报告处置活动。2011年, 总共倾倒了60万吨, 而在2016年, 该数量下降到只有0.041万吨。

2016年, 海事组织根据《伦敦公约》和《伦敦议定书》, 发布了一份关于对海上倾倒废物中海洋垃圾目前所了解情况的报告。该报告试图回顾污水污泥或疏浚物中是否含有海洋垃圾, 取决于垃圾的类型、性质和数量。报告的结论是由于总体数据缺乏、方法和报告方式存在差异以及在空间和时间上缺乏系统抽样, 在当时进行此类评估很困难(海事组织, 2016年a)。

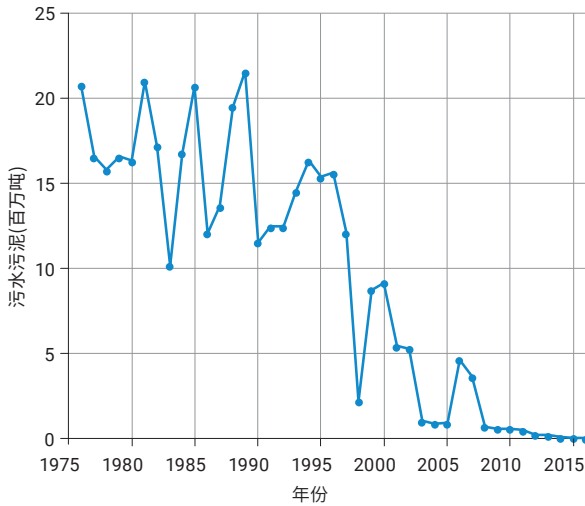
<sup>13</sup> 同上, 第1833卷, 第31363号。

<sup>14</sup> 同上, 第2256卷, 第40214号。

<sup>15</sup> 同上, 第1673卷, 第28911号。



**图三**  
倾倒的污水污泥量



资料来源: 海事组织(2019年)。

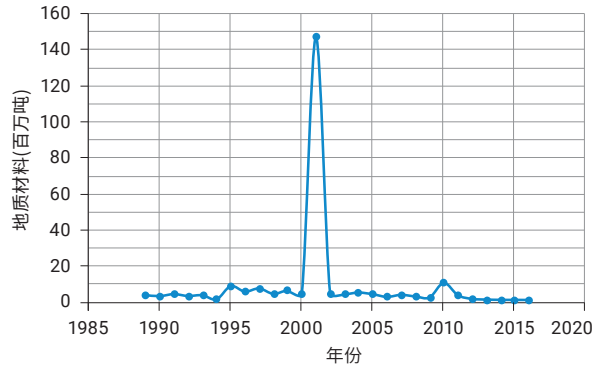
### 2.3.2. 在海上处置船只

共有22个《伦敦公约》和《伦敦议定书》缔约方报告了1976年到2010年对758艘船只的处置(海事组织, 2016年a)。有些船只被处置用于造礁(Hess等人, 2001年), 但在其他情况下, 缔约方只允许在没有陆上处置选项的情况下将船只倾弃, 船只被倾弃在较深的水域, 不是为了造礁。其他来自船只的处置媒介包括用于科学实验的材料(海事组织, 2016年b)。

### 2.3.3. 倾倒有机及无机废物

长期以来, 有机和无机废物一直在海上处置, 主要在陆上装载, 然后运往近海从船只和平台上倾倒。许多国家继续利用海洋作为某些境内所产生废物的长期储存库。共有15个《伦敦公约》和《伦敦议定书》缔约方报告了1983至2010年期间在海上处置了惰性无机地质材料, 总量为 $315\,227 \times 10^6$ 吨(海事组织, 2016年a)。2011年, 倾倒量为382.248万吨; 2013年, 倾倒量为145.3725万吨; 2016年, 倾倒量为122.962万吨(见图四)。

**图四**  
获得许可的惰性无机地质材料数量



资料来源: 海事组织(2019年)。

此外, 共有17个《伦敦公约》和《伦敦议定书》缔约方报告称, 1977年至2010年期间在海上处置了天然有机物质, 包括废弃货物(由天然有机物质构成), 总量为 $37\,628 \times 10^6$ 吨(海事组织, 2016年a)。据报告, 7个缔约方2003年至2010年在海上处置了废弃货物(共计 $31\,833 \times 10^6$ 吨)(海事组织, 2016年a)。

### 2.3.4. 倾倒工业废弃物和战争化学品

共有23个缔约方报告称, 1976年至1995年在海上处置了工业废物( $232 \times 10^6$ 吨), 包括报废船只、混凝土中的废炸药、污泥、废酸或废碱、养牛业废物、玻璃粉、工业粉尘、陶瓷、弹药、混凝土管、拆除产生的瓦砾、亚硫酸钠、含重金属和氯化物的污泥、二氧化钛生产废料、氯酚生产废料、铬酸盐生产废料、火药、飞尘、发酵废物和钾矿废物(海事组织, 2019年)。

自第一次世界大战以来倾倒在海上的战争爆炸物和军用化学品仍然对海洋生态系统和各种海洋使用者构成重大风险(见图五)。环境样本通常显示水和沉积物中的弹药化合物浓度很低(单位分别为纳克/升和微克/千克), 生态风险似乎总体较低(赫尔辛基委员会, 2013年;《奥斯巴公约》, 2010年a)。尽管如此, 最近的研究表明, 水生生物中可能存在亚致死遗传和代谢效应(Beck等人, 2018年)。

**图五**  
**记录的海上倾倒弹药地点在全球的分布**



资料来源: James Martin Center for Nonproliferation Studies, Middlebury Institute of International Studies at Monterey (<https://nonproliferation.org/chemical-weapon-munitions-dumped-at-sea>)

此外, 渔网捕获弹药、爆炸物与潜艇基础设施或海上设施相互作用, 以及相关物质漂浮到水面都可能导致意外燃烧或爆炸(《奥斯巴公约》, 2010年a)。

### 2.3.5. 海上焚烧

海上焚烧是利用专门设计的焚烧船, 通过燃烧有机氯化物和其他难以处置的有毒废物, 在海上处置废物。1994年生效的《伦敦公约》修正案禁止在海上焚烧工业废物, 但焚烧直到2000年才停止(海事组织, 2016年a)。

## 2.4. 与变化相关的因素

本节包括导致倾倒做法改变的各种因素, 即: (a)过去引起倾倒活动增加的因素; (b)为缓解如此严重的环境问题而采取的持续行动。几个世纪以来, 社区一直将废物处置到海洋里, 认为海洋是转移陆地污染的安全方便的倾倒场所。无知、疏忽和缺乏适当废物处理系统是导致有害废物倾倒做法的重要因素, 还包括缺乏严格的监管和监测。

科学认识的加深、科学界意识的提高和政府参与的增加, 而且全球关注日益增加, 因此制定规范向海洋倾倒废物的国际文书更加必要(海事组织, 2018年)。除《联合国海洋法公约》外, 在《伦敦公约》和《伦敦议定书》框架内采取监管措施是改善倾倒情况的重要因素。

已经为所有可能考虑在海上倾倒的废物制定了通用全面的准则(《奥斯巴公约》, 2016年; 海事组织, 2018年)。此外, 还制定并更新了关于各国执行《伦敦议定书》的指导意见, 概述了各国应在国家一级考虑的行动类型。鉴于《第一次评估》中强调了报告不足问题, 《伦敦议定书》和《伦敦公约》缔约方采取了进一步行动应对这一情况, 包括通过了一项战略计划(海事组织, 2019年)。

## 2.5. 变化对海洋系统其他组成部分的影响及其相互作用

排放物质对海洋生态系统的影响是全球固体废物倾倒问题的症结所在。由于海洋的动态性质, 查明各种倾倒材料的最终去向是一项具有挑战性的任务。此外, 由于存在不同的污染源并且追踪特定污染物很复杂, 因此难以确定海洋倾倒在多大程度上导致了观察到的生态效应和影响。一般来说, 倾倒废物的效应取决于废物材料的种类、数量和质量以及受影响海域的特点。此外, 长时间倾倒的持续也会影响生态效应。为了理解该动态, 有必要了解主要废物类别对海洋构成部分可能的影响, 并了解倾倒做法的改变如何缓解这些问题(海事组织, 2018年)。

在海洋中倾倒固体废物可能会对海洋生态系统、动植物群以及依赖咸水水源的人类产生不同的影响。这些影响可能包括化学污染(见第11章)、营养物质污染和富营养化(见第10章)、水质恶化、水中含氧量耗尽、海洋生物窒息、沉水植物减少、海洋动植物中毒和死亡, 以及对人类健康的危害。虽然存在不同的污染途径和相关来源, 但固体废物倾倒活动对海洋负担负有责任(海事组织, 2018年)。

## 2.6. 系统持续变化对生态系统和社会经济造成的影响

在海洋中, 在不同生态系统状态之间不利的转化由对系统产生影响的外力与系统内部复原力结合造成。随着复原力下降, 生态系统变得脆弱, 因此较小的外部事件逐渐也可能导致转化。因此, 导致扰动的人为行为增加了发生不利机制转化的可能性(Scheffer等人, 2001年)。

正如人们对社会经济后果的了解有限,人们在评估系统持续变化产生的后果时也知之甚少。生态系统状态的转化会造成巨大的生态资源和经济资源损失。恢复所需状态可能取决于影响系统的退化情况,并且需要重大且花费巨大的干预措施。一项估计表明,清除南非废水中的垃圾每年大约要花费2.79亿美元(Lane等人,2007年)。在其他倾倒活动方面,在对社会经济后果和市场手段的了解方面存在很大缺口。

## 2.7. 与可持续发展目标的关联性

废物倾倒问题与可持续发展目标14,特别是具体目标14.1和14.c密切相关。就本章而言,目标14的相关目的还与关于采用可持续的消费和生产模式的目标12以及关于建设包容、安全、有抵御灾害能力和可持续的城市和人类住区的目标11有关。已经开展了大量工作进一步支持各部门之间的可持续发展目标整合,这可能会对海洋倾倒产生外溢效应。最值得注意的是,废物管理全球伙伴关系(环境署,2010年)是重要的汇聚和整合纽带,特别是因为其六个主题领域包括综合废物管理、海洋垃圾和废物减量化。根据《伦敦公约》,应对海洋垃圾问题的的工作包括开发一个港口接收设施数据库,作为海事组织全球综合航运信息系统的一个模块。

## 2.8. 展望

倾倒方面变化的驱动因素与目前倾倒在海洋中材料的生产 and 消费模式的改变有关。虽然《伦敦公约》和《伦敦议定书》涵盖了不同的废物流,但每个废物流都与可能导致变化的独立行业和驱动因素相关。因此,改变生产和消费模式需要包括来自不同行业的利益相关者。

该战略计划于2016年在伦敦公约缔约方第三十八次协商会议和伦敦议定书缔约方第十一次会议上通过,在一定程度上显示了倾倒方面的近期和中期发展(海事组织,2018年)。该计划勾勒出四个战略方向。战略方向1旨在推动批准或加入《伦敦议定书》,并概述了大幅增加每年新批准或加入《伦敦议定书》国家的目标。战略方向2旨在加强《伦

敦议定书》和《伦敦公约》的有效执行,为此向缔约方提供技术援助和支持,制定指南和措施,通过消除监管、科学和技术障碍来支持执行工作,并鼓励和促进改进履约情况,包括提交报告以及缔约方参与这两项文书的工作。战略方向3旨在从外部促进《伦敦议定书》和《伦敦公约》的工作,战略方向4旨在查明并解决这两项文书范围内新出现的海洋环境问题。为此,制定了若干分级目标,根据这些目标,到2030年,100%的缔约方应履行其报告义务,并有执行《伦敦公约》和《伦敦议定书》的国家主管部门以及适当的立法或监管机构。

根据《伦敦公约》和《伦敦议定书》,未来的目标是监管海洋肥化和地球工程,并审查新的海洋“地球工程”技术的影响。设想未来工作的基础是海事组织(根据《伦敦议定书》)、联合国和海洋环境保护的科学方面联合专家组就尾渣、生境的破坏或恢复和海洋垃圾开展协作,以弥补国际法律框架中的缺口。此外,还将推出简易在线报告、建立数据库和审查监测活动。最后,将应对过去倾倒在海洋中的化学弹药遗留下来的环境影响。

## 2.9. 知识和能力建设方面仍然存在的主要缺口

自《联合国海洋法公约》、《伦敦公约》和《伦敦议定书》通过以来,沿海国出台了关于海上固体废物处置的条例,已取得重大进展(海事组织,2018年)。然而,由于许多缔约方报告严重不足,而且缺乏已公布的数据,难以跟踪执行情况,难以了解目前存在的挑战的程度。

知识缺口包括:

- 倾倒的纤维增强塑料容器的影响范围;
- 允许倾倒的所有废物流的社会经济影响,包括倾倒活动的遗留问题;
- 认知相关政策对倾倒活动的影响和海洋环境影响(如废物政策);
- 认知海洋垃圾的范围和影响;
- 当前和以往倾倒活动的累积影响以及来自其他来源的普遍污染。

能力建设缺口包括:

- 监测(和报告)倾倒活动;
- 认知陆上活动对倾倒在海洋中的废物流数量的影响;
- 管理倾倒弹药相关风险的新技术、制定处理弹药的准则(如渔业从业人员、安全清除技术和监测倾倒弹药可能产生的影响);
- 发展海洋倾倒的可持续替代方案或通过改变生产模式防止产生倾倒需求。

虽然大多数被允许废物流的倾倒量已显著减少,但其他废物流的倾倒可能会增加。鉴于消费、生产和治理决策影响到其他国家的材料、废物、能源和信息交流,世界上偏远的地区也越来越紧密地联系在一起,这可以产生总体经济收益,同时转移经济和环境成本。由于到2050年将建成的城市基础设施有超过60%尚未建设,因此认识城市建设和发展活动所导致倾倒活动的影响至关重要。需要考虑这些活动对海洋环境的陆地—海洋影响。

## 参考资料

- Abayomi, Oyebamiji, and others (2017). Microplastics 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., and others (2017). *Top Marine Beach Litter Items in Europe*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-87711-7. <http://doi.org/10.2760/496717>.
- Amélineau, Françoise, and others (2016). Microplastic pollution in the Greenland Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution*, vol. 219, pp. 1131–1139.
- Arias-Andrés, María, and others (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 253–261.
- Arossa, Silvia, and others (2019). Microplastic removal by Red Sea giant clam (*Tridacna maxima*). *Environmental Pollution*, vol. 252, part. B.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, and others (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., and others (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, and others (2018). Marine environment microfiber contamination: global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 275–284.
- Beaumont, Nicola J., and others (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189–195.
- Beck, Aaron J., and others (2018). Spread, behavior, and ecosystem consequences of conventional munitions compounds in coastal marine waters. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 141.
- Beer, Sabrina, and others (2018). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades: a case study from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 621, pp. 1272–1279.
- Bessa, Filipa, and others (2019). Microplastics 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., and others (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., and others (2017). Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, vol. 357, No. 6358, pp. 1402–1406.



- Catarino, A.I., and others (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 and others (2018). Human footprint in the abyss: 30-year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Cincinelli, Alessandra, and others (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, and others (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, and others (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 4, pp. 861–864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>.
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) (2010a). *Overview of Past Dumping at Sea of Chemical Weapons and Munitions in the OSPAR Maritime Area: 2010 Update*. London.
- \_\_\_\_\_ (2010b). Quantities of dredged material dumped. In *Quality Status Report 2010*. [https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433\\_supplements/p00433\\_suppl\\_3\\_total\\_annual\\_amounts.pdf](https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433_supplements/p00433_suppl_3_total_annual_amounts.pdf).
- \_\_\_\_\_ (2016). OSPAR annual report on dumping and placement of wastes or other matter at sea in 2014. Environmental Impacts of Human Activities Series.
- \_\_\_\_\_ (2017). *Marine Litter chapter*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter>.
- Compa, Montserrat, and others (2019). Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 205–214.
- Courtene-Jones, Winnie, and others (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., and others (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 111, No. 28, pp. 10239–10244.
- Cózar, A., and others (2017). The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. *Science Advances*, vol. 3, No. 4, p. e1600582.
- Crippa, Maurizio, and others (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., and others (2019). Two decades of monitoring in marine debris ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 367–378.
- Eriksen, Marcus, and others (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.
- Eriksen, Marcus, and others (2018). Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, vol. 232, pp. 430–439.
- European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, vol. 14, No. 6, e04501.



- Everaert, Gert, and others (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1930–1938.
- Fang, Chao, and others (2018). Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere*, vol. 209, pp. 298–306.
- Filho W., and others (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>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Rome.
- Gaibor, Nikita, and others (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris 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, and others (2018). Spatial and temporal trends of marine litter in the Spanish Mediterranean seafloor. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 137, pp. 252–261.
- Gerigny, O., and others (2019). Seafloor litter from the continental shelf and canyons in French Mediterranean water: distribution, typologies and trends. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, pp. 653–666.
- Geyer, Roland, and others (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, vol. 3, No. 7, p. e1700782.
- Helsinki Commission (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 Proceeding (BSEP), No. 142.
- Hess, Ronald W., and others (2001). *Disposal Options for Ships*. Santa Monica, California: RAND Corporation. [www.rand.org/pubs/monograph\\_reports/MR1377.html](http://www.rand.org/pubs/monograph_reports/MR1377.html).
- Hidalgo-Ruz, Valeria, and others (2018). Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 126, pp. 516–524.
- Hong, Sunwook, and others (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>.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policymakers*. J. Brondizio, S. Settele and H.T.N. Díaz, eds. Bonn: IPBES secretariat. [www.ipbes.net/global-assessment-biodiversity-ecosystem-services](http://www.ipbes.net/global-assessment-biodiversity-ecosystem-services).
- International Maritime Organization (IMO) (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.
- Ioakeimidis C., and others (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, Switzerland: Springer, pp. 93–120. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/698\\_2017\\_22](https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2017_22).

- Isobe, Atsuhiko, and others (2015). East-Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 2, pp. 618–623.
- Isobe, Atsuhiko, and others (2017). Microplastics in the Southern Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 114, No. 1, pp. 623–626.
- Ivar do Sul, Juliana A., and others (2014). Microplastics 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., and others (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, No. 622, pp. 768–771.
- Jamieson, Alan J., and others (2019). Microplastics 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). *Sources, Fate and Effects of Microplastics 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. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- \_\_\_\_\_ (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplastics in the Ocean*. P.J. Kershaw and F. Galgani, eds. GESAMP Report and Studies Series, No. 99.
- Kako, Shin'ichiro, and others (2014). A decadal prediction of the quantity of plastic marine debris littered on beaches of the East Asian marginal seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 81, No. 1, pp. 174–184.
- Kanhai, La Daana K., and others (2018). Microplastics 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, and others (2018). Plastic ingestion by juvenile polar cod (*Boreogadus saida*) in the Arctic Ocean. *Polar Biology*, vol. 41, pp. 1269–1278. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2283-8>.
- Lacerda, Ana L.D.F., and others (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 3977.
- Lane, S.B., and others (2007). Regional overview and assessment of marine litter related activities in the West Indian Ocean region. *Report to the United Nations Program*.
- Lavender Law, Kara, and others (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, vol. 329, No. 5996, pp. 1185–1188. <http://doi.org/10.1126/science.1192321>.
- Lavender Law, Kara, and others (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.
- Lavender Law, Kara, and others (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., and others (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 15611.
- Lechner, Aaron, and others (2014). The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, vol. 188, pp. 177–181.
- Leclerc, Lisa-Marie E., and others (2012). A missing piece in the Arctic food web puzzle? Stomach contents of Greenland sharks sampled in Svalbard, Norway. *Polar Biology*, vol. 35, No. 8, pp. 1197–1208. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1166-7>.
- Lusher, Amy (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, pp. 245–307.

- Macfadyen, Graeme, and others (2009). *Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear*. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 185 and FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 523. Rome: FAO.
- Maes, Thomas, and others (2018). Below the surface: twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europe (1992–2017). *Science of the Total Environment*, vol. 630, pp. 790–798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.245>.
- Markic, Ana, and others (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, and others (2019). Measuring marine plastic debris from space: initial assessment of observation requirements. *Remote Sensing*, vol. 11, No. 20.
- Maximenko, Nikolai, and others (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., and others (2020). *Update of 2009 APEC report on Economic Costs of Marine Debris to APEC Economies*. A report to the APEC Ocean and Fisheries Working Group by the Australian National Centre for Ocean Resources and Security (ANCORS). Australia: University of Wollongong.
- Miranda-Urbina, Diego, and others (2015). Litter and seabirds found across a longitudinal gradient in the South Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 96, Nos. 1–2, pp. 235–244.
- Monteiro, Raqueline C.P., and others (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, vol. 238, pp. 103–110.
- Morgana, Silvia, and others (2018). Microplastics in the Arctic: a case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1078–1086.
- Munari, Cristina, and others (2017). Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 122, Nos. 1–2, pp. 161–165.
- Murray, Cathryn Clarke, and others (2018). The influx of marine debris from the Great Japan Tsunami of 2011 to North American shorelines. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 26–32.
- Nielsen, Julius, and others (2014). Distribution and feeding ecology of the Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) in Greenland waters. *Polar Biology*, vol. 37, No. 1, pp. 37–46. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1408-3>.
- Ostle, Clare, and others (2019). The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 1622.
- Peeken, Ilka, and others (2018). Microplastics 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 marine debris by the white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*): is it increasing over time off southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 117, Nos. 1–2, pp. 131–135.
- Pham, Christopher, and others (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, and others (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](http://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, and others (2014). Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLOS One*, vol. 9, No. 6, p. e100289.

- Richardson, Kelsey, and others (2019). Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: a literature review and meta-analysis. *Fish and Fisheries*, vol. 20, No. 6, pp. 1218–1231. <https://doi.org/10.1111/faf.12407>.
- Rochman, Chelsea M. (2018). Microplastics research: from sink to source. *Science*, vol. 360, No. 6384, pp. 28–29.
- Rochman, Chelsea M., and others (2016). The ecological impacts of marine debris: 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, and others (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, vol. 413, No. 6856, pp. 591–596.
- Scheld, Andrew, and others (2016). The dilemma of derelict gear. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 19671. <https://doi.org/10.1038/srep19671>.
- Schmidt, Christian, and others (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, and others (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., and others (2016). Risk analysis reveals global hotspots for marine debris 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 Microplastics in Nature and Society*. Berlin. <https://doi.org/10.26356/microplastics>.
- Strafella, P., and others (2019). Assessment of seabed litter in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterranean) over six years. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 24–35.
- Tekman, Mine B., and others (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, and others (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](http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2018-3).
- Thiel, Martin, and others (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, and others (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>.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 24: Solid waste disposal. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Assembly (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>.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2010). *Global Partnership on Waste Management*.



- \_\_\_\_\_ (2014) *Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry*. Nairobi.
- \_\_\_\_\_ (2017). *Marine Litter Socio Economic Study*. Nairobi.
- \_\_\_\_\_ (2018). *Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability*. Nairobi.
- \_\_\_\_\_ (2019). *State of the Environment and Development in the Mediterranean*. UNEP MAP. Information document of the 21st Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention. Naples, Italy, 2–5 December 2019. UNEP/MED IG.24/Inf.11. Nairobi.
- United Nations Environment Programme and GRID-Arendal (2016). *Marine Litter Vital Graphics*. Nairobi.
- Van Cauwenberghe, Lisbeth, and others (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, vol. 182, pp. 495–499.
- Van der Hall, N., and others (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 116, pp. 151–155.
- Van Emmerick, Tim, and others (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, and others (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 12, p. 124006.
- Veerasingam, S., and others (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, and others (2017). Microplastics 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, and others (2017). Microplastics 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., and others (2018). Type and quantity of coastal debris pollution in Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 862–872.
- Wilcox, Chris, and others (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, and others (2019). Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western North Atlantic Ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 54, No. 2, pp. 790–796. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04812>.
- Woodall, Lucy C., and others (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, art. 140317.
- Woodall, Lucy C., and others (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, and others (2016). Assessment of marine debris in beaches or seawaters around the China seas and coastal provinces. *Waste Management*, vol. 48, pp. 652–660.



# 第 13 章

# 侵蚀和沉积的变化

撰稿人: Ca Thanh Vu (牵头成员兼召集人)、Paulette Bynoe、Trang Minh Duong、Matt Eliot、Frank Hall、Roshanka Ranasinghe、Matthieu de Schipper和Joshua Tuhumwire (共同牵头成员)。



## 主旨要点

- 海岸侵蚀可导致海岸后退、生境遭破坏和土地流失, 对全球海岸带造成重大的负面生态和社会经济影响。
- 沉积物收支和地质状况决定海岸的地貌和动态, 影响着自然和海岸生态系统的健康。影响沉积物动态的沿海和陆上人类活动改变了自然形成的侵蚀和沉积模式。
- 在全球范围内, 由于上游建坝、海岸和河流采砂以及修建海岸基础设施, 输入海岸和海岸沿线的沉积物被抽取或供应中断的情况一直在增加。沉积物供应量减少加剧了海岸线后退。
- 与沙质或泥质海岸不同, 悬崖遭受的侵蚀具有渐进性, 主要是由岩土的不稳定性、悬崖上断面的风化和波浪对下断面的作用共同造成。
- 最近的调查结果显示, 在全球约15%的沙滩上, 海岸线一直在后退, 在过去33年中, 平均每年后退1米或更多, 同时, 世界上几乎一半的沙滩目前是稳定的。
- 在许多被观察到历史上出现海岸线推进的地区, 推进原因是填海造地和海岸结构物蓄水。这些人类活动改变了海岸的动态, 通常会导致向下侵蚀。
- 气候变化的影响, 包括海平面上升以及严重热带风暴和温带气旋频率和强度可能增加, 可以加速海岸侵蚀。人类活动对三角洲和邻近海岸的影响最大, 可能对其他沿海系统产生严重影响, 如沙嘴、障壁岛和波控河口。

## 1. 引言

《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年a)第26章简要讨论了海岸侵蚀及其对沿海财产的损害。然而, 这一章对以下方面的讨论有限: 海岸侵蚀和沉积的更广泛原因、地域分布和影响; 增加使用海岸保护结构物的影响; 海岸侵蚀对沿岸生态系统的影响以及模拟和预测海岸侵蚀和沉积的能力。

本章涵盖了上述缺口, 尤其专注于在《第一次评估》(联合国, 2017年c)所描述基线状态的基础

上, 2010-2020年期间海岸侵蚀和沉积模式的趋势和变化。已经考虑的方面包括: 改变输入海岸的沉积物供应量、采砂、疏浚和疏浚物处置的河流管理变化; 影响海岸沉积物输送过程的海岸基础设施变化; 海岸侵蚀和沉积及其对沿岸和海洋生态系统和社会经济(自然资源或资本、生计和福祉)的影响; 防止海岸侵蚀和沉积的管理做法; 有助于对状态变化进行评估的知识和能力进步。

## 2. 海岸侵蚀和沉积状态的变化

影响海岸侵蚀和沉积的因素包括海岸沉积物的特性, 陆地、海岸与陆架之间的交换, 以及地貌对海洋作用力的反应。人类活动可能在很大程度上影响海岸侵蚀和沉积, 也可能受到海岸侵蚀和沉积的影响(Hapke等人, 2013年; Angamuthu等人, 2018年; Mentaschi等人, 2018年)。

使用卫星图像方法对三角洲沉积物供应量的变化进行了现代化评估, 同时考虑到: 河漫滩或河口对沉积物的截获(Nyberg等人, 2018年); 沉积物在陆

架与海岸的相对分布; 与泥质、砂质或岩质海岸的现场材料相比, 河流沉积物具有流动性。影响不同地点海岸线对存在沉积物所作出反应的因素包括基础地质框架、波浪作用、潮汐水动力、风积过程和生态地貌动力反馈, 例如沙丘或红树林(Moore等人, 2018年)。

如果建设海岸结构物或采砂扰乱了沿岸沉积物的输送, 则人类活动会造成广泛影响(Hapke等人, 2013年; 国际海洋考察理事会(海考会), 2016

年)。此外,已经认定,容易受预期中海平面快速上升影响的沿海低洼地区包括沿海湿地、障壁海岸、三角洲和小岛(Nicholls等人,1999年)。

直到最近才开始对沙滩的发生或其海岸线形态变化率进行可靠的全球范围评估。Luijendijk等人(2018年a)利用越来越多的卫星图像、先进的图像处理分析技术和计算资源,使用对33年(1984-2016年)卫星图像的全自动分析,完成了对沙质海岸线发生和演变的最新全球评估。该分析显示,世界上31%的无冰海岸线是沙质的,其中非洲的沙质海滩发生率最高(66%),尽管被研究的这些海滩的性质和特征有很大不同。

## 2.1. 推动因素的变化

人类文明在世界上大河的河漫滩和三角洲沿岸地带起源和发展,目前约有27亿人居住在这些地方(Best,2019年)。对水、食物、土地和电力的需求迅速增加,导致人类进行干预,如修建大坝、毁林、扩张集约农业、城市化、建设基础设施和采砂。这些人类活动使这些系统承受着巨大压力,导致了大规模不可逆转的变化。

根据国际大坝委员会的数据(2018年),全球有59 071座高度超过15米的水坝,相关水库蓄水超过300万立方米。南美、南亚和北欧的水电大坝的密度最高。包括已建、在建或规划的水坝在内的最大水坝位于湄公河流域、亚马逊河流域和刚果河流域(Kondolf等人,2014年;Warner等人,2019年)。

水坝和水库的建设会不同程度地减少向海岸的沉积物供应(Slagel和Griggs,2008年),有时会减少50%以上(Besset等人,2019年),导致三角洲和邻近海岸被侵蚀。输入海岸的沉积物供应量减少的情况预计将在21世纪大大增加(Dunn等人,2018年),增幅为50%至100%(Kondolf等人,2014年;Besset等人,2019年)。例如,在中国珠江建成两座巨型水坝(岩滩和龙滩)导致1992-2013年期间向海岸供应的河流沉积物减少了70%(Ranasinghe等人,2019年)。Kondolf等人(2014年)发现,湄公河或其支流上已建、在建或规划的水坝有140座。在“确定的未来”下,如果38座规划或在建的水坝

实际上完工,湄公河三角洲的累计沉积物减少量将达到51%;如果所有规划或在建的水坝完工,湄公河三角洲的累计沉积物减少量将达到96%。这将导致红树林系统严重衰退,从而导致河岸被侵蚀,周围生态系统发生不可逆转的变化。另一方面,美国正在大力拆除大坝,如美国华盛顿州的艾尔华大坝(Warrick等人,2015年)。

从河流、海滩和沿岸海床开采的沙子用于填海造地、海滩养护和工业(Bendixen等人,2019年)。这清除了大量本应作为沿岸漂流物的沙子,从而导致海岸沉积物亏空(Montoi等人,2017年),影响海岸地貌(海考会,2016年;Abam和Oba,2018年)。目前,在沿岸海滩和海床采砂在许多国家很常见,尽管有时是非法的。总体而言,已知采砂在五大洲的73个国家进行,但没有全球范围内采砂方面的可靠数据(Peduzzi,2014年;Jayappa和Deepika,2018年)。

## 2.2. 压力的变化

经济和人口增长通常推动人类占用海岸带,这被海岸管理的社会经济成本和海岸生态系统服务受到的不利影响所抵消。这些压力之间的平衡通常因管辖权或经济划分而受到挑战,利益和影响往往分散在不同地域中(例如,向上沉积和向下侵蚀影响不同社区),或者发生的时间先后不同(例如,修建海堤可能会将侵蚀压力推迟一代人的时间,但实际上可能导致一个社区随后必须建设更多或更大的工程)。

侵蚀和沉积作用的长期变化可能超出海岸系统的调整容忍范围。对于自然系统而言,这样的变化可能会导致生态系统服务缺失(Xu等人,2019年)。人类活动可能无法忍受海岸动态,例如基础设施可能因海岸线或海床位置变化而受损或丧失功能。人们是否认为需要应对侵蚀或沉积一般取决于海岸带人类活动的性质,具体如下:

- (a) 港口设施,包括港池和通常延伸到活跃海岸带大部分地区的通航通道,并且保留港口功能往往需要使用防波堤和疏浚进行海岸沉积物管理(另见第14章);

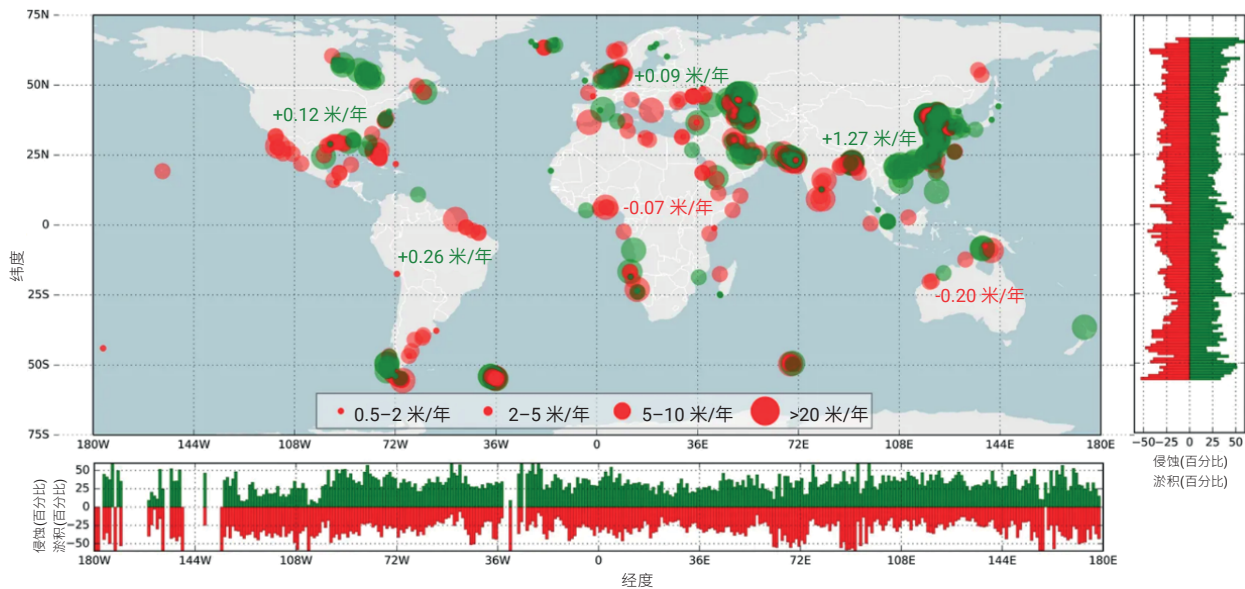
- (b) 自1950年代以来, 沿海地区出现了大规模的城市发展, 人口超过10万的沿海城市数量从1950年的472个增加到2012年的2 129个(Barragán和Andrés, 2015年; 另见第14章);
- (c) 海岸管理的应对措施差异很大, 取决于经济、立法和社会价值观念, 大致分为保护战略、顺应战略、稳步后撤战略和舍弃战略(Williams等人, 2018年);
- (d) 农村地区对侵蚀和沉积的敏感度通常取决于对排水和防洪结构物的影响(Hou等人, 2016年); 由于这些结构物通常位于潮上带, 它们对海岸变化的敏感度并不总是显著。

### 2.3. 状态的变化

Bessey等人(2019年)根据文献和卫星图像分析, 研究了全球各地54个选定三角洲在30年中沿海地区的变化。他们发现, 29个三角洲整体后退, 18个的

海岸线在推进, 7个没有表现出任何显著变化。Luijendijk等人(2018年a)利用陆地卫星图像和用于海岸线探测的监督分类算法发现, 在1984-2016年期间, 世界上24%的沙滩以每年超过0.5米的速度后退, 28%的沙滩在推进, 48%的沙滩处于稳定状态。他们还发现, 全球约4%的沙滩正以超过每年5米的速度后退, 而全球约2%的沙质海岸线在以超过每年10米的速度后退(见下图)。澳大利亚大陆和非洲大陆正在被净侵蚀(分别为0.20米/年和0.07米/年), 而所有其他大陆似乎都在净淤积。在1984-2016年期间, 全球范围内8%、6%和3%的沙滩分别以每年3米、每年5米和每年10米的速度淤积。亚洲是推进速度最快的大陆(1.27米/年), 这可能由于过去几十年的大规模填海造地项目。相对较高的侵蚀率也出现在赤道附近以南的纬度, 与亚马逊河口附近的大规模土地流失有关。

### 全球海岸侵蚀和淤积热点地区



资料来源: Luijendijk等人, 2018年a, 根据知识共享许可(<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)转载。

注: 红色(绿色)圆圈表示4个相关海岸线动态分类的侵蚀(沉积)情况(见图例)。右侧和底部柱状图分别表示每一度纬度和经度正在遭受侵蚀(淤积)的沙质海岸线的相对发生率。主图中的数字代表每个大陆所有沙质海岸线的平均变化率。

由于气候变化, 特别是随着海平面预计上升以及极端海浪频率和严重程度增加, 海岸侵蚀和沉积模式很可能在全球范围内发生变化, 在局部、区

域和全球范围预测海岸线未来演变的多项建模工作(Anderson等人, 2015年; Antolínez等人, 2019年; Castelle等人, 2014年; Long和Plant, 2012



年; Ranasinghe等人, 2012年; Splinter等人, 2014年; Vitousek等人, 2017年, Dastgheib等人, 2019年; Bamunawala等人, 2020年; Athanasiou等人, 2020年; Vousdoukas等人, 2020年)表明了这一点。最近的观察还表明海岸悬崖的侵蚀在加速(Hurst等人, 2016年; Sunamura, 2015年; Caste-do等人, 2017年)。

## 2.4. 影响的变化

海岸侵蚀和沉积变化对沿岸基础设施、财产、经济活动和生态系统构成严重风险, 适应需要大量投资。在特定地点, 严重影响沿岸社会经济活动和财产的海岸侵蚀所造成损害有增加的趋势(Gopalakrishnan等人, 2016年; Nguyen等人, 2018年; Stronkhorst等人, 2018年)。对海岸侵蚀和沉积变化所造成的风险和损害的预测表明, 未来这些风险和损害可能会增加(Dunn等人, 2019年)。

海岸侵蚀和沉积变化对生态系统的影响可能是巨大的, 尤其在从长期淤积转变为侵蚀的情况下。沿岸湿地面临巨大风险, 因为其中许多是在全新世晚期相对平均海平面停滞期间形成的(Jones等人, 2019年), 未来可能跟不上海平面上升的速度(Myers等人, 2019年)。其他对侵蚀和沉积模式变化敏感的地貌特征包括红树林海岸、障壁海岸和小岛。对仅使用海岸带筑巢或养育下一代的生物而言, 发生生态失调的风险很高, 而被人类占用和改变的海岸线增加, 也降低了海岸带的整体生物生产力(Rangel-Buitrago等人, 2018年b)。

主要的社会经济影响将出现在侵蚀与高人口密度同时存在的地区。在恒河三角洲、湄公河三角洲、黄河三角洲、长江三角洲、沃尔特河三角洲和密西西比河三角洲附近发现了存在的问题。对于海岸的其他部分, 通过工程干预来管理侵蚀风险需要长期的维护承诺, 包括升级海岸防护工程的费用, 如果防护能力下降, 可能会对人类安全和生计带来风险。

局部海平面上升和风暴度在不同地区之间差异很大。根据长期卫星数据, 波高在全球范围总体增加

(Young和Ribal, 2019年), 但存在很大区域差异, 南大洋出现巨大变化, 但对北海的影响可以忽略不计(De Winter等人, 2012年)。这种空间差异很可能导致侵蚀和沉积的区域差异(Brown等人, 2016年)。

## 2.5. 应对措施的变化

海岸侵蚀和沉积物管理做法已逐渐成熟, 从几乎完全只对外部变化作出应对, 到认识到海岸需要具备复原力, 利用适应性管理, 并从更全面、更长期的角度对海岸进行评估(Rangel-Buitrago等人, 2018年b)。

增加规模更大的海岸范围研究, 是从针对侵蚀和淤积从局部稳定化转变为区域评估的初步变化, 随后认识到条件也许是可变的, 各种海岸沉积地貌之间可能存在复杂的相互作用(French等人, 2016年; Psuty等人, 2018年)。已经在大范围上显示出海岸沉积物供应与输送之间存在相互联系, 可能发生在数百公里范围内, 而且可能由于预计的海平面上升以及由气候变化驱动的其他变数的潜在影响而更加复杂(Hapke等人, 2013年)。因此, 不断变化的模态条件可能会给未来的海岸变化带来很大不确定性, 导致越来越需要使用适应性设计进行海岸复原力规划(Wright和Thom, 2019年)。

研究大规模海岸系统的一个主要成果已经通过海滩养护应用范围的变化得到了证明, 例如, 沙引擎的概念, 即在岸上和近岸放置沉积物, 让自然水动力在持续的一段时间内沿海岸重新分配沉积物(Stive等人, 2013年; De Schipper等人, 2016年; Luijendijk等人, 2018年b)。

海岸保护战略的最新发展包括用“更软”或“更绿色”的海岸稳定化形式作为结构工程方法的补充, 其目的既是为了增加生态协同效益, 也是为了利用自然系统的复原属性, 例如沿海沙丘所表现出的适应能力或沿海湿地和红树林所表现出的抗干扰恢复行为(Narayan等人, 2016年; Reguero等人, 2018年)。

还出现了一种使用概率分析框架的新趋势,而不是传统的确定性方法,这种框架考虑到气候变化影响导致的不确定性,以促进在知晓风险的情况下

作出决策(Wainwright等人,2014年; Jongejan等人,2016年)。

### 3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响

海岸侵蚀和沉积变化继续对依赖海岸资源的家庭的生计和福祉构成严重威胁,并破坏生态系统,造成环境压力。人类与生态系统的密切关联,以及加速侵蚀和沉积变化造成的风险在世界各地许多地区都显而易见(Jones等人,2019年)。此外,侵蚀和沉积变化对水质和脆弱水生生态系统的健康状况产生了物理和化学后果(Prosser等人,2018年)。

海岸侵蚀和沉积变化可能对实现《2030年可持续发展议程》中规定的一整套全球优先事项和目标,尤其是可持续发展目标14和15,<sup>1</sup>产生严重影响。这些过程可能会破坏海岸基础设施和生境,增加沿海社区的风险,迫使它们适应和(或)重新分配资源。

## 4. 具体区域的主要变化和影响

### 4.1. 北大西洋、波罗的海、黑海、地中海和北海

北大西洋、地中海和邻近海域的海岸人口稠密,高度发达(Collet和Engelbert,2013年; Zhang和Leatherman,2011年; 欧洲联盟,2013年; Neumann等人,2015年)。对海岸变化高度敏感的地区包括广泛填海的荷兰海岸、正在下沉的威尼斯海岸以及沿美国东海岸和墨西哥湾海岸的障壁岛。内地和海岸带的高经济价值导致对侵蚀的容忍度较低,人为干预很常见。海滩养护是东海岸和墨西哥湾海岸线上最常见的干预措施。在墨西哥湾海岸观察到了广泛的侵蚀,与密西西比河沉积物含量大幅减少有关(Blum,2009年; Thorne等人,2008年)。还发现流入地中海的主要欧洲水系的河流沉积物输入出现了广泛下降,而这些沉积物为多产的湿地地区提供了支持。

生态系统,例如亚马逊红树林,还有人口稀少的沿海地区,例如东南非许多国家的海岸和阿根廷南部海岸(Zhang和Leatherman,2011年; 联合国教育、科学及文化组织,2009年; Neumann等人,2015年)。河流输送的沉积物输入仅限于大型盆地附近的地区,如亚马逊河和拉普拉塔河。上游水坝建设和海滩采沙导致输入海岸的沉积物供应量减少,已在加纳海岸以及非洲西南海岸和南美洲东海岸等许多地方造成严重的海岸侵蚀。在当地,许多沿海地区过去和现在仍倾向于使用硬结构来控制侵蚀,这在许多情况下加剧了这一问题,例如在哥伦比亚(Rangel-Buitrago等人,2018年b)和巴西(Bonetti等人,2018年)。

### 4.2. 南大西洋和大加勒比区域

南大西洋和大加勒比区域拥有稠密的沿海城市,例如巴西的若昂佩索阿市,<sup>2</sup>也有重要的海岸

### 4.3. 印度洋、阿拉伯海、孟加拉湾、红海、亚丁湾和波斯湾

印度洋海岸包括非洲东海岸、中东南海岸、南亚、印度尼西亚群岛、澳大利亚西海岸以及包括马达加斯加和斯里兰卡在内的印度洋岛屿。主要河流的三角洲包括恒河、印度河、伊洛瓦底江、湄南河、阿拉伯河、赞比西河和林波波河三角洲,其中

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>2</sup> 见[www.ibge.gov.br/en/cities-and-states/pb/joao-pessoa.html](http://www.ibge.gov.br/en/cities-and-states/pb/joao-pessoa.html)。

许多河流非常活跃,毗邻人口稠密地区(Neumann等人,2015年)。非洲、澳大利亚和中东主要是干旱的沙质海岸,有泻湖、河口,在一些地区,有全新世晚期海平面上升形成的典型大片盐滩海岸,这些海岸限制了河流沉积物流入海岸。在波斯湾西海岸和南海岸,特别是阿拉伯联合酋长国海岸,开展了大量沿海工程项目,包括通过疏浚和填海建造人工岛屿(Peduzzi,2014年)。

#### 4.4. 北太平洋

北太平洋海岸包括北美西海岸、亚洲东海岸和北太平洋岛屿,包括菲律宾、日本和美国夏威夷。亚洲东海岸和美国西海岸有高人口密度地区,这些地区采取了重大海岸干预措施,珠江、黄河、红河等主要水系以及流入美国西海岸河流的沉积物含量下降(Neumann等人,2015年)。例如,在美国西海岸,海岸侵蚀是由河流沉积物供应量减少、海岸结构物以及气候变化和差异造成的,例如厄尔尼诺现象(Barnard等人,2017年; Hapke等人,2009年; Patsch和Griggs,2007年; Allan和Komar,2006年)。北太平洋的岛屿对潜在的海岸变化和包括台风和海啸在内的严重事件的影响高度敏感。此外,毁林导致流入巴布亚新几内亚弗来河所对应海岸的河流沉积物增加。

#### 4.5. 南太平洋

南太平洋海岸包括澳大利亚东海岸、南美洲西海岸和太平洋岛屿海岸,包括新西兰、新喀里多尼亚以及许多人口规模不同的岛国和群岛国家(联

合国,2017年b)。大陆海岸的特点是其地质结构和流入海洋的河流沉积物相对较少,导致海岸分区,沿陆架沉积物输送造成间歇性交换(Thom等人,2018年)。因此,相对沉积物供应的变化在各区域的海岸沉积汇和源头处最为明显,河口环境、障壁海岸和沿海湿地可能对海平面上升敏感。在整个南太平洋查明的海岸变化影响通常是间歇性的,与极端风暴和热带气旋有关,在平均海平面升高时有更广泛的压力。

太平洋岛屿海岸包括火山地块、海山、隆起的石灰岩和珊瑚环礁。生产沉积物的能力很低,导致海岸对预计的海平面上升适应能力有限(Nunn等人,2015年),特别是低洼填海地区。

#### 4.6. 北冰洋和南大洋

在气候变化的背景下,随着气温上升,海冰面积下降,可能出现的更强风暴、更大风暴潮和水面面积增大导致的波浪作用增加,北冰洋的永久冻土海岸正在被严重侵蚀(Bull等人,2019年; Gibbs和Richmond,2017年; Tanski等人,2016年; Frederick等人,2016年; Fritz等人,2015年)。从1950年代到现在,美国北极海岸的侵蚀速度翻了一番,而且似乎还在加速;特别是,阿拉斯加波弗特海的海岸线正以每年超过30米的速度后退(Frederick等人,2016年; Wobus等人,2011年)。通过海岸侵蚀向北冰洋释放有机碳会加剧全球变暖(Tanski等人,2016年)。南极洲的冰盖也在迅速融化(Rignot等人,2019年; Gardner等人,2018年; Li等人,2016年)。

### 5. 展望

影响海岸侵蚀和沉积发生率的人类活动包括主要水道上水坝的数量和规模大幅增长、导致集水区毁林的土地用途变化和人类对海岸带的更多占用,同时海岸结构物增加(Rangel-Buitrago等人,2018年a,2018年c)。对全球海岸变化的评估还不够成熟,不能设定对人类所导致长期趋势变化的衡量标准。然而,已查明的海岸线位移热点地区是与人类活动密切相关的区域,主要由海岸侵

蚀和淤积造成,导致世界上约4%的海岸每年位移超过5米(Luijendijk等人,2018年a),这种趋势估计持续了33年。与对上述状况的了解相比,从1970年到2014年,由于河流沉积物含量显著减少,大多数三角洲都观察到了大规模的海岸侵蚀(Besset等人,2019年)。向海岸输入的河流沉积物供应整体减少,预计会降低邻近下游海岸的稳定性,而对部分海岸来说,会扭转长期的淤积趋势,这将加剧对

海岸管理工程的需求,并降低现有工程的效力,特别是那些重新分配沉积物供应的工程。此外,这种情况将扩大海岸工程的范围,开发这些工程历来是为应对沿海人口数量增加和相应的对海岸变化的低容忍度。正如海岸线监测所表明的,对海岸动态的更多干预和对采砂许可证的严格监管为大幅

长期改变海岸趋势提供了机会,包括淤积和侵蚀(Williams等人,2018年;Bergillos等人,2019年)。随着海平面上升、气候变化所导致极端气候事件的频率和强度增加,对于不存在河流沉积物的岛屿来说,海岸侵蚀将更加严重。

## 6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距

目前,已经积累了关于海岸动力过程与沉积物输送相互作用的大量知识。然而,沉积物输送、海岸侵蚀和(或)沉积的模型准确度仍然有限;因此需要开展更多研究。还需要更多关于海岸侵蚀程度的信息,以确定海岸侵蚀和沉积的适当管理战略,包括河流沉积物供应的管理以及保护、顺应和后撤等其他管理战略。

尽管在数据集方面取得了重大进展,尤其归功于卫星图像的使用(Besset等人,2019年;Luijendijk等人,2018年a;Shirzaei和Bürgmann,2018年),但在许多区域,特别是在发展中国家,现有数据不

够成熟,不能用于地方和区域决策,许多数据集需要大量的进一步解释和提高全球空间分辨率。需要更好地认识如何确定驱动过程的原因和确定应对措施,还需要更好地认识这些过程将如何随着海平面上升和气候变化而变化。此外,需要把量化的侵蚀或沉积速率放在沿海生态系统或地貌系统阈值的背景下。要解释河流沉积物供应变化和实施海岸防护战略的影响,需要更好地认识与可用沉积物供应在近岸重新分配相关的空间范围,特别是在跨国国际边界重新分配的情况下。

## 参考资料

- 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). Climate 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., and others (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, and others (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., and others (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, and others (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, and others (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., and others (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, and others (2019). *Time Is Running out for Sand*. Nature Publishing Group.
- Bergillos, R., and others (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, and others (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., and others (2018). Geoindicator-based assessment of Santa Catarina (Brazil) sandy beaches susceptibility to erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 198–208.
- Brown, Sally, and others (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., and others (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., and others (2017). The Modelling of Coastal Cliffs and Future Trends. In *Hydro-Geomorphology Models and Trends*, Dericks P. Shukla, ed. Croatia: InTech, <http://doi.org/10.5772/intechopen.68445>. Available at [www.intechopen.com/books/hydro-geomorphology-models-and-trends/the-modelling-of-coastal-cliffs-and-future-trends](http://www.intechopen.com/books/hydro-geomorphology-models-and-trends/the-modelling-of-coastal-cliffs-and-future-trends).
- Castelle, Bruno, and others (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.
- Dastgheib, Ali, and others (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., and others (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., and others (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., and others (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.
- European Union (2013). ESaTDOR European Seas and Territorial Development, Opportunities and Risks. ANNEX 4 to the Scientific Report: Baltic Sea Regional Profile.
- Frederick, Jennifer M., and others (2016). The Arctic Coastal Erosion Problem. Sandia Report SAND2016-9762. Sandia National Laboratories, Albuquerque, New Mexico 87185 and Livermore, California 94550.



- French, Jon, and others (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., and others (2015). Arctic coastal erosion and the transport of terrigenous material into the Arctic Ocean during the Holocene, XIX. INQUA-Congress, Nagoya, Japan, 26 July –2 August 2015.
- Gardner, Alex S., and others (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. <https://doi.org/10.3133/ofr20171107>.
- Gopalakrishnan, Sathya, and others (2016). Economics of coastal erosion and adaptation to sea level rise. *Annual Review of Resource Economics*, vol. 8, pp. 119–139.
- Hapke, Cheryl J., and others (2009). Rates and trends of coastal change in California and the regional behavior of the beach and cliff system. *Journal of Coastal Research*.
- Hapke, Cheryl J., and others (2013). Geomorphic and human influence on large-scale coastal change. *Geomorphology*, vol. 199, pp. 160–170.
- Hou, Xi Yong, and others (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., and others (2016). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 47, pp. 13336–13341. [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1613044113](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1613044113).
- International Council for the Exploration of the Sea (2016). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. Report (Scientific report). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00326/43700>.
- International Commission on Large Dams (2018). [www.icold-cigb.org](http://www.icold-cigb.org).
- Jayappa, K.S., and B. Deepika (2018). Impacts of Coastal Erosion, Anthropogenic Activities and their Management on Tourism 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., and others (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, and others (2016). Drawing the line on coastline recession risk. *Ocean & Coastal Management*, vol. 122, pp. 87–94.
- Kondolf, G.M., and others (2014). Dams on the Mekong: cumulative sediment starvation. *Water Resources Research*, vol. 50, No. 6, pp. 5158–5169.
- Li, Xin, and others (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. 39, No. 13.
- Luijendijk, Arjen, and others (2018a). The state of the world’s beaches. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 6641.
- Luijendijk, Arjen, and others (2018b). The initial morphological response of the Sand Engine: A process-based modelling study. *Coastal Engineering*, vol. 119, pp. 1–14.
- Mentaschi, Lorenzo, and others (2018). Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 12876.

- Montoi, Jayawati, and others (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., and others (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., and others (2019). A multidisciplinary coastal vulnerability assessment for local government focused on ecosystems, Santa Barbara area, California. *Ocean and Coastal Management*, vol. 182. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104921>.
- Narayan, Siddharth, and others (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS One*, vol. 11, No. 5, e0154735.
- Neumann, B., and others (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., and others (2018). Tourism 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., and others (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, and others (2015). Regional coastal susceptibility assessment for the Pacific Islands: Technical Report. Australian Government and Australian Aid, Canberra.
- Nyberg, Björn, and others (2018). The distribution of rivers to terrestrial sinks: implications for sediment routing systems. *Geomorphology*, vol. 316, pp. 1–23.
- 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., and others (2018). Impacts of coastal land use and shoreline armoring on estuarine ecosystems: an introduction to a special issue. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 1, pp. 2–18.
- Psuty, Norbert P., and others (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, and others (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.
- Ranasinghe, Roshanka, and others (2012). Estimating coastal recession due to sea level rise: beyond the Bruun rule. *Climatic Change*, vol. 110, pp. 561–574.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (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>.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (2018b). Risk Assessment to Extreme Wave Events: The Barranquilla–Cienaga, Caribbean of Colombia Case Study. In *Beach Management Tools – Concepts, Methodologies and Case Studies*, pp. 469–496. Springer.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (2018c). How to make integrated coastal erosion management a reality. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 290–299.
- Reguero, Borja G., and others (2018). Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: a case study from the Gulf Coast of the United States. *PloS One*, vol. 13, No. 4, e0192132.

- Rignot, Eric, and others (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](http://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., and others (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., and others (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., and others (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 Japan Academy, Series B: Physical and Biological Sciences*, vol. 91, No. 9, pp. 481–500. <http://doi.org/10.2183/pjab.91.481>.
- Tanski, G., and others (2016). Erosion of ice-rich permafrost coasts and the release of dissolved organic carbon into the Arctic Ocean.
- Thom, Bruce G., and others (2018). National sediment compartment framework for Australian coastal management. *Ocean & Coastal Management*, vol. 154, pp. 103–120.
- Thorne, Colin R., and others (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.
- United Nations (2017a). Chapter 26: Land-sea physical interaction. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 36D: South Pacific Ocean. In *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.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2009). *African Oceans and Coasts*. M. Odido M. and S. Mazzilli S., eds. IOC Information Document 1255. UNESCO Office Nairobi and Regional Bureau for Science in Africa.
- Vitousek, Sean, and others (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., and others (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, vol. 10, pp. 260–263.
- Wainwright, David J., and others (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, and others (2019). The Fantasy of the Grand Inga Hydroelectric Project on the River Congo. *Water*, vol. 11, No. 3, p. 407.

- Warrick, Jonathan A., and others (2015). Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: source-to-sink sediment budget and synthesis. *Geomorphology*, vol. 246. <http://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.010>.
- Williams, A.T., and others (2018). The management of coastal erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.
- Wobus, Cameron, and others (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*, Lynn Donelson Wright and C. Reid Nichols, eds., pp. 341–353. Springer.
- Xu, Weihua, and others (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/JCOAS-TRES-D-10-00126.1>.

# 第 14 章

# 沿海和海洋

# 基础设施的变化

撰稿人: CA Thanh Vu (召集人兼牵头成员)、Sam Bentley、Lionel Carter、Catherine Creese、Robert Dapa、Regina Folorunsho、Alan Simcock (共同牵头成员)和Alix Willemez。





## 主旨要点

- 沿海和海洋基础设施对利用、开发和保护沿海和海洋自然资源和环境来促进社会发展必不可少。
- 总体而言,沿海基础设施如果设计得当、建造质量高,其建设在生态以及经济和社会方面都具有可持续性,增加了海岸的复原力,并带来可持续经济增长。
- 基础设施可以影响自然系统及其使用,并造成压力和冲突或创造有利条件。
- 2010至2020年间,新建、改造或升级的海洋和沿海基础设施呈增长趋势。
- 最重大的变化是沿海和近海填海造地,用于新的沿海城市发展、道路、海岸防护结构物、港口和海港设施以及旅游设施,特别是在东亚国家。
- 根据具体情况,沿海和海洋基础设施可能对沿海和海洋生态系统造成重大损害或减少损害。
- 新的沿海基础设施建设方式,被称为“蓝色基础设施建设”,可以协调海岸保护与发展,以及生境和生态保护,从而减少生态破坏。
- 总体而言,沿海和海洋基础设施建设为沿海居民创造了新机会,并支持了可持续的沿海社会经济发展。

## 1. 导言

### 1.1. 范围

本章介绍沿海和海洋基础设施在《第一次世界海洋评估》(联合国,2017年)所述基线的基础上,在2010年至2020年期间发生的变化。

### 1.2. 第一次世界海洋评估

《第一次评估》第17-19、26-28和30章讨论了沿海和海洋基础设施,包括:港口废物接收设施、此类设施的运作情况、对全球范围当地海洋环境的影响以及对经济活动的贡献;港口的知识差距和能力建设,包括提高业务技能、改进废物接收设施、提高检查疏浚物能否在海洋中安全再沉积的能力;海底通信和电力电缆的历史、发展和现状;海底通信和电力电缆对海洋环境的影响;

海洋环境对电缆的威胁;建设海底电缆安全布线的能力,并解决与其他各方的任何相互冲突的需求;填海造地,包括现状、趋势以及对社会经济和环境的影响;旅游、休闲和相关基础设施,如道路、港口、海港和机场,以及其他沿岸基础设施;可持续旅游业和旅游管理能力建设;海水淡化和相关沿海基础设施;海洋和沿海科研设施;沿海建成环境对野生生物的影响。从保险到海岸保护,各部门对适应和缓解战略的资金投入都在增加。

《第一次评估》清楚地表明,需要更系统地处理与海洋和沿海基础设施有关的问题。本章将填补空白,并为评估海洋和沿海基础设施的趋势,特别是2010-2020年期间的趋势提供更多数据。

## 2. 海洋和沿海基础设施状况记录在案的变化

### 2.1. 填海造地的变化

海岸和海洋填海造地通过许多方式将海洋区域转变为陆地,包括用疏浚物或陆地和筑坝产生的废物填塞。对于密集城市化、需要更多空间的沿海

和岛屿城市来说,情况往往如此。Sengupta等人(2018年)使用陆地卫星专题绘图仪的卫星图像分析了从1980年代中期到现在16个沿海特大城市的填海造地情况。这16个特大城市的填海造地总面积为1249.8平方公里,大部分在中国,而该国

政策2018年发生变化。然而,根据目前的趋势,在不久的将来,预计全球将会有更大面积的填海造地。

## 2.2. 新建陆上海岸防护的范围以及废弃海岸防护的范围

适应海岸侵蚀的一些常见战略包括硬保护或软保护(目的是守住或推进防线)、顺应、稳步后撤和舍弃(即不进行积极的干预)(Williams等人,2018年)。

使用坚硬结构物的最基本海岸保护方法,已经从防线保护演变为表面保护,除了抵御风暴潮和高潮外,还有保护沙滩的目的,因为那里供应给海岸的沉积物已经减少。典型的海岸硬结构防护物包括海堤、护墙、各种类型的丁坝、岸上和独立的防波堤和陆岬,这些防护物可以保护海滩免受波浪冲击,或者改变近岸波场和相关的沉积物输送过程,在海岸创造有利于沉积而非侵蚀的新的沉积物平衡。

设计不当或老化的海岸防护结构物不能正常发挥作用,可能会被废弃或维修。海岸防护结构物退化的原因包括腐蚀损害;波浪作用下地基消失导致的结构物下沉;堤趾冲刷;波浪溢出;波浪对结构物的冲击;气候变化导致的海平面上升。很难作出决定拆除退化的海岸保护结构物,因为其上可能已经附着了具有生境价值的特有生境,而且拆除的影响难以预测。因此,在许多情况下,退化的海岸结构物只是被弃用。

基于自然的海岸保护解决方案,包括人工湿地或盐沼、海滩养护、牡蛎礁建造、红树林重建和保护,具有能够随海平面增长并增加二氧化碳储存能力的优点(Davis等人,2015年)。然而,在已被侵蚀的海岸,由于沉积物供应减少,坚硬的海岸防护结构物可以有效预防自然灾害,并在与天然屏障或自然系统(如红树林或珊瑚礁)结合使用的情况下,保护环境和自然生境。这种结构物可被称为“蓝色基础设施”(Kazmierczak和Carter,2010年;Edwards等人,2013年)。

## 2.3. 沿海开发的程度,包括旅游业发展:道路、城镇、旅游和休闲设施、人工海滩和其他沿海开发结构物

沿河口及海岸线的沿海开发已成为人口爆炸的热点地区,吸引了各种产业以及非工业活动,如住宅、旅游业和休闲业的发展。由于社会经济活动,许多沿海城市在几年内变成了特大城市(Blackburn等人,2013年)。

全球对海滨生活的需求使这些地区发展成为人口稠密的城市,拥有道路网和商业。有沿海和海洋旅游和休闲需求的较富裕人口也促进了沿海旅游和休闲城市的快速发展,例如在亚太地区海岸和岛屿上。海滨旅游还需要在世界各地建造许多人工海滩,如美利坚合众国夏威夷的威基基海滩和新加坡的海滩。

## 2.4. 沿海社区应对海平面上升的适应策略

气候变化和海平面上升将增加海岸遭受自然灾害的风险(政府间气候变化专门委员会,2019年)。适应战略必须确定风险,并制定和实施管理办法,以便把沿海和海上的个人、社区、社会和生态系统面临的风险降低到可接受的水平。在第2.2节提到的共同适应战略中,顺应和保护需要建造或升级现有基础设施,在许多情况下,还需要恢复海岸生境或生态系统。

沿海基础设施的升级也受到经济因素的影响。例如,世界上最容易受到海平面上升影响的前十个港口中,有5个位于美国东部和东南部。虽然港口正在努力以更高标准重建基础设施,但它们必须在国际贸易预期增长的要求与应对海平面上升和更强烈、更频繁极端天气事件的需要之间取得平衡。

## 2.5. 港口、海港和游艇停泊港设施及其管理、包括疏浚方面的变化

根据联合国贸易和发展会议(贸发会议)的数据,集装箱运输正在迅速扩张:2017年,其增长率为6%,即4 230万个20英尺标准集装箱(贸发会

议, 2018年)。港口竞争也更加激烈, 因此为航运公司提供了提高管理技能、增强议价能力和影响力的机会。

集装箱港口吞吐量最高的地区是亚洲(63%)和美洲(16%)。以所处理的全部货物总吨位计算, 世界前十大港口中有8个在亚洲, 主要在中国。不同港口的利润水平差别很大, 但不同吞吐量的平均水平表明, 每吨货物只赚取4美元(联合国贸易和发展会议, 2018年)。员工被按照各种传统工种分类, 这些工种尚未反映工作方法和技能组合的技术转变。虽然几乎没有新的大型海港正在规划或建设, 但数据显示, 2020年后, 80%的世界贸易将通过需要增建设施的海港进行。此外, 人们对路易斯安那州近海石油港口等近岸深水港的兴趣越来越大。

由于全球捕鱼船队增加(Rousseau等人, 2019年), 过去捕鱼港的数量有所增加, 但随着世界海洋渔业资源减少, 这一趋势很可能不会继续下去。

全球休闲游艇市场也在扩大。2009年, 该行业总收入为181.2亿美元, 2017年增至400亿美元, 2015年至2017年增长率为2%, 增幅最高的是北美和亚太地区(Value市场研究公司, 2017年)。

在现有港口(常规作业、翻新和扩建)或新建港口、海港和游艇停泊港进行疏浚以维持、创造或增加航行深度的工作正在随着全球经济增长率而增加(国际疏浚公司协会, 2018年)。

## 2.6. 海底电缆和海底管道方面的变化

在所有海洋铺设的通信电缆长度(以公里计算)在2006年至2010年产量明显下降, 随后从2010年到2018年, 以平均每年超过7万公里的速度增加。截至2018年初, 全球投入使用海底电缆约有448条, 长度超过100万公里。大洋洲和东南亚出现了明显增长。此外, 非洲国家之间以及从非洲到亚

洲、欧洲和南美的电缆继续增长。2009年之前, 仅有16个非洲国家接入海底电缆系统。目前, 只有一个沿海国家, 即厄立特里亚, 尚未接入。到目前为止, 已经提出了50多个2019年至2021年期间的海底项目, 总投资约为72亿美元。约30%的预期部署工作位于太平洋地区。紧随其后的是大西洋和印度洋, 预计这两个地区将分别获得未来几年计划投资的约21%和17%。

一个新的行业已经出现, 即回收旧电缆以获取残值。在过去的10年里, 已回收约6.2万公里电缆, 预计到2020年底, 将有超过10万公里的电缆被承包回收。

输电电缆铺设量的增长较为平缓, 但铺设了大量与海上风电场相关的电力电缆。

在深度约2 000米以下的深海中, 电缆故障仍然很少, 因为该区域几乎没有人为干扰。例如, 在国家管辖范围以外的广大地区, 每年平均出现4次电缆断裂, 而全世界每年大约有150-200次断裂。然而, 今后的潜在威胁是深海采矿, 取决于电缆业与国际海底管理局之间正在进行的讨论(国际海底管理局, 2018年)。

正如《第一次评估》所讨论的, 铺设电缆造成的海床干扰是暂时的, 根据波浪或水流作用的强度和沉积物供应情况, 自然恢复需要几周到几年的时间(Kraus和Carter, 2018年)。因为风暴、地震及可能导致的海啸都可以引发海底滑坡和沉积物泥石流, 所以气候变化可能会通过影响风暴频率和强度来影响对通信电缆的灾害风险(Gavey等人, 2017年)。一项新的研究(Gutscher等人, 2019年)表明, 微弱的自然灾害虽不能折断电缆, 但仍然可能使玻璃纤维变形, 发出可探测到的信号, 因此更有可能将电缆作为环境监测器和灾害预警系统。

## 3. 变化对人类社区、经济和福祉的影响

建设或改善沿海基础设施, 特别是蓝色基础设施, 可以为沿海社区带来巨大惠益。沿海和海洋基础

设施对减少灾害风险、发展经济以及发展沿海和海洋科学具有重要意义。沿海基础设施为多式联

运与海运连接和关键全球供应链提供支持；让大众能够使用海岸的休闲、旅游和其他用途；支持获得发展机会。海岸防护结构物有助于将海岸侵蚀、洪灾、巨浪和风暴潮等造成的损害降至最低。酒店和休闲基础设施支持旅游业和休闲业，并创造就业机会。新的电缆连接将全球通信、远程医疗和学习的好处带给原本与世隔绝的社区，并支持经济发展、海洋科学发展和管理实施工作。

沿岸基础设施在实现可持续发展目标<sup>1</sup>方面发挥关键作用(《经济学人》，2019年)。沿海和海洋基础设施的改善尤其有助于实现可持续发展目标

1、2、6、8、9、10、13和14。特别在目标14方面，沿海和海洋基础设施可以让人更好地观察、监测和调查沿海和海洋环境、生态系统和生物多样性，以便为改进管理提供更好的数据。然而，沿海和海洋基础设施的建设可能破坏生境和生态系统，包括其范围、结构和功能。谨慎的规划，辅以循证的海洋空间规划和功能分析以及使用蓝色基础设施，有助于降低负面影响。例如，在美国，联邦批准的州海岸管理方案必须考虑与海洋—海岸连接处相关的所有利益攸关方的利益。

## 4. 具体区域的主要变化和影响

### 4.1. 北大西洋、波罗的海、黑海、地中海和北海

#### 4.1.1. 北大西洋

北大西洋海岸一直延伸到加拿大东部、美国东部以及西欧和西非国家。这些地区各国的经济发展水平差异很大，海岸防护和其他基础设施建设的差异也很大。在加拿大和美国，沿海生境被用作天然防护设施(Elkin, 2017年)。在西欧，由于陆地面积有限，为保护海岸建设了海岸防护和其他海洋基础设施。在非洲西北部，存在许多相互关联的问题，包括严重的海岸侵蚀、洪灾、贫困和沿海基础设施建设不足的情况。2018年，全球环境基金和世界银行集团为西非沿海地区复原力投资项目提供了2.1亿美元预算，以帮助贝宁、科特迪瓦、毛里塔尼亚、圣多美和普林西比、塞内加尔和多哥建设沿海社区的复原力(世界银行, 2018年)。

#### 4.1.2. 波罗的海

波罗的海海岸线总长约4万公里，丹麦、德国和波兰存在大面积洪灾多发区。因此，堤坝等沿海基础设施需要升级以更好地抵御洪灾。建设了大量与游客相关的基础设施、港口、海港、游艇停泊港、造船厂、风电场、太阳能发电站以及海底电力和通信电缆。

#### 4.1.3. 黑海

黑海海岸线长2 042公里，有1 228个海滩，面积为224平方公里。一些沿海地区人口稠密，也是旅游热门地区，设施众多，如酒店、度假村和游艇停泊港。黑海也有港口和海港。为了缓解严重的海岸侵蚀和洪灾，已经修建了海岸防护结构物。

#### 4.1.4. 地中海

地中海有4.6万公里的海岸线，与22个国家接壤。作为世界上最繁忙的海运区域之一，地中海有许多重要港口。人口稠密的地中海海岸还面临着遭侵蚀和洪灾的风险，由于气候变化和海平面上升，未来这种情况将变得更加严重，沿海基础设施将需要升级。

#### 4.1.5. 北海

与北海接壤的沿海和地势低洼的内陆地区面临着遭受洪灾的危险。与其他地区一样，由于海平面上升和更强烈或频繁的风暴，未来沿海发生洪灾的风险将会增加。因此，需要新的和升级的海岸防护结构物来应对该挑战。

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。另见<https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>。



## 4.2. 南大西洋和大加勒比区域

南大西洋和大加勒比区域的海岸包括南美洲和非洲西南部的国家。非洲西南部海岸总体处于自然状态。例如,一些地区受到沿海生态系统的保护,如红树林。南大西洋和大加勒比区域的沿海基础设施包括海岸防护设施、旅游设施、港口和海港,但需要新建或升级的结构物来适应气候变化。加勒比海国家也受到强烈地震和火山活动的影响。自然基础设施用于海岸预防和灾害保护,研究(例如, Powell等人, 2018年)发现,对海岸带自然基础设施的投资可以为沿海社区带来可衡量的价值,同时提高生态可持续性和复原力,但需要更多的研究来制定最佳做法。

## 4.3. 印度洋、孟加拉湾、阿拉伯海、红海、亚丁湾和波斯湾

印度洋和孟加拉湾包括亚洲和非洲的许多发展中国家。北印度洋沿岸国家的沿海自然灾害包括风暴潮、海平面上升、地震和海啸。然而,环境退化和不可持续经济活动进行的开发导致沿海社区适应能力下降,需要对适应性基础设施和可持续经济进行巨额投资。印度洋沿海国未来最可行的办法或许是恢复退化和受损的沿海生境,以建立沿海蓝色基础设施。

总体而言,阿拉伯海、红海、亚丁湾和波斯湾的沿海和海洋基础设施比印度洋和孟加拉湾建设得更好。

## 4.4. 北太平洋

与北大西洋沿岸一样,加拿大、日本、大韩民国和美国等发达国家拥有高质量沿海和海洋基础设施,这些设施不仅保护海岸和降低灾害风险,而且在某些情况下还促进保护和养护沿海和海洋环境、生境和生物多样性(Gillies等人, 2019年)。对许多太平洋沿海国而言,大地震和火山喷发的风险无时无刻不在。然而,该区域发展中国家的沿海和海洋基础设施不那么先进(东亚海域环境管理伙伴关系, 2018年; Connell, 2018年)。为了改善亚洲发展中国家沿海基础设施不发达的状况,亚洲开发银

行启动了一项积极进取的行动计划,拟投资50亿美元用于建设健康海洋,其中包括建设或改进沿海基础设施(亚洲开发银行, 2019年)。

## 4.5. 南太平洋

南太平洋海岸包括澳大利亚东海岸、南美西海岸和太平洋岛屿海岸,这些岛屿包括巴布亚新几内亚、新西兰和新喀里多尼亚。这些国家的沿海基础设施主要是为了支持经济发展,防止自然灾害,特别是极端风暴和海平面上升造成的破坏,并适应气候变化。大地震、海啸和火山喷发也是考虑因素之一。

## 4.6. 北冰洋和南大洋

这些地区人口密度低,意味着沿海和海洋基础设施不如环太平洋和地中海等人口稠密地区发达。

### 4.6.1. 北冰洋

由于气候变化,北冰洋沿岸基础设施建设面临迅速变化的天气和冰情。海冰覆盖率下降导致航运和相关基础设施增加(美国海洋运输系统委员会, 2018年)。在铺设阿拉斯加北部沿岸1 900公里长的光纤通信电缆方面取得了进展,其支线连接6个沿海社区(海底电缆网络, 2017年),而且格陵兰和挪威等地区的国家网络也得以延伸(Quintillion, 2020年)。

### 4.6.2. 南大洋

南大洋大部分地区属于南极条约体系的管辖范围,包括南极海洋生物资源保护委员会(南极条约体系, 2019年; 南极海洋生物资源保护委员会, 2017年; 2019年)。然而,科学研究的重点是南极洲和南大洋在影响全球气候和海洋方面所起的作用。此类研究得到了南极海岸沿岸和一些亚南极岛屿上常年科考站的支持。

## 5. 展望

### 5.1. 近期至中期(大约10-20年)海洋和沿海基础设施状况的预期展望

在未来10到20年内，将修建更多的上游水电大坝，河沙开采将继续，海岸的沉积物亏空情况将增加，导致海岸侵蚀加速(另见第13章)并修建更多海岸防护结构物。沿海和近海填海造地，加上海岸侵蚀，将继续导致重要沿海和近海浅水海洋生境遭破坏或退化。海滨旅游和相关基础设施也在增加。与此同时，在许多沿海地区，社会经济发展将导致沿海人口增加，并且对沿海和海洋基础设施的需求增长。所有这些因素，加上气候变化都增加了海洋自然灾害对海岸的风险。气候变化表现为海洋温度上升、海平面上升以及极端天气事件的频率和强度增加。因此，有必要开发新的或升级现有的基础设施，以减轻风险，确保沿海和海洋经济的可持续发展。

预计未来在知识和能力方面的进展将有助于评估海洋和沿海基础设施状况的变化，并促进建设更有效、更环保的海洋和沿海基础设施；还将增加蓝色基础设施或天然屏障的使用，以协调海岸防护与环境保护。

### 5.2. 生态系统以及各系统持续变化产生的社会经济影响

总体而言，建设海洋和沿海基础设施，特别是沿海和近海填海造地，将破坏沿海和海洋生境以及生态系统(Duan等人，2016年；McManus，2017

年；Lin和Yu，2018年)。海岸结构物对海岸系统生态的影响包括阻塞动物通道、破坏海岸生境和生态系统以及改变沿海环境(Hill，2015年)。海岸防护结构物可以改变海岸的沉积物收支情况，从而改变海岸地貌，相应改变海岸生物群落，但在某些情况下，海岸防护结构物可以保护本来会被海岸侵蚀破坏的海岸生境(Schmitt和Albers，2014年)。沿海填海造地还可能有助于创造和恢复海岸生境，以预防灾害(Khalil和Raynie，2015年)。

研究人员，如Taormina等人(2018年)，未能确证电缆造成的电磁场对生物丰富性和生物多样性有任何影响，并且证实电信电缆的环境足迹普遍较低，特别是在深海(深度>2 000米)(Burnett等人，2013年)。滑坡和多沙洋流造成海底电缆断裂的记录很重要，因其观察到热量、碳和营养物质从陆地转移到深海的过程，从而可能影响海洋生态系统(Pope等人，2017年)。

过去10年中，一个明显趋势是使用一种新的发展途径：蓝色经济发展，缓和或减轻沿海和近海开发对沿海和海洋生态系统造成的损害(东亚海域环境管理伙伴关系，2018年)。蓝色沿海基础设施可协调海岸防护与生境或生态保护，促进碳固存(Sutton-Grier等人，2015年；Wellman等人，2017年)。

总体而言，沿海和海洋基础设施对沿海社区有积极的社会经济影响。良好的基础设施是减轻沿海灾害风险、实现社会经济可持续发展和消除贫困的最重要条件。

## 6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距

总体而言，在全球一级，人们对沿海基础设施，特别是已建成的海岸防护基础设施的范围及其生态和社会经济影响知之甚少。此外，对海岸动力、沉积物输送与环境之间的相互作用，以及生态过程与海洋和沿海基础设施之间的相互作用，仍缺乏科学认识。对于发展中国家来说，这些问题尤其严

重，这些国家对沿海和海洋科学研究投入的资金很少。缺乏适当知识和数据的情况也阻碍了对沿海和海洋基础设施的正确设计和施工，并增加了设施对环境和生态的破坏。

在考虑可持续建设蓝色、以自然为本的海洋和沿海基础设施方面的决策时, 科学—政策对接尤为重要, 以便最大限度地利用沿海和海洋基础设施, 并将其造成的损害降至最低。

鸣谢: 撰稿人感谢John Manock对第2.6节的贡献。

## 参考资料

- Antarctic Treaty System (2019). The Antarctic Treaty. [www.ats.aq/index\\_e.html](http://www.ats.aq/index_e.html).
- Asian Development Bank (2019). *Action Plan for Healthy Oceans: Investing in Sustainable Marine Economies for Poverty Alleviation in Asia and the Pacific*.
- Blackburn, Sophie, and others (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., and others (2013). *Submarine Cables: The Handbook of Law and Policy*. Martinus Nijhoff Publishers.
- Carter, L., and others (2019). Chemical and physical stability of submarine fibre-optic cables in the Area Beyond National Jurisdiction (ABNJ). In *SubOptic 2019 Conference*.
- Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (2017). CCAMLR to create world's largest Marine Protected Area. [www.ccamlr.org/en/news/2016/ccamlr-create-worlds-largest-marine-protected-area](http://www.ccamlr.org/en/news/2016/ccamlr-create-worlds-largest-marine-protected-area).
- \_\_\_\_\_ (2019). About the Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. [www.ccamlr.org/en/organisation](http://www.ccamlr.org/en/organisation).
- Connell, John (2018). Effects of climate change on settlements and infrastructure relevant to the Pacific Islands. *Pacific Marine Climate Change Report Card Scientific Review*.
- Davis, McKenna, and others (2015). Coastal protection and SUDS: nature-based solutions. RECREATE Project Policy Brief, No. 4.
- Duan, Huabo, and others (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](https://content.unops.org/publications/The-critical-role-of-infrastructure-for-the-SDGs_EN.pdf?mtime=20190314130614).
- Edwards, P.E.T., and others (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., and others (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, and others (2019). Coastal habitat squeeze: a review of adaptation solutions for saltmarsh, mangrove and beach habitats. *Ocean and Coastal Management*, vol. 175, pp. 180–190.
- Gutscher, Marc-André, and others (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.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. H-O. Pörtner and others, eds. [https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC\\_FinalDraft\\_FullReport.pdf](https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_FinalDraft_FullReport.pdf).
- International Association of Dredging Companies (2018). *Dredging in Figures 2017*.
- International Seabed Authority (2018). *Deep Seabed Mining and Submarine Cables*.
- Kazmierczak, A., and J. Carter (2010). Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies. University of Manchester.
- 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.
- Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia (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>.
- Pope, Ed. L., and others (2017). Damaging sediment density flows triggered by tropical cyclones. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 458, pp. 161–169.
- Powell, E.J., and others (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, and others (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States 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, and others (2018). Building beyond land: an overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Submarine Cable Network (2017). Quintillion activates Arctic subsea cable. [www.submarinenetworks.com/en/systems/asia-europe-africa/arctic-fiber/quintillion-activates-arctic-subsea-cable](http://www.submarinenetworks.com/en/systems/asia-europe-africa/arctic-fiber/quintillion-activates-arctic-subsea-cable).
- Sutton-Grier, Ariana E., and others (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, and others (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.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport*. Geneva.
- United States Committee on the Marine Transportation System (2018). *Revisiting Near-Term Recommendations to Prioritize Infrastructure Needs in the U.S. Arctic*. Washington, D.C., p. 43.

- Value Market Research (2017). Recreational Boating Industry Report: Trends, Forecast and Competitive Analysis. [www.valuemarketresearch.com/report/recreational-boating-market](http://www.valuemarketresearch.com/report/recreational-boating-market).
- Wellman, Emory, and others (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., and others (2018). The management of coastal erosion. *Ocean and Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.
- World Bank (2018). World Bank Board Approves West Africa Coastal Areas (WACA) Resilience Investment Project. [www.worldbank.org/en/news/press-release/2018/04/09/world-bank-board-approves-west-africa-coastal-areas-waca-resilience-investment-project](http://www.worldbank.org/en/news/press-release/2018/04/09/world-bank-board-approves-west-africa-coastal-areas-waca-resilience-investment-project).





# 第 15 章

# 捕捞渔业和捕捞 海洋野生无脊椎 动物方面的变化

**撰稿人：**Porter Hoagland (召集人)、Megan Bailey、Lena Bergstrom、Alida Bundy、Karen Evans (共同牵头成员)、Manuel Hidalgo、Andrew Johnson、Melina Kourantidou、Fernanda de Oliveira Lana、Enrique Marschoff (牵头成员)、Essam Mohammed (共同牵头成员)、Henn Ojaveer (共同牵头成员)、Franklin Ormaza-Gonzalez、Imants George Priede、Ylenia Randrianisoa (共同牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Zacharie Sohou、Burcu Bilgin Topçu和Chang Ik Zhang。



## 主旨要点

- 从2012至2017年,全球海洋捕捞渔业的上岸量估计数增加了3%,达到8 060万吨,上岸总价值估计数增加了1%,达到1 270亿美元。
  - 全球一些捕捞渔业继续存在或经历以下情况:过度捕捞、渔船补贴、管理不力、兼捕渔获物和丢弃渔获、生境退化、渔具被遗弃、丢失或以其他方式抛弃以及非法、未报告和无管制捕捞。
  - 世界银行于2017年估计,2012年全球捕捞渔业因过度捕捞而导致年净损失额达886亿美元(以2017年美元价值计)。如果允许这种情况在可预见的未来继续下去,此类损失将造成价值达数万亿美元的自然资本资产损失。
  - 小规模手工渔业或自给性渔业的上岸量绝大部分供当地人消费,从而为发展中国家的粮食安全
- 安全和营养作出了至关重要的贡献,但非法、未报告和无管制捕捞活动继续对许多依赖渔业获取蛋白质的民众构成风险,从而使贫困恶化,加剧了粮食不安全,并可能阻碍实现可持续发展目标具体目标的努力。
- 令人欣慰的是,事实证明,科学的鱼量评估和管理可带来更可持续<sup>1</sup>的成果,预计管理改革可快速(以十年计)重建鱼类种群。随着全世界开始关注极地和深海(中层带)尚未开发和尚无管制的捕捞活动,这些都是重要的经验。
  - 气候变化对海洋的不利影响预计将阻碍实现可持续成果,而依赖渔业的发展中国家特别是其小规模渔业则极易受到气候相关变化的影响。

## 1. 导言

自1950年代以来,海洋捕捞渔业的全球上岸量大幅增加(联合国粮食及农业组织(粮农组织),2016年d;2018年b;2019年a),但自1980年代末以来已趋于平稳,自2010年以来增长率不到1%(粮农组织,2019年a)。2012至2017年间,海洋捕捞渔业全球产量(主要为构成上岸量的渔获量)几无变化,从2012年的7 840万吨到2017年的8 060万吨不等。从2010至2017年,发达国家和发展中国家的捕捞渔业产量(内陆水域和海洋)均略有增加,前者从2 410万吨增加到2 480万吨(增幅为2.9%),后者从6 300万吨增加到6 760万吨(增幅为7.3%)(粮农组织,2019年a)。

2017年,全球所有渔业的平均价格为每公斤1.57美元,这意味着全球海洋捕捞渔业的上岸总价值估计数为1 268亿美元(粮农组织,2019年a)。上岸量的年净效益估计数仅为30亿美元(2012年数据,按通胀率调整至2017年美元价值)(世界银行等,2012

年;Tai等人,2017年;世界银行,2017年)。过度捕捞导致生物量下降,造成年净效益损失估计达889亿美元。如果任其继续下去,按照7%至2%的社会时间偏好率计算,这将构成1.3万亿美元至4.4万亿美元的自然资本资产损失(即每年产生的、与2012年估计数同等水平的未来损失贴现值或“现值”)。

过去十年,鱼类市场呈现快节奏全球化,导致小规模渔业更易受到当地一些重要鱼类种群枯竭的影响(Crona等人,2015年;Kramer等人,2017年)。2017年,全球鱼类产量约38%进入国际贸易,要么用于人类消费,要么用于制作鱼粉和鱼油(粮农组织,2018年b)。2017年,海产食品出口价值为1 565亿美元,其中846亿美元(54%)从发展中国家出口。

所报告的全球上岸量和价值显示,自《第一次世界海洋评估》(联合国,2017年)发布以来几乎没有变化,而《第一次评估》依据的是截至2012年的

<sup>1</sup> 本章中,根据联合国粮食及农业组织给出的定义,“可持续”、“生物可持续”和“最高可持续”主要指单一物种。

数据。不过,一些区域的治理有所改善,包括一些渔业因审慎管理而得以重建(粮农组织,2018年b; Hilborn等人,2020年)。科学文献推荐采用基于生态系统的管理方法作为更长远的有用工具,让商业渔业更接近1995年《负责任渔业行为守则》中表述的理想状态(Long等人,2015年; Patrick和Link,2015年;粮农组织,2018年a; Marshall等人,2018年;另见第27章)。

大量证据显示,世界上一些渔业未得到可持续管理(可持续发展解决方案网络,2019年),这意味着尚未实现可持续发展目标的具体目标,<sup>2</sup>特别是目标14下与渔业有关的具体目标,以及涉及粮食安全的其他具体目标。不过,还是注意到取得了一些进展(联合国,2019年b)。2012至2017年期间最突出的问题如下:

- 在有数据可用的全球海洋捕捞渔业中,约60%“已达到最高可可持续捕捞量”,且这一比例自1990年以来一直在上升(粮农组织,2020年b)。指标14.4.1(处于生物可持续水平的鱼类种群的比例)反映了达到最高可可持续捕捞量的种群比例和“捕捞不足”的种群比例之和(见图一)。同样,该指标还显示,自1974年以来,“过度捕捞”种群的比例不断上升(可持续发展解决方案网络,2019年;粮农组织,2020年a;2020年b;世界银行,2017年;另见图一)。目前66%的鱼类种群或者已达到最高可可持续捕捞量,或者捕捞不足,但图一突出表明,有必要改善对处于生物可持续水平之外的34%鱼类种群的管理办法,扭转上述两类鱼类种群比例总和下降的趋势。
- 非法、未报告和无管制捕捞活动继续存在,从而削弱了渔业治理,助长了海产食品非法贸易(Macfadyen等人,2019年;Sumaila等人,2020年)。
- 渔船仍继续得到补贴(Sumaila等人,2019年a),包括导致产能过剩、过度捕捞和种群枯竭

的补贴(Rousseau等人,2019年)。Sala等人(2018年)估计,如果取消补贴,54%的公海渔场将无利可图。在世界贸易组织(世贸组织)的主持下,关于取消补贴非法、未报告和无管制渔业并禁止某些其他形式补贴的谈判继续加速进行,预计将在2020年达成协议(世贸组织,2020年)。

- 底拖网捕捞对海洋生境继续造成不利影响,但各国或区域渔业管理组织或安排已采取措施减轻此类捕捞对海床和海山的影响,在制定海床完整性指数以便评估影响程度方面也取得了进展(Eigaard等人,2017年;Hiddink等人,2017年;Kroodsmas等人,2018年)。
- 近底和中上层渔业的捕捞力量继续以稳定但往往难以察觉的速度提高效率(称为“技术蠕变”),年均增长率为0.2%,因此需要管理上的补偿性调整(Palomares和Pauly,2019年a)。
- 遗弃、丢失或以其他方式抛弃的渔具继续削弱生态系统完整性,从而给行业和国家当局造成代价(粮农组织,2018年b)。
- 一些覆盖公海的区域渔业管理组织或安排在评估种群、执行渔获量限制或提供观察员进行全面覆盖以计入渔获、兼捕渔获物或丢弃渔获方面,成效不足(Cullis-Suzuki和Pauly,2010年;Crespo和Dunn,2017年;国际海洋考察理事会(海考会),2018年a),但各国越来越有动力提高此类组织或安排的实效以取得可持续成果,例如为此签订区域合作协议,如2017年印度洋《雅加达协定》。<sup>3</sup>
- 在维持健康鱼类种群方面制定管理做法并就此达成共识的过程中仍然存在重大差距,包括:中太平洋和西南大西洋管辖权存在争议(Harrison,2019年);对深洋陆架和海山的公海渔业管理不够充分有效(海考会,2018年b);在中北冰洋潜在鱼类种群养护方面进展有限(针对无管制捕捞的16年暂禁期有待生效);缺乏对中层未来渔业的管理,对中层的管理

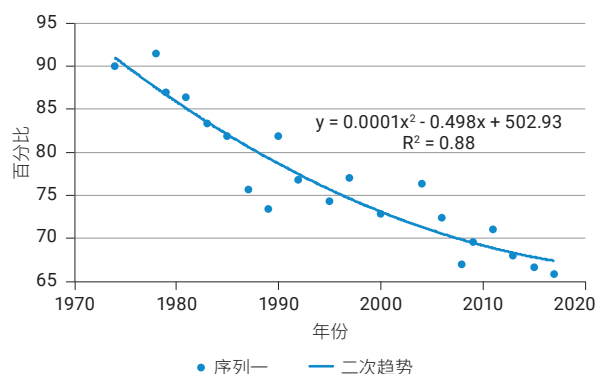
<sup>2</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>3</sup> 环印度洋联盟,《雅加达协定》:促进区域合作,实现印度洋和平、稳定与繁荣(2017年3月7日通过)。见[www.iora.int/media/23699/jakarta-concord-7-march-2017.pdf](http://www.iora.int/media/23699/jakarta-concord-7-march-2017.pdf)。



制或者刚刚起步, 或者根本没有(Priede, 2017年; Hidalgo和Browman, 2019年; Remesan等人, 2019年)。

**图一**  
处于生物可持续水平的鱼类种群比例(可持续发展目标指标14.4.1)



这些数据反映了全球海洋捕捞渔业中被视为“已达到最高可持续捕捞量”(2017年为59.6%)或“捕捞不足”(2017年为6.2%)的百分比之和。应指出, 从1990年至2017年, 已达到最高可持续捕捞量的渔业所占百分比有所增加。换言之, 如果用百分之一百减去任何年份的数据, 可以看到“过度捕捞”的渔业数目所占百分比不断增加(粮农组织, 2020年a; 2020年b)。

缩略语: x, 年份; y, 处于生物可持续水平的鱼类种群的比例;  $R^2$ , y与x和 $x^2$ 之间关系的决定系数。

尽管存在这些问题和差距, 但近期研究显示, 如果治理得当, 重建过度捕捞鱼类种群所需的中位数时间可能不到10年; 如果实施改革, 到本世纪中叶, 98%被过度捕捞的种群可视为已恢复健康水平(Sumaila等人, 2012年; Neubauer等人, 2013年; Costello等人, 2016年; Hilborn和Costello, 2018年; Garcia等人, 2018年)。然而, 科学家对恢复后的生态系统和种群能否承担其原有功能鲜有共识(Van Gemert和Andersen, 2018

年; Ingeman等人, 2019年)。对于大西洋鳕鱼(大西洋鳕)等一些极度枯竭的种群, 恢复可能需要的时间预计要长得多(Neuenhoff等人, 2019年)。

经证明, 对鱼类种群的科学评估和管理可提高鱼类种群的可持续性(Hilborn等人, 2020年)。科学家认为, 采取基于权利的方法等管理改革有可能显著增加年渔获量(200万至1 600万吨)和利润(310亿至530亿美元)(Costello等人, 2016年)。科学家还认为, 渔业管理改革让生物量和生物多样性得以增加, 将促进海洋生态系统适应全球气候变化(Berkes和Ross, 2013年; Armitage等人, 2017年)。因此, 重建鱼类种群仍然是各国和国际组织的高度优先事项(Delpeuch和Hutniczak, 2019年)。

即使在适当的治理下鱼类种群得以恢复, 全球气候变化的不利影响预计也会阻碍可持续发展取得进展(Lam等人, 2016年; Pentz等人, 2018年; 政府间气候变化专门委员会, 2019年; Lotze等人, 2019年; 另见第5章)。尽管人们对于不断变化的情况可能在多大程度上导致生态系统变化所知甚少, 但科学家发现, 海洋生态系统结构和功能的改变比预期更为普遍, 认为此类改变可能难以逆转(Selkoe等人, 2015年; Samhuri等人, 2017年)。

气候变化的影响预计还包括自然灾害的强度和频率增加, 从而影响当地鱼类种群的分布和丰度(Barange等人, 2014年; Bryndum-Buchholz等人, 2018年)。科学家预测, 依赖渔业的发展中国家将受到最为严重的影响, 而且由于物种分布的预期变化以及随之而来的种群越境迁移增加, 导致物种重新分布, 这种情况需要在今后的国际治理中予以顾及(Pinsky等人, 2018年; Sumaila等人, 2019年b)。

## 2. 渔获上岸量差异、可持续发展目标和小规模渔业

### 2.1. 国家管辖范围内海域

2012至2017年间, 全球上岸量情况稳定, 捕捞活动的密度继续高度集中在沿岸海洋(Tickler等人, 2018年)。研究发现, 进入港口国的外国远洋船

队渔获量增长速度高于港口国本身的渔获量增长速度, 较低收入国家专属经济区内78%的可追踪工业化捕捞活动由悬挂高收入国旗帜的船只进行(McCauley等人, 2018年)。2016年, 热带水域的上岸量继续强劲增长, 达到2 380万吨, 温带水域上

岸量稳定在3 890万吨, 上升流水域表现出高度变异性, 上岸量下降至1 450万吨(粮农组织, 2018年b)。表1和表2描述了2005至2014年期间与2015至

2016年期间相比, 各国和各区域上岸量平均数的变动情况(粮农组织, 2018年b)。

**表 1**  
按国别列示的海洋捕捞渔业产量

国家	产量(吨)			变动(百分比)		
	2005-2014 年平均数	2015	2016	2016年较 2005-2014年 平均数	2016年较 2015年	2016年较2015年 变动(吨)
中国	13 189 273	15 314 000	15 246 234	15.6	-0.4	-67 766
印度尼西亚	5 074 932	6 216 777	6 109 783	20.4	-1.7	-106 994
美利坚合众国	4 757 179	5 019 399	4 897 322	2.9	-2.4	-122 077
俄罗斯联邦	3 601 031	4 172 073	4 466 503	24	7.1	294 430
秘鲁总数	6 438 839	4 786 551	3 774 887	-41.4	-21.1	-1 011 664
不含鳀鱼	989 918	1 016 631	919 847	-7.1	-9.5	-96 784
印度	3 218 050	3 497 284	3 599 693	11.9	2.9	102 409
日本 <sup>a</sup>	3 992 458	3 423 099	3 167 610	-20.7	-7.5	-255 489
越南	2 081 551	2 607 214	2 678 406	28.7	2.7	71 192
挪威	2 348 154	2 293 462	2 033 560	-13.4	-11.3	-259 902
菲律宾	2 155 951	1 948 101	1 865 213	-13.5	-4.3	-82 888
马来西亚	1 387 577	1 486 050	1 574 443	13.5	5.9	88 393
智利总数	3 157 946	1 786 249	1 499 531	-52.5	-16.1	-286 718
不含鳀鱼	2 109 785	1 246 154	1 162 095	-44.9	-6.7	-84 059
摩洛哥	1 074 063	1 349 937	1 431 518	33.3	6	81 581
大韩民国	1 746 579	1 640 669	1 377 343	-21.1	-16	-263 326
泰国	1 830 315	1 317 217	1 343 283	-26.6	2	26 066
墨西哥	1 401 294	1 315 851	1 311 089	-6.4	-0.4	-4 762
缅甸 <sup>a</sup>	1 159 708	1 107 020	1 185 610	2.2	7.1	78 590
冰岛	1 281 597	1 318 916	1 067 015	-16.7	-19.1	-251 901
西班牙	939 384	967 240	905 638	-3.6	-6.4	-61 602
加拿大	914 371	823 155	831 614	-9.1	1	8 459
中国台湾省	960 193	989 311	750 021	-21.9	-24.2	-239 290
阿根廷	879 839	795 415	736 337	-16.3	-7.4	-59 078
厄瓜多尔	493 858	643 176	715 357	44.9	11.2	72 181

联合国	631 398	704 502	701 749	11.1	-0.4	-2 753
丹麦	735 966	868 892	670 207	-8.9	-22.9	-198 685
前25个主要国家 共计	65 451 506	66 391 560	63 939 966	-2.3	-3.7	-2 451 594
其他170个国家 共计	14 326 675	14 856 282	15 336 882	7.1	3.2	480 600
全球共计	79 778 181	81 247 842	79 276 848	-0.6	-2.4	-1 970 994
25个主要国家 所占份额	82.00%	81.70%	80.70%			

<sup>a</sup> 2015年和2016年的产量数字是粮农组织提供的估计数。  
资料来源: 粮农组织(2018年b)。

**表 2**  
**捕捞区和捕捞产量**

捕捞区 编码	捕捞区名称	产量(吨)			变动(百分比)		2016年较 2015年 变动(吨)
		2005-2014 年平均数	2015	2016	2016年较 2005-2014年 平均数	2016年 较2015 年	
21	西北大西洋	2 041 599	1 842 787	1 811 436	-11.3	-1.70	-31 351
27	东北大西洋	8 654 911	9 139 199	8 313 901	-3.9	-9.00	-825 298
31	中西大西洋	1 344 651	1 414 318	1 563 262	16.3	10.50	148 944
34	中东大西洋	4 086 427	4 362 180	4 795 171	17.3	9.90	432 991
37	地中海和黑海	1 421 025	1 314 386	1 236 999	-13	-5.90	-77 387
41	西南大西洋	2 082 248	2 427 872	1 563 957	-24.9	-35.60	-863 915
47	东南大西洋	1 425 775	1 677 969	1 688 050	18.4	0.60	10 081
51	西印度洋	4 379 053	4 688 848	4 931 124	13.9	5.20	242 276
57	东印度洋	5 958 972	6 359 691	6 387 659	7.2	0.40	27 968
61	西北太平洋	20 698 014	22 057 759	22 411 224	7.7	1.60	353 465
67	东北太平洋	2 871 126	3 164 604	3 092 529	7.7	-2.30	-72 075
71	中西太平洋 <sup>1</sup>	11 491 444	12 625 068	12 742 955	10.9	0.90	117 887
77	中东太平洋	1 881 996	1 675 065	1 656 434	-12	-1.10	-18 631
81	西南太平洋	613 701	551 534	474 066	-22.8	-14.00	-77 468
87	东南太平洋	10 638 882	7 702 885	6 329 328	-40.5	-17.80	-1 373 557
18 48 58 88	北极和南极区域	188 360	243 677	278 753	48	14.40	35 076
	全球共计	79 778 184	81 247 842	79 276 848	19	-43.90	-1 970 994

资料来源: 粮农组织(2018年b)。

对全球鱼类渔获量的新估算(使用1950至2010年的数据重建, 纳入了官方统计数据中未包括的渔获量(和丢弃渔获))显示, 全球年上岸量被低估至少三分之一, 渔获量下降的速度比之前认为的还要快(Pauly和Zeller, 2016年; Zeller等人, 2018年)。根据这种方法算出, 未报告捕捞中有很大一部分是非法、未报告和无管制捕捞船只、休闲捕鱼或小规模渔业的渔获以及丢弃渔获。粮农组织各区域的重构渔获量显示, 西大西洋、地中海和印度洋的重构渔获量与记录的上岸量差异特别大(Palomares和Pauly, 2019年b)。

2017年全球渔业就业水平(4 040万人)与2012年相比略有增加(增幅不到3%), 但存在区域差异(粮农组织, 2019年a)。可持续发展目标具体目标2.3包括推动小规模渔业获得生产性资源、服务和市场(指标2.3.1), 就这一具体目标而言, 在制定有针对性的监管和体制框架方面取得了进展。然而, 超过20%的捕鱼国对此类框架的执行程度仅为中低水平, 特别是大洋洲和南亚的捕鱼国(联合国, 2019年a)。

据估计, 全世界参与捕捞渔业的1.2亿人中有90%以上受小规模渔业雇用(其中约50%是女性)(世界银行等, 2012年; 粮农组织, 2015年; 2019年a)。尽管小规模渔业对全球渔获量作出了重大贡献, 但已遭到边缘化, 工业化船队(往往得到补贴)和海洋其他用途对小规模渔业造成的压力越来越大(Schuhbauer和Sumaila, 2016年; Bundy等人, 2017年; Ding等人, 2017年; Willmann等人, 2017年; Cohen等人, 2019年)。预计气候变化会对参与小规模渔业的民众产生不利影响, 现已确定了适应性战略, 包括有必要找到替代生计(Shaffril等人, 2017年)。

捕捞渔业仍然是数百万人的主要营养和就业来源, 但据估计, 目前仍有超过8.2亿人营养不良(粮农组织, 2019年b)。小规模渔业上岸量的90%至95%供当地人消费, 因此对粮食安全和营养作出了相当大的贡献(世界银行等, 2012年; Golden等

人, 2016年; Basurto等人, 2017年; Johnson等人, 2018年)。

《粮食安全和扶贫背景下保障可持续小规模渔业自愿准则》(粮农组织, 2015年)概述了在安全、分享当地知识、能力建设和治理等领域, 为帮助小规模渔业扩大机遇而运用信息技术的情况。这些准则据认为是实现与渔业有关的可持续发展目标的核心(Said和Chuenpagdee, 2019年)。实施工作预计需要一些时间, 但越来越多地使用人权办法为增强此类渔业的权能提供了机遇(Song和Soliman, 2019年)。组织开展了不容忽视的大渔业全球伙伴关系等研究工作, 以促进对小规模渔业的关注(不容忽视的大渔业, 2020年)。联合国大会宣布2022年为国际手工渔业和水产养殖年。<sup>4</sup>

补贴加剧了产能过剩和过度捕捞问题, 特别是在涉及非法、未报告和无管制捕捞的情况下。管理得当的渔业中有某些补贴是有益的, 例如对鱼量评估进行投资。2018年世界渔业年补贴额估计为354亿美元, 而十年前的补贴额为414亿美元(2009年数据, 以2018年美元价值计), 但降幅据认为并不显著(Sumaila等人, 2019年a)。大多数补贴由发达国家提供(Schuhbauer等人, 2017年)。用于增强产能的(有害)补贴在总额中所占比例增加了, 占所有补贴(约220亿美元)的63%, 而十年前为57%(Sumaila等人, 2019年a)。

为在数据匮乏的环境下评估渔业并核算渔业所作贡献而拟订准则的工作取得了进展(Cai等人, 2019年)。粮农组织针对可持续发展目标指标14.7.1采用了一种方法, 可计量国内生产总值中可持续渔业所占百分比(粮农组织, 2020年c)。目前还在制定一个更综合的指标, 覆盖非法、未报告和无管制捕捞、资源租金和渔业服务贸易。

## 2.2. 公海渔业

世界上许多最具价值的捕捞渔业主要捕捞高度洄游的顶端掠食鱼, 这些掠食鱼在毗邻的专属经济

<sup>4</sup> 见大会第72/72号决议。

区之间穿梭,或在这些专属经济区和公海之间洄游(Sumaila等人,2015年)。捕捞金枪鱼、长咀鱼和鲨鱼等种群的活动,要么是有关国家的船队在其专属经济区内进行的,要么是获准进入外国海域或公海的国际船队进行的。例如,延绳钓渔业使用的海洋空间与具有高度商业价值的鲨鱼的已知空间分布相重合,重合率超过75%(Queiroz等人,2019年)。1950至2014年间,公海捕捞渔业上岸量从约50万吨增加到430万吨(Cheung等人,2019年)。

自1950年代以来,工业化捕鱼显著扩张,近岸水域、公海(特别是大型远洋区)和极地的上岸量增加(联合国,2017年;Watson和Tidd,2018年)。公海产量在1989年达到峰值520万吨,但在过去30年里略有下降。尽管公海占全球海洋的60%,但捕捞渔业产量仅占全球海洋鱼类和无脊椎动物产量的约5%左右。因此,其间公海渔业对全球海洋食

品供应的贡献对于粮食安全意义不大(Schiller等人,2018年)。

公海上97%的工业化渔船其船旗国是高收入国家(McCauley等人,2018年)。据报道,延绳钓占公海捕捞时长(小时数)的84%至87%(Crespo等人,2018年)。80%以上的努力量来自五个国家的渔船。从1950至2014年,工业化渔船自港口起算的捕捞距离增加了一倍多,但与此同时,渔获量从每百万米(距离)25吨下降到7吨(Tickler等人,2018年)。

全球无冰海洋区域中接近95%的部分存在工业化捕捞,但工业化捕捞自1996年峰值以后,总渔获量下降了18%,单位捕捞区域的渔获量下降了22%(Tickler等人,2018年)。研究发现,延绳钓渔船的捕捞强度(每月努力量)夏季月份时在寒带区域会增加,强度与环境预测因素有关(Crespo等人,2018年)。

### 3. 无脊椎动物上岸量

捕获的海洋无脊椎动物从2012年的约1 240万吨增加到2017年的1 250万吨,年增长率仅为0.1%。上岸的海洋无脊椎动物涉及多种不同类型的生物,包括软体动物(鱿鱼、章鱼和贝类)、甲壳类(虾、明

虾、螃蟹、龙虾和磷虾)、棘皮动物(海钱和海参)和被囊动物,这些类群的产量约占2017年世界海洋捕捞渔业上岸总量的15.5%(粮农组织,2019年a)。

### 4. 兼捕渔获物水平和带来的影响

几乎没有可用于记录兼捕渔获物趋势的时间序列数据(海考会,2018年a)。捕获或受损的非目标渔获经常因管制措施或质量不佳而被丢弃。2019年,全球渔获丢弃量据估计占全球渔获总量的10.8%(2010至2014年数据),达910万吨(从670万吨

到1 610万吨不等)(Pérez Roda等人,2019年)。政策和管理措施方面正在取得进展,以便不仅管理对目标鱼种产生的影响,还纳入管理对其他物种产生的影响(海考会,2019年)。

### 5. 捕捞后鱼类损失

捕捞后鱼类损失是指经捕捞的鱼由于质量恶化而失去部分价值,导致无法食用或无法销售(Diei-Ouadi和Mgawe,2011年)。此类损失主要是小规模渔业因其储存能力、加工和运输方式有限而面临的问题。对全球捕捞后非因丢弃而造成的鱼类损失最新估计数为每年1 000万至1 200万

吨(Manning,2010年)。针对这类损失的近期研究仅限于地方渔业,特别是在非洲和亚洲进行的研究发现,较年长的渔民、受教育程度较高的渔民以及家庭规模较大的渔户,鱼类损失较少(例如,Adelaja等人,2018年)。



## 6. 渔业资源增殖的潜力

鱼类种群繁殖通常被称为渔业资源增殖, 包含一整套管理方法, 涉及使用水产养殖技术、海洋牧场方案、建造人工鱼礁以及投放鱼卵和仔鱼, 以恢复数量减少的鱼类种群。这门科学虽然才刚刚起步,

但已显示出有潜力提高渔业产量, 超过仅靠捕捞野生鱼类种群所能实现的产量, 尽管对其生态后果的认知还处于早期阶段(Taylor等人, 2017年)。

## 7. 农业和水产养殖中的海洋蛋白质和油类

水产养殖和畜牧业使用鱼粉作为饲料, 并使用鱼油作为饲料添加剂。作为原料的全鱼经蒸煮、挤压和加热而“压缩”, 全鱼至鱼粉的制成比例约为22%至23%, 全鱼至鱼油的制成比例约为4%至5%。2016年, 全球用于此类目的的全鱼上岸量为1430万吨(粮农组织, 2018年b)。2016年, 世界鱼粉产量为440万吨, 鱼油产量为90万吨。2016年, 鱼粉产量的69%和鱼油产量的75%用于水产养殖。在农业方面, 鱼粉产量的23%用于养猪, 5%用于家禽, 3%用于其他目的。

用于虾或有鳍鱼类养殖(见第16章)的水产饲料包括鱼粉和鱼油、油菜籽(特别是大豆)和加工其他鱼产品时产生的副产品(Silva等人, 2018年)。据

估计, 2018年水产饲料总产量为4010万吨(Alltech, 2019年), 说明由鱼类加工而得的饲料不到总产量的15%。预计到2020年, 这一比例将降至10%以下(Fry等人, 2016年)。2016年, 世界鱼粉产量有19%来自渔业副产品(水产养殖研究所, 2016年)。预计到2025年, 这一比例将增至38%(粮农组织, 2018年b)。

为供应鱼粉和鱼油, 在南大洋和其他一些区域开展了磷虾商业捕捞(欧洲渔业和水产养殖产品市场观察站, 2018年)。为了同样的最终用途而开发了中层鱼类渔业, 但捕捞这些鱼类的成本据认为极高, 而且大量捕捞这些鱼类导致的生态后果尚未得到充分评估(Hidalgo和Browman, 2019年)。

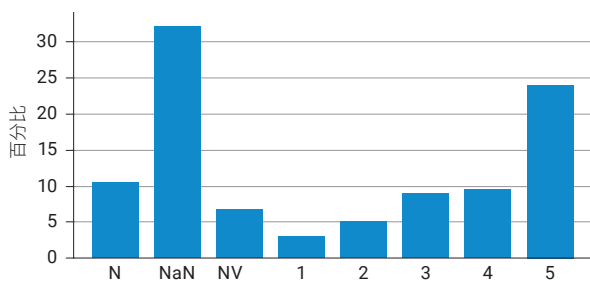
## 8. 非法、未报告和无管制捕捞活动

非法、未报告和无管制捕捞活动削弱了可持续管理渔业方面的工作, 使43亿依赖渔业获取蛋白质的民众面临更大风险(粮农组织, 2016年d), 导致贫困恶化, 加剧了粮食不安全, 并可能阻碍实现可持续发展目标一些具体目标方面的努力(粮农组织, 2016年b)。2016年, 非法、未报告和无管制捕捞活动的年渔获量据说高达2600万吨, 上岸总价值高达230亿美元(粮农组织, 2016年c)。若干国际法律文书载有措施消除对非法、未报告和无管制捕捞活动的补贴, 指标14.6.1跟踪这些文书在国家、区域和全球各级的执行情况(见图二)。在全球

范围内, 适用文书执行程度的总体得分为中等(在第3区间)。世贸组织继续就利用国际贸易措施取消补贴非法、未报告和无管制捕捞活动(并禁止某些其他形式的补贴)举行谈判, 预计将在2020年达成协议(世贸组织, 2020年)。

如果从事非法、未报告和无管制捕捞活动渔船的渔获进入海产食品非法贸易, 则会产生重大的经济和社会后果。例如, 鱼类会从合法贸易中转移, 导致每年给各国造成经济损失估计达260亿至500亿美元, 给各国造成的税收损失为20亿至40亿美元(Sumaila等人, 2020年)。

**图二**  
可持续发展目标具体目标14.6的指标



说明: 具体目标14.6规定, 到2020年, 禁止某些助长过剩产能和过度捕捞的渔业补贴, 取消助长非法、未报告和和无管制捕捞活动的补贴, 避免出台新的这类补贴, 同时承认给予发展中国家和最不发达国家合理、有效的特殊和差别待遇应是世界贸易组织渔业补贴谈判的一个不可或缺的组成部分。更具体而言, 图二显示了截至2020年6月30日在粮农组织199个管辖区(主要是国家)里, 在不同程度上执行了旨在取消助长非法、未报告和和无管制捕捞活动补贴的国际法律文书的管辖区所占比例。根据对问卷所作答复, x轴表示与适用法律文书执行程度有关的得分, 从不适用(N; 例如, 对于内陆国而言)、无答复(NaN; 或计算方法未知)或全球报告工作未经国家统计系统验证(NV)到极低(1)、低(2)、中等(3)、高(4)和极高(5)不等。有六项适用的法律文书; 为了确定每个国家的基本得分, 粮农组织按照这些文书与具体目标14.6的关联度给各项文书分配了权重。

缩略语: N, 不适用; NaN, 非数字; NV, 未经验证。

资料来源: 粮农组织(2020年d)。

## 9. 展望

经验证据以及渔业科学建模进展表明, 有效的管理可以改善鱼类种群, 增加产量和资源租金, 并加强发展中国家的粮食安全。然而, 世界上一些渔业缺乏有效和持久的治理, 表明这些渔业继续受到过度捕捞、持续补贴、非法、未报告和和无管制捕捞、非法贸易、兼捕渔获物和丢弃渔获、底拖网捕捞造成的生境破坏、捕捞后鱼类损失和渔具遗弃的不利影响。尽管全球海洋捕捞渔业中“已达到最高可持续捕捞量”的渔业所占比例继续增长, 但被视为“过度捕捞”的渔业所占比例也在继续增长。

非法捕捞还与海产食品欺诈有关联(Miller和Sumaila, 2016年)。研究发现, 非法捕捞也与贩毒、人口贩运和强迫劳动有关联(联合国, 2017年; Tickler等人, 2019年)。国际劳工组织估计, 全世界2 100万遭到强迫劳动的人中, 有很大一部分参与了包括水产养殖在内的全球捕鱼业, 尽管确切数字难以确定(粮农组织和国际劳工组织, 2013年; 国际劳工组织, 2016年; Cavalli等人, 2019年)。人们认为, 发达国家的渔业鲜有强迫劳动现象, 但研究发现, 发达国家消费者从利用强迫劳动的生产者处购买海产食品(Tickler等人, 2019年)。

2016年6月, 《关于港口国预防、制止和消除非法、不报告、不管制捕鱼措施协定》<sup>5</sup>生效, 这是第一部专门针对非法、未报告和和无管制捕捞活动且具有约束力的国际协定。其有效实施预计将有助于海洋生物资源和海洋生态系统的长期养护与可持续利用(粮农组织, 2016年b)。截至2020年6月30日, 该协定在全球共有61个缔约国。其主要目标是防止从事非法、未报告和和无管制捕捞活动船只的渔获在缔约国港口上岸, 从而防止、震慑和消除此类捕捞活动。因此, 该协定预计将减少此类渔船继续作业的诱因, 并阻止由此类捕捞活动产生的渔业产品进入国内和国际市场。

目前正继续作出重大努力, 包括在世贸组织主持下开展国际谈判, 以便禁止某些渔船补贴, 并取消对非法、未报告和和无管制捕捞的补贴。此外, 旨在减少非法、未报告和和无管制渔获上岸的《港口国措施协定》已经生效, 但一些国家仍未通过该协定。

全球气候变化已经导致鱼类种群分布和丰度发生变化, 预计这些变化将持续甚至加速。即使有了适当的治理, 鱼类种群得以恢复, 科学家预计气候变化的不利影响也会阻碍海洋捕捞渔业可持续发展取得进展。

<sup>5</sup> 见[www.fao.org/port-state-measures/resources/detail/en/c/1111616](http://www.fao.org/port-state-measures/resources/detail/en/c/1111616)。

## 10. 主要的知识差距

过度捕捞、营养盐污染和气候变化等人为因素造成海洋生态系统结构和功能改变，这种情况正变得越来越普遍。特别是对于气候变化将在多大程度上推动具有重要商业价值的种群重新分布，或导致海洋生态系统结构和过程发生有可能无法逆转的变化，人们知之甚少。依赖渔业获得粮食安全、营养和出口的发展中国家预计将比经济更加多样化的国家受到更为严重的影响，但需要对这一假设进行更仔细的研究。

有必要更好地了解商业鱼类种群迁移到中北冰洋的可能性(见第7章)，并更好地了解中层等深海环境中其他尚未捕捞种群的商业价值和生态意义。

科学家预测，通过应用有效管理工具等手段改善渔业治理，将增加生物量和生物多样性，从而有可能使海洋生态系统得以适应全球气候变化，但关于得到恢复的生态系统是否能发挥以前的作用，科学界几乎没有共识。

## 11. 主要的能力建设差距

重建鱼类种群仍然是各国和国际组织的高度优先事项，但在许多渔业，特别是发展中国家的渔业领域，需要进一步支持并加强提供财政资源，用于开展科学种群评估并实施有效的养护和管理措施。然而，最乐观的研究得出结论认为，如果治理得

当，重建过度捕捞种群所需的中位数时间可能不到10年，如果实施改革，从而实现可持续管理，到21世纪中叶，很大一部分过度捕捞种群可视为已恢复健康水平。

## 参考资料

- Adelaja, Olusumbo Adeolu, and others (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. *Aquaculture and Fisheries*, 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](http://www.alltech.com/press-release/2019-alltech-global-feed-survey-estimates-world-feed-production-increased-3-percent).
- Armitage, Derek, and others (2017). *Governing the Coastal Commons*. Taylor and Francis.
- Barange, M., and others (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, and others (2017). *Improving our knowledge on small-scale fisheries: data needs and methodologies*. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, No. 56. Rome: FAO. [www.fao.org/3/a-i8134e.pdf](http://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, and others (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, and others (2017). Strong fisheries management and governance positively impact ecosystem status. *Fish and Fisheries*, vol. 18, No. 3, pp. 412–439.

- Cai, Junning, and others (2019). *Understanding and measuring the contribution of aquaculture and fisheries to gross domestic product (GDP)*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 606. Rome: FAO. [www.fao.org/3/CA3200EN/ca3200en.pdf](http://www.fao.org/3/CA3200EN/ca3200en.pdf).
- Cavalli, Lissandra, and others (2019). Scoping global aquaculture occupational safety and health. *Journal of Agromedicine*. <https://doi.org/10.1080/1059924X.2019.1655203>.
- Cheung, William W.L., and others (2019). Future scenarios and projections for fisheries on the high seas under a changing climate. Working Paper. London: International Institute for Environment and Development. <http://pubs.iied.org/16653IIED>.
- Cohen, Philippa, and others (2019). Securing a just space for small-scale fisheries in the blue economy. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 171.
- Costello, Christopher, and others (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States 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, and others (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., and others (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 fisheries: a guide for the extension officer*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 559. Rome: FAO. [www.fao.org/3/i2241e/i2241e.pdf](http://www.fao.org/3/i2241e/i2241e.pdf).
- Ding, Qi, and others (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., and others (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>.
- European Market Observatory for Fishery and Aquaculture Products (2018). *Blue Bioeconomy: Situation Report and Perspectives*. Brussels: Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries, European Commission. [www.eumofa.eu/documents/20178/84590/Blue+bioeconomy\\_Final.pdf](http://www.eumofa.eu/documents/20178/84590/Blue+bioeconomy_Final.pdf).
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2015). *Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries in the Context of Food Security and Poverty Eradication*. Rome. [www.fao.org/voluntary-guidelines-small-scale-fisheries/ihh/en](http://www.fao.org/voluntary-guidelines-small-scale-fisheries/ihh/en).
- \_\_\_\_\_ (2016a). *Global Implications of Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) Fishing*. Rep. No. NIC WP 2016-02. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2016b). *Illegal, Unreported and Unregulated Fishing*. Rome. [www.fao.org/3/a-i6069e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i6069e.pdf).
- \_\_\_\_\_ (2016c). *The FAO Agreement on Port State Measures (PSMA) to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing*. Rome. [www.fao.org/port-state-measures/en](http://www.fao.org/port-state-measures/en).
- \_\_\_\_\_ (2016d). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016*. Rome. [www.fao.org/3/a-i5555e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf).



- \_\_\_\_\_ (2018a). *Implementation of the 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Rome. [www.fao.org/fishery](http://www.fao.org/fishery).
- \_\_\_\_\_ (2018b). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome. [www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture](http://www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture).
- \_\_\_\_\_ (2019a). *Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome. [www.fao.org/fishery/static/Year book/YB2017\\_USBCard/index.htm](http://www.fao.org/fishery/static/Year%20book/YB2017_USBCard/index.htm).
- \_\_\_\_\_ (2019b). *The State of Food Security and Nutrition in the World: Safeguarding against Economic Slow-Downs and Downturns*. Rome. [www.fao.org/state-of-food-security-nutrition/en](http://www.fao.org/state-of-food-security-nutrition/en).
- \_\_\_\_\_ (2020a). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. Rome. [www.fao.org/publications/sofia/2020/en](http://www.fao.org/publications/sofia/2020/en).
- \_\_\_\_\_ (2020b). *Sustainable Development Goals: Indicator 14.4.1: Proportion of fish stocks within biologically sustainable levels*. Rome. [www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1441/en](http://www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1441/en).
- \_\_\_\_\_ (2020c). *Sustainable Development Goals: Indicator 14.7.1: Sustainable fisheries as a percentage of GDP in small island developing States, least developed countries and all countries*. Rome. [www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1471/en](http://www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1471/en).
- \_\_\_\_\_ (2020d). *Sustainable Development Goals: SDG Indicator 14.6.1: Progress by countries in the degree of implementation of international instruments aiming to combat illegal, unreported and unregulated fishing*. Rome. [www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/14.6.1/en](http://www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/14.6.1/en).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Labour Organization (ILO) (2013). *Guidance on Addressing Child Labour in Fisheries and Aquaculture*. Rome. ISBN 978-92-5-107709-2.
- Fry, Jillian P., and others (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>.
- Garcia, Serge M., and others, eds. (2018). *Rebuilding of marine fisheries – Part 1: Global review*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 630/1. Rome: FAO. [www.fao.org/3/ca0161en/CA0161EN.pdf](http://www.fao.org/3/ca0161en/CA0161EN.pdf).
- Golden, Christopher D., and others (2016). Nutrition: fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.
- Harrison, J. (2019). Key challenges relating to the governance of regional fisheries. In *Strengthening International Fisheries 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, and others (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States 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, and others (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 117, No. 4, pp. 2218–2224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>.
- Ingeman, Kurt E., and others (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, Scotland: University of Stirling and IFFO The Marine Ingredients Organisation.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, Hans-Otto Pörtner and others, eds. Monaco: IPCC, 51st session, working groups I and II (24 September 2019).
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2018a). *Report from the Working Group on By-catch 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](http://www.ices.dk/community/advisory-process/Pages/Ecosystem-overviews.aspx).
- International Labour Organization (ILO) (2016). *Fishers first-good practices to end labour exploitation at sea*. Geneva. ISBN: 978-92-2-131290-1.
- Johnson, Derek S., and others (2018). *Social Wellbeing and the Values of Small-Scale Fisheries*. Springer.
- Kramer, Daniel B., and others (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>.
- Kroodsmas, David A., and others (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., and others (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., and others (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., and others (2019). Global ensemble projections reveal trophic amplification of ocean biomass declines with climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 26, pp. 12907–12912. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900194116>.
- Macfadyen, G., and others (2019). *IUU Fishing Index*. Hampshire, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland: Poseidon Aquatic Resource Management Limited and The Global Initiative Against Transnational Organized Crime. [www.iuufishingindex.net](http://www.iuufishingindex.net).
- Manning, P. (2010). *Fisheries and Aquaculture Topics: Food Security and Fisheries. Topics Fact Sheets*. Rome: FAO.
- Marshall, Kristin N., and others (2018). Ecosystem-based fisheries management for social–ecological systems: renewing the focus in the United States with next generation fishery ecosystem plans. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 1, p. e12367. <https://doi.org/10.1111/conl.12367>.
- McCauley, Douglas J., and others (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). Chapter 4: IUU Fishing and Impact on the Seafood Industry. 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>.
- Neubauer, Philipp, and others (2013). Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science*, vol. 340, No. 6130, pp. 347–349.
- Neuenhoff, Rachel D., and others (2019). Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* vol. 76, pp. 168–184. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0190>.

- 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 and others, eds., pp. 569–576. Amsterdam: Elsevier.
- Patrick, Wesley S., and Jason S. Link (2015). Myths that continue to impede progress in ecosystem-based fisheries management. *Fisheries*, 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, and others (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, and others (2019). *A third assessment of global marine fisheries discards*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 633. Rome: FAO.
- Pinsky, Malin L., and others (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 Fisheries*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316018330>.
- Queiroz, Nuno, and others (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>.
- Remesan, M.P., and others (2019). A review on techniques and challenges in the harvest of mesopelagics. *Fishery Technology*, vol. 56, pp. 243–253.
- Rousseau, Yannick, and others (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States 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, and others (2018). The economics of fishing the high seas. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2504>.
- Samhuri, Jameal F., and others (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, and others (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, and others (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., and others (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, and others (2017). Adapting towards climate change impacts: strategies for small-scale fishermen in Malaysia. *Marine Policy*, vol. 81, pp. 196–201. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.032>.

- Silva, Catarina Basto, and others (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>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2012). Benefits of rebuilding global marine fisheries outweigh costs. *PLoS One*, vol. 7, No. 7.
- Sumaila, U. Rashid, and others (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>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2019a). Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies. *Marine Policy*, vol. 109, art. 103695. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103695>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (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>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (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>.
- Sustainable Development Solutions Network (2019). “Target 14.4”. *Indicators and a Monitoring Framework: Launching a Data Revolution for the Sustainable Development Goals*. New York. <https://indicators.report>.
- Tai, Travis C., and others (2017). Ex-vessel fish price database: disaggregating prices for low-priced species from reduction fisheries. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 363. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00363>.
- Taylor, Matthew D., and others (2017). Fisheries enhancement and restoration in a changing world. *Fisheries Research*, vol. 186, pp. 407–412. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.10.004>.
- Tickler, David, and others (2018). Far from home: distance patterns of global fishing fleets. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3279>.
- Tickler, David, and others (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 Fisheries Research*. <http://toobigtoignore.net>.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations, Economic and Social Council (2019a). Special edition: progress towards the Sustainable Development Goals. Report of the Secretary-General. 8 May 2019 (E/2019/68). New York. <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2019/secretary-general-sdg-report-2019--EN.pdf>.
- United Nations, Statistics Division (2019b). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. New York. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-14>.
- 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, and others (2017). A human rights-based approach in small-scale fisheries: evolution and challenges in implementation. In *The Small-Scale Fisheries Guidelines*, S. Jentoft and others, eds., pp. 763–787. Springer.

- World Bank (2017). *The Sunken Billions Revisited: Progress and Challenges in Global Marine Fisheries*. Washington, D.C.. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- World Bank, and others (2012). *Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries (English)*. Washington, D.C. : World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- World Trade Organization (WTO) (2020). *Negotiations on fisheries subsidies 2020*. Geneva. [www.wto.org/english/tratop\\_e/rulesneg\\_e/fish\\_e/fish\\_e.htm](http://www.wto.org/english/tratop_e/rulesneg_e/fish_e/fish_e.htm).
- Zeller, Dirk, and others (2018). Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, vol. 19, No. 1, pp. 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>.

# 第 16 章

# 水产养殖的变化

撰稿人：Rohana Subasinghe (召集人)、Pedro Barón、Malcolm Beveridge、Enrique Marschoff (牵头成员)和Doris Oliva。





## 主旨要点

- 2017年记录的全球水产养殖业产量(动植物)为1.119亿吨,首次销售价值估计数为2 496亿美元。自2000年以来,全球水产养殖业的年增长速度不再像1980年代和1990年代那样高(分别为11.3%和10.0%)。然而,水产养殖业的增长速度继续高于其他主要粮食生产部门。2001至2016年期间,年增长率降至5.8%的温和水平,不过在2006至2010年,特别是在非洲的少数国家仍实现了两位数增长。这一快速增长部门产出的是鱼,蛋白质含量高,含有必要的微量营养素,有时还含有必要脂肪酸,这些都不容易被其他粮食商品替代。
- 联合国预测,2030年全球人口将达到85亿。这将不可避免地加大粮食部门增产减损、减少浪费的压力。由于土地和水等关键资源可能更加稀缺,气候变化带来的影响也将加剧,增产必须能够确保可持续性。水产养殖部门也不例外。能否成功实现水产养殖部门在经济、社会和环境可持续性方面的长期目标,确保其继续提供营养食品、保持全球民众健康,将主要取决于各国政府继续致力于为该部门提供良好治理框架并对框架给予支持。随着水产养殖部门进一步扩大、集约化和多样化,应该认识到相关的环境和社会关切事项,并结合科学建议,有意识地以透明的方式解决关切问题。

## 1. 现状和主要改进之处

本节对过去十年水产养殖部门的重大全球性变化和改进之处进行评估,并概述其现状。

### 1.1. 生产和物种

目前,水产养殖业尽管不再像1980年代和1990年代(不包括水产植物,增长率分别为11.3%和10.0%)那样发展迅猛,但增长速度仍然高于其他类型的粮食生产。2000至2016年期间,年均增长率降至5.8%,然而,特别是在非洲的若干国家,2006至2010年期间记录了较高增长率(联合国粮食及农业组织(粮农组织),2018年a)。2016年全球产量包括8 000万吨食用鱼、3 010万吨水产植物和37 900吨非食用产品。粮食产量包括5 410万吨鳍鱼、1 710万吨软体动物、790万吨甲壳类动物和938 500吨其他动物。2016年,中国是主要生产国,自1991年以来产量超过了世界其他地区产量的总和。2016年的其他主要生产国为印度、印度尼西亚、越南、孟加拉国、埃及和挪威。水产植物(2 800万吨)包括海藻和数量少得多的微藻。2016年,中国和印度尼西亚是水产植物的主要生产国(粮农组织,2018年b)。上述回顾未纳入观赏鱼类和观赏植物类。

### 1.2. 民众和营养

全球官方统计数据显示,2016年有5 960万人参与捕捞渔业和水产养殖业初级部门,其中1 930万人从事水产养殖业,4 030万人从事渔业(粮农组织,2018年b)。除了初级生产者,还有许多人参与到水产养殖业的整条价值链中。该部门支持着5.4亿人包括其家庭成员的生计,占世界总人口的8%(粮农组织,2017年a)。2014年,直接从事初级部门的总人口中有19%是女性(粮农组织,2016年)。

水产养殖对人类营养的贡献已得到充分认可(Chan等人,2017年;粮食安全和营养问题高级别专家小组,2014年)。水产养殖业改善了农村贫困人口特别是母亲和幼儿的营养(Thilsted等人,2016年),尽管有人担心该部门的增长及其集约化生产方式可能导致某些脂肪酸和微量营养素的摄入量减少(Bogard等人,2017年)。考虑到全球人口增长以及维持健康饮食的重要性,Béné等人(2016年)强调,获得食用鱼是促进全球人口健康的关键所在,特别是对于农村贫困人口而言。

### 1.3. 投入和资源

土地和水是发展水产养殖业最重要的资源。Gentry等人(2017年)估计,适合养殖鱼类的海岸带面积达1 140万平方公里,可开发用于养殖双壳贝类的海岸带面积超过150万平方公里。难度是在国家一级确保发展水产养殖业所需的适当土地和水资源。

优质种苗和上乘饲料必不可少。大多数动物物种都是用外部饲料养殖的,而为不断扩大的水产养殖业提供饲料一直是令人担忧的问题。2016年,约5 560万吨养殖鱼类(包括印度鲤鱼)和甲壳类依赖外部饲料(包含新鲜原料,由养殖场自制或商业制造)(粮农组织,2018年b)。

2005年,水产养殖业消费了约420万吨鱼粉(占水产饲料总重量的18.5%),到2015年已减少至335万吨(占水产饲料总重量的7%)。尽管全球产量增加,到2020年,用作水产饲料的鱼粉将进一步下降至333万吨(占当年水产饲料总重量的5%)。目前为制造可持续饲料而使用植物性饲料取代鱼粉和鱼油,这可能会对养殖鱼类的omega-3脂肪酸水平和营养价值产生影响。水产养殖业可以在鱼类饲料中战略性地利用鱼油,在生命周期的关键阶段使用这些必要的化合物投喂养殖鱼类。然而,为了让水产养殖业得以发展,水产饲料产量预计将继续以相似速度增长,到2020年达到6 900万吨(Hasan, 2017年)。根据过往的趋势和预测,水产养殖业的可持续性更有可能与水产饲料所需的陆生动植物蛋白质、油和碳水化合物来源的持续供应密切相关(Troell等人, 2014年)。因此,水产养殖部门应努力确保陆生和植物性饲料成分包括藻类和加工废料的可持续供应,但供应时不应影响这些成分直接供人类食用这一用途。

### 1.4. 生物安全

病害继续对全球水产养殖业造成困难,是阻碍许多物种水产养殖发展的主要因素之一。因此,全球各地一直在增加投资,同时越来越注重生物安全

和健康(Subasinghe等人, 2019年)。水产养殖业中的生物安全包括多种做法,目的是尽量减少风险,避免将传染病引入并传播给设施内的动物,并且避免患病动物或传染病原体离开设施、将疾病传播至其他地点和其他易感物种。这些做法还可以减轻动物面临的压力,从而使它们不太容易感染病害。

水产养殖病害和病原体种类繁多,其中包括急性肝胰腺坏死病,这种病害最近重创了亚洲国家(如中国、马来西亚、菲律宾和泰国)的对虾养殖业。致病菌是常见于沿海水域的细菌——副溶血性弧菌——的毒株。这种病害导致东南亚收入损失估计超过40亿美元。各国必须监测其他新出现的病害,如对虾中的虾肝肠胞虫、罗非鱼湖病毒等,如不及时解决,可能会对水产养殖部门产生严重影响(粮农组织, 2017年a)。目前正运用新的分子诊断工具识别病害的病原体及其在世界各地孵化场、养殖鱼类和野生鱼类中的分布模式。还应用了最近开发的一个微阵列芯片来观察病原体载体状态(海虱和传染性造血组织坏死病毒)对野生鲑鱼的影响。

虽然旨在寻找疫苗的研究正在取得进展,但各国面临的新问题是抗微生物药物和其他药物的误用与滥用,导致病原体残留和耐药。谨慎使用抗微生物药物,深入了解良好护理管理以及菌群在养殖系统中的作用,对于减少使用抗微生物药物并降低其对水产养殖生产造成的福利影响非常重要。在世界卫生组织批准抗微生物药物耐药性全球行动计划之后,<sup>1</sup>鼓励各国制定关于水产类抗微生物药物耐药性的国家行动计划,并将其纳入全球行动计划(粮农组织, 2017年a)。

### 1.5. 技术

鳍鱼类和虾类的遗传育种均已取得显著进步。成功例子包括无特定病原体和抗特定病原体的对虾(斑节对虾和南美白对虾)、经基因改良的养殖罗非鱼、生长表现更好的一些鲤鱼品种以及各种石斑鱼、鲷和海鲷的商业化生产(粮农组织, 2017年

<sup>1</sup> 世界卫生组织, WHA68/2015/REC/1号文件, 附件三。

a)。饲料、营养、健康管理和病害防治方面的技术改良正为集约化、产业扩张和可持续性作出贡献(粮农组织, 2017年a)。遗传改良方案的采用速度缓慢, 即使对一些主要的水产养殖物种来说也是如此。此类方案的启动成本很高, 但有证据显示, 政府和社会资本合作可以有效开展并长期维持此类方案(粮农组织, 2019年)。在决定是否引入某一物种进行养殖时, 应始终考虑到潜在的环境与社会经济负面影响, 以及是否有可能开发本土物种养殖(Wurmann, 2019年)。

过去几年, 无特定病原体斑节对虾和南美白对虾在亚洲和拉丁美洲更为普及。然而, “无特定病原体”这一术语的使用和误用一直是、并将继续是水产养殖业利益攸关方的关切(Alday-Sanz等人, 2018年)。螃蟹和龙虾重要品种的生命周期实验室研究已经完成, 但其苗种的商业化生产仍刚刚起步。

## 2. 水产养殖业与环境

许多国家强调环境可持续性和社会责任。除了旨在确保环境完整性的法律法规和自愿守则之外, 实现这一目标的一些手段包括水产养殖生态系统方法提出的污染较少的创新技术, 该方法强调通过管理实现可持续性(粮农组织, 2010年), 并提供一个规划和管理框架, 将水产养殖有效纳入当地规划(Brugère等人, 2018年)。尽管发展集约化减少了单位鱼产量所使用的土地和淡水(粮农组织, 2017年a), 但也导致每单位养殖鱼的能源和饲料消耗以及所造成的污染增加(Hall等人, 2011年)。

尽管水产养殖业一直被诟病对环境和社会造成负面影响(Bushmann和Fortt, 2005年; Isla Molleda等人, 2016年), 公众对水产养殖业也存在偏见, 但从生态效率和环境影响的角度来看, 与供人类食用的其他形式动物食品生产相比, 水产养殖具有明显效益。生命周期评估有助于确定环境影响并确保环境上可持续的发展(Bohnes和Laurent, 2019年)。在饲料转化效率方面, 养殖鲑鱼与家禽相似, 但比肉牛效率高得多。最近的估计显示, 到2050年, 即使超过三分之一的蛋白质产量

已经尝试在养殖鲑鱼时使用循环水产养殖系统, 并取得了一些积极成果。在智利和挪威, 此类系统正在成为银化期幼鲑和银化后鲑鱼生产的标准。整套系统的投资成本大约为6 000万美元(粮农组织, 2017年b)。其他有助于最大限度减少病害并减少浪费的新兴技术是封闭式和半封闭式网箱系统, 目前正在开发并部署用于挪威的鲑鱼养殖(Nilssen等人, 2017年)。

美国食品药品监督管理局对转基因的AquAdvantage大西洋鲑鱼进行了十多年审查。经过详尽而严格的流程后, 食品药品监督管理局确定AquAdvantage鲑鱼与任何非转基因大西洋鲑鱼一样安全, 而且同样有营养。美国最终于2015年11月批准其生产和消费, 加拿大卫生部于2016年批准其在加拿大销售。

来自水产养殖业, 水产养殖业对饲料作物和用地的需求也仍将低于其他粮食生产系统对饲料作物和用地的需求(Froehlich等人, 2018年)。滤食性鲤鱼和软体动物不需要由人工管理的饲养, 还可以改善水质, 因而是效率更高的动物蛋白生产者。由于水产养殖业相对新兴, 它为提高资源效率提供了巨大的创新空间(Waite等人, 2014年)。在资源紧张的情况下应当考虑到, 相对于其他畜牧业生产形式, 政策上重点推动水产养殖业能带来相对惠益。

总体而言, 水产养殖业的环保绩效在过去十年中有了显著改善。如果水产养殖业产量到2030年翻一番, 该部门必须提高生产率和环境绩效, 增长才具有可持续性(Waite等人, 2014年)。为了实现“可持续集约化”, 水产养殖业必须: (a)促进社会发展; (b)提供安全、负担得起和有营养的粮食; (c)相对于土地、水、饲料和能源使用量, 鱼的产量增加; (d)尽量减少对环境的影响、鱼类病害和逃逸(粮农组织, 2017年a)。

### 3. 水产养殖业与社会

鱼类和以渔业为基础的活动对欠发达国家粮食安全的重要意义尤为突出。2016年,全球从事渔业和水产养殖业的人口有85.7%在亚洲(粮农组织,2018年a),自2014年以来增长了1%以上。超过1 900万人(占该部门所有就业人员的32%)从事鱼类养殖,所有水产养殖活动中有95.9%在亚洲进行。统计数据清楚显示,水产养殖对亚洲的区域粮食和营养安全及其社会经济发展作出了重要贡献,而且贡献越来越大。

关于这个主题有若干份主要的回顾报告(Allison, 2011年; Béné等人, 2016年)。鱼类为超过45亿人提供了动物蛋白摄入量的至少15%。鱼类的营养特性对发达国家和发展中国家消费者的健康均具有重要意义。鱼类可以高效地将饲料转化为高质量食品,碳足迹也低于其他畜牧生产系统。渔业和水产养殖业价值链为全球超过10%的人口

(主要在发展中国家和新兴经济体)的收入和就业做出重大贡献,从而间接促进粮食安全(粮农组织,2017年a)。

2016年生产的8 000万吨水产养殖动物占同年水生动物总产量的46%,占同年鱼类消费总量的54%多一点。2016年人均食用鱼消费量估计为20.3公斤,而2013年为19.5公斤(粮农组织,2018年b)。2015年,水产养殖从业人员估计有1 870万人(粮农组织,2017年a)。

对人类而言具有高营养价值的小型原生鱼种的养殖和利用已得到认可,并正在实践(Castine等人,2017年)。然而,随着水产养殖生产方法集约化以及加大使用植物性饲料,必须注意确保水产养殖动物产品的营养含量尽可能高(Beveridge等人,2013年; Bogard等人,2017年)。

### 4. 知识方面仍然存在的主要差距

集约化水产养殖业快速增长,在一些情况下没有得到良好规划,已经引起民众对环境影响、人类健康和社会问题的担忧。尽管水产养殖业的产量大部分来自亚洲,但对该行业发展的反对声音在一些发达国家中却最为强烈(Froehlich等人,2017年),在这些国家,水产养殖业仍然是相对较新的行业,与业已成熟的活动形成竞争。全球关于气候变化对水产养殖业影响的认知需要提高。有必要开展进一步调查研究,以改进苗种、饲料和健康管理。发达国家日益依赖从发展中国家进口养殖海产食品,但产品的环境、社会和安全资质方面存在不安全状况,这些都引发了大量公共辩论。科学上的不确定性、有关海产食品食用问题方面相互矛盾的信息进一步令公众困惑。覆盖涉及海产食品环境、社会和食品安全问题的第三方认证系统得以建立并应用后,这种情况开始缓解。需要开展更多研究,以宣传增加食用海产食品所带来的营养和健康惠益。需要进一步关注如何确定养殖鱼类和野生捕捞产品的营养状况,以及如何量化通过水产养殖改进社会经济状况所带来的健康惠益。

随着世界人口的增长,水产养殖部门的年供应量必须超过捕捞渔业的供应量,并在2030年达到62%,才能维持目前的消费水平。这给水产养殖部门、政策制定者乃至整个水产养殖界带来了巨大挑战。改善公众认知将有助于实现这一目标(Vannuccini等人,2018年)。改善这方面的信息和交流将有助于缓解关切、消除谣言并厘清含糊不清之处。为了提高公众对水产养殖业的认识,该行业需要更开放、更广泛的对话,从而增加透明度。为了更有效地宣传水产养殖业的惠益,必须与公信度高的利益攸关方团体加强协作。虽然重大的社会和环境问题仍有待解决,但重要的是考虑到预期的人口压力,以更广阔的视角看待水产养殖业,将水产养殖业与其他畜牧生产系统进行成本和收益比较,并将水产养殖业的成本和收益与该产业对可持续粮食安全的潜在贡献进行比较。然而,一直缺乏整体观念以及对水产养殖业风险与收益的均衡评价,因此阻碍了反映生产现实的政策制定工作(Bacher, 2015年)。



## 5. 能力建设方面仍然存在的主要差距

能力发展是水产养殖业发展的一个组成部分。粮农组织渔业及水产养殖部多年来一直在成员国开展培训,内容涉及能力发展的多个方面。可持续发展需要适当的基础设施、技术、政策和培训等。虽然提高生产系统效率的技术至关重要,但从质量上和数量上进行人力资源开发是维持该行业的关键,考虑到对该部门产生影响的各种不断变化的模式,则更是如此。一些关键趋势和挑战表明,全球日益呼唤的可持续发展应在社会和环境两方面都可取,无论特定国家的经济地位如何。

为了促进可持续水产养殖业发展,各国必须改善推广服务,改进对推广人员的培训,纳入并加强信息传递方法和机制以及实用养殖技术,使他们能够更好地帮助养殖户改进生产制度和做法,提高

产量和利润。由于信息技术和媒体、养殖户协会、发展机构、私营部门供应商和其他机构今后可能发挥更大作用,因此推广领域需要有新的模式和参与者,从而拓宽培训体验。目标应该是改善推广服务,确保更有效地利用资源。

在过去五年中,大量捐助方和发展机构帮助扩大了发展中国家水产养殖能力。许多发展中国家和发达国家已调拨资源用于提高本国水产养殖能力。许多国家的政府提供了基本的水产养殖推广扶持和一些有限的研发服务。然而在许多国家,国家层面的扶持力度并不足够。相比之下,私营部门在水产养殖能力建设方面的参与情况一直在改善,并在许多国家取得了显著成功。

## 6. 展望

水产产量的主要增长预计将来自水产养殖业,预计2030年将达到1.09亿吨,比2016年增长37%。然而,据估计,水产养殖的同比增长率将从2003年至2016年期间的5.7%降至2017年至2030年期间的2.1%,主要原因是中国产量增速降低,但降低额因其他国家产量增加而部分抵消(粮农组织,2018年a)。2016年,养殖的水生动物物种在全球渔业产量(用于食品用途和非食品用途)中所占份额为47%,预计到2020年会超过野生物种所占份额,到2030年将增至54%。

2030年水产养殖业产量增加额的87%以上将来自亚洲国家。亚洲将继续主导世界水产养殖业生产,2030年将占总产量的89%。中国仍将是全球主要生产国,但其在总产量中的份额将从2016年的62%降至2030年的59%。预计各大洲的生产将继续扩张,不同国家和地区的物种和产品范围会有所不同(世界银行,2013年)。

数百万从事渔业和水产养殖业的人正在艰难维持合理生计。这些人最容易受到某些气候变化影响的冲击,如极端天气状况、风暴、洪水和海平面上升,如果水产养殖部门要继续为实现减贫和粮食安全的全球目标做出贡献,那么在设计适应措施时需要特别关注此类人群(粮农组织,2018年a)。

《2030年可持续发展议程》<sup>2</sup>强调人、地球、繁荣、和平与伙伴关系。《2030年议程》及其可持续发展目标与水产养殖业可持续发展的决策、规划和管理极为相关。如果发展得当,水产养殖业将有助于实现包括目标14在内的多项可持续发展目标,尤其是具体目标14.7,即到2030年,增加小岛屿发展中国家和最不发达国家通过可持续利用海洋资源获得的经济收益,包括可持续地管理渔业、水产养殖业和旅游业。

最近一项分析显示,大多数侧重于水产养殖发展的现有国际导则大体上满足了可持续发展目标提

<sup>2</sup> 见大会第70/1号决议。

出的期望。关于可持续水产养殖发展的现有国际承诺和呼吁——如粮农组织《负责任渔业行为守则》及其相关技术准则、2000年《曼谷宣言和战略》和2010年《普吉岛共识》以及粮农组织小岛屿发展中国家蓝色增长倡议<sup>3</sup>(其中包括渔业和水产养殖业的生态系统方法)——总体上与《2030年议程》保持一致,并将为实现可持续发展目标提供支持(粮农组织,2017年a)。

粮农组织预测,如果不作出协调一致的努力来提高水产养殖业增长速度,2020年代初期到中期将出现明显的鱼类供需缺口。Golden等人(2017年)的研究显示,在营养状况易受威胁的国家,水产养殖业不大可能对人类营养做出实质性贡献。上文讨论了为实现人类福祉,有必要开展更多综合工作来制定渔业和水产养殖业方面的政策。有必要重新思考和重新设计战略,以促进今后世界各地水产养殖业发展。

## 参考资料

- Alday-Sanz, Victoria, and others (2018). Facts, truths and myths about SPF shrimp in Aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, vol. 12, No. 1.
- Allison, E.H. (2011). Aquaculture, fisheries, poverty and food security. Working Paper, No. 2011-65. Penang, Malaysia: WorldFish Center.
- Bacher, Kathrin (2015). Perceptions and misconceptions of aquaculture: a global overview. GLOBEFISH Research Programme, vol. 120. Rome: FAO.
- Béné, Christophe, and others (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., and others (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.
- Bogard, Jessica R., and others (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, and others (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 and others (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, and others (2017). Fish to 2050 in the ASEAN region. Working Paper, No. 2017-01. Penang, Malaysia: WorldFish Center and Washington D.C.: International Food Policy Research Institute.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2010). Aquaculture Development: 4. Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 5, Suppl. 4. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016: Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2017a). Aquaculture, the Sustainable Development Goals (SDGs)/Agenda 2030 and FAO's common vision for sustainable food and agriculture. Working document, COFI:AQ/IX/2017/5. Ninth Session of the Committee on Fisheries, Subcommittee on Aquaculture. Rome.

<sup>3</sup> 见[www.fao.org/3/a-i3958e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i3958e.pdf)。

- \_\_\_\_\_ (2017b). *World Aquaculture 2015: A Brief Overview*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, No. 1140. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2018a). *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. Manuel Barange and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2018b). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2019). *The State of the World's Aquatic Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome.
- Froehlich, Halley E., and others (2017). Public perceptions of aquaculture: evaluating spatiotemporal patterns of sentiment around the world. *PLoS One*, vol. 12, No. 1.
- Froehlich, Halley E., and others (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., and others (2017). Mapping the global potential for marine aquaculture. *Nature Ecology and Evolution*, vol. 1, No. 9, pp. 1317–1324.
- Golden, Christopher D., and others (2017). Does aquaculture support the needs of nutritionally vulnerable nations? *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 159.
- Hall, Stephen J., and others (2011). *Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture*. Penang, Malaysia: WorldFish Center.
- Hasan, Mohammad R. (2017). Feeding global aquaculture growth. FAO Aquaculture Newsletter, No. 56.
- High-Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (2014). *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition: report by the High-Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*. Rome.
- Isla Molleda, Mercedes, and others (2016). Development of mariculture in Cuba: impacts and challenges to achieve sustainable management preserving coastal ecosystems (in Spanish). *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, vol. 2, No. 1, pp. 7-26.
- Nilssen, Arve, and others (2017). Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. *Aquaculture*, vol. 466, pp. 41–50.
- Subasinghe, Rohana, and others (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, and others (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, and others (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, and others (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 Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. M. Barange and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome: FAO.
- Waite, Richard, and others (2014). Improving productivity and environmental performance of aquaculture. Working paper, installment 5 of *Creating a Sustainable Food Future*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- World Bank (2013). *Fish to 2030: Prospects for Fisheries and Aquaculture*. World Bank Report, No. 83117-GLB.
- Wurmann, Carlos (2019). Aquaculture in Latin America and the Caribbean: progresses, opportunities and challenges. *AquaTechnica*. vol. 1, No. 1.



# 第 17 章

# 海藻收捞和利用 的变化

撰稿人: Hilconida Calumpong (牵头成员兼召集人)、Franciane Pellizzari、Renison Ruwa (共同牵头成员)和 Noemí Solar-Bacho。





## 主旨要点

- 截至2012年, 约80%的海藻或是被直接食用(如海带), 或是加工成藻胶体(如卡拉胶), 用于食品工业。其余被广泛用于宠物食品以及工业、化妆品和医疗应用。2012-2017年期间, 主要由于海藻养殖和水产养殖业的需求(估计价值约120亿美元), 世界海藻产量以每年约2.6%的速度稳步增长, 即每年增加约180万吨(湿重)。
- 中国仍然是最大的海藻生产国, 紧随其后的是印度尼西亚。菲律宾虽然每年都遭遇台风袭击, 但仍然是世界第三大生产国; 该国海藻养殖者已经形成了复原力, 可以立即恢复他们的养殖作业。大韩民国排名第四, 并通过营销活动协同努力增加对北美的出口。
- 养殖量最大的物种仍然是含卡拉胶的藻类长心卡帕藻和麒麟菜(占世界卡拉胶产量85%), 在印度—太平洋区域养殖, 而冷水物种——产藻酸盐的海带(糖海带和裙带菜)则是主要的收捞物种。
- 海藻在农业中的新兴应用包括用于减少牲畜的甲烷排放量, 但由于涉及可能产生环境后果的三溴甲烷问题, 这种应用目前仍处于初级阶段。
- 在易受台风影响的地区, 产量受到负面影响。

## 1. 导言

本章只论及海藻的收捞、人类社会对海藻的利用和生态系统服务。本《评估》第6G章是关于海洋植物和大型藻类的, 该章介绍了海藻的分类和生态作用, 以及它们如何受到海洋环境中其他组成部分的影响。

海藻是大型藻类, 主要分为三类: 红藻门(红色)、褐藻门<sup>1</sup>(褐色)和绿藻门(绿色)。海藻对于许多国家具有重要的经济意义, 可以作为人类直接消费的食品或是商业物种水产养殖的食物, 可以用来生产藻胶(如琼脂、卡拉胶、海藻酸盐), 也可以用于制造具有商业价值的不同产品, 主要是在加工食品和制药行业中(见Buschmann等人(2017年), Kim等人(2017年); 历史回顾见Park等人(2018年))。

根据第一次《世界海洋评估》(联合国, 2017年)第14章所载的现况基线审查, 约37个国家进行了商业规模的野生红藻、褐藻和绿藻收捞, 超过27个国家在养殖这些海藻。2012年全球总产量约96%来自海洋养殖, 重量约2 600万吨(湿重), 价值约60亿美元。按产量计算, 中国是最大的生产国, 从2003年到2012年, 中国的产量至少占全球总产

量的50%。2007年, 印度尼西亚取代菲律宾, 成为第二大生产国。自那以后, 由于养殖面积大, 养殖技术不断改进, 印度尼西亚一直占据第二的位置。智利是收捞野生种类的最大供应国, 其次是中国、挪威和日本。截至2012年, 约80%的海藻或是被直接食用(如海带), 或是加工成藻胶体(如卡拉胶), 用于食品工业。其余被广泛用于宠物食品以及工业、化妆品和医疗应用。海藻还可作为饲料添加剂、肥料、净水剂和益生菌等用于水产养殖。养殖最多的种类是红色海藻长心卡帕藻和麒麟菜, 它们是卡拉胶的来源, 占产量的33%, 而被称为海带的产藻酸盐褐色海藻(如野生收捞的糖海带)占产量的20%。据报告, 野生海藻收捞量受到过度收捞和气候变化的很大影响。据报告, 海带受表层海水升温和温度突变的影响最大, 因为海带在20摄氏度以上不繁殖。挪威和法国以及其他欧洲国家的海岸线上都报告发现了枯萎的海带。海藻养殖受到细菌性“冰—冰”病的严重影响。这种疾病专门针对长心卡帕藻, 之所以这样命名, 是因为它会使海藻体变得半透明。各种疾病增加的原因是遗传多

<sup>1</sup> 近来被归入色藻界赭藻门(见第6G章, 第5.1节)。

样性低、养殖种群单一。商业规模海藻收捞的已报告环境和生态影响包括: 生境毁坏, 基质受损和沉积物粒度分布变化, 鸟类和野生动物受到干扰, 食物网被破坏, 局部动植物生物多样性变化(这往往会影响渔民的收成)。对海藻种群的直接影响包括海带以外的藻类生长速度加快, 覆盖现有基质。

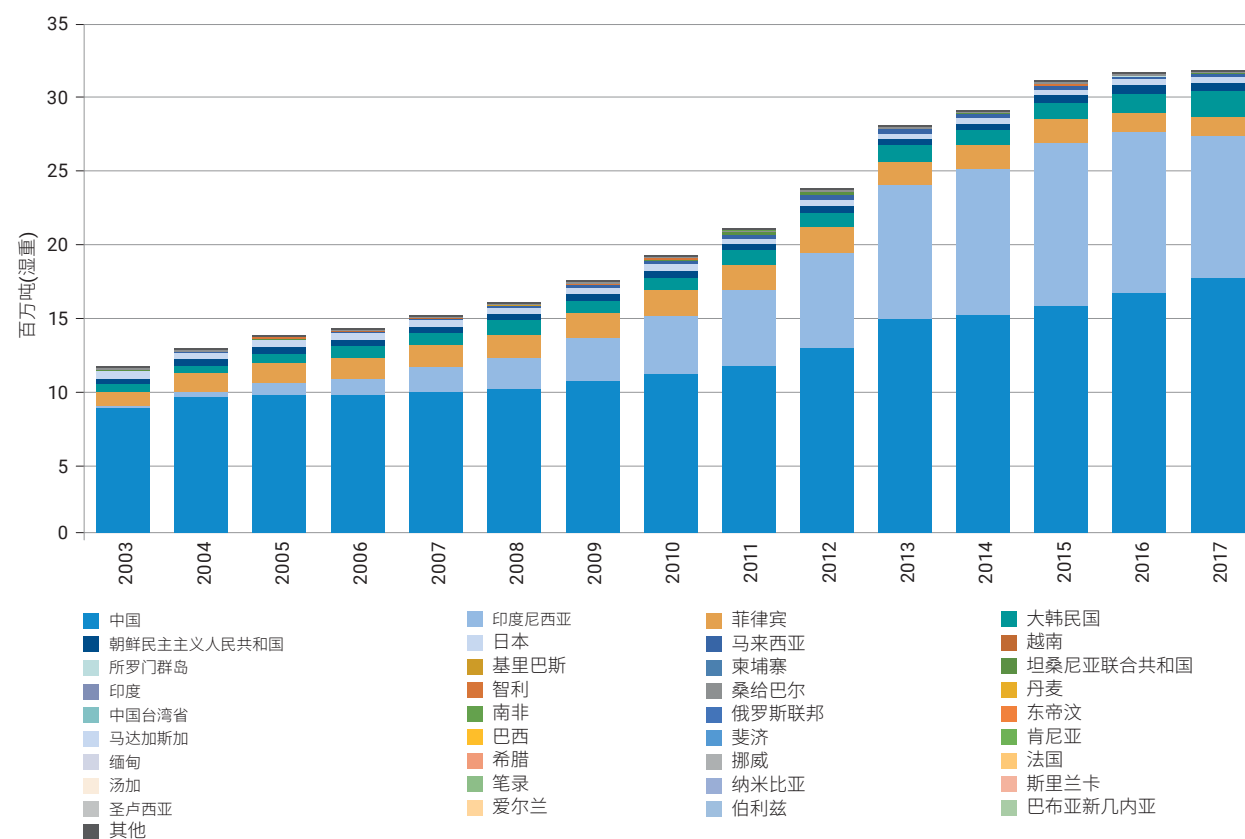
就海藻养殖的社会经济影响而言, 小规模养殖者似乎受益最大, 因为与其他形式的水产养殖相比, 海藻养殖提供了大量的就业机会。但是, 小规模养殖者由于缺乏养殖场管理和财务管理技能, 并且依赖加工商获得材料, 他们与大规模养殖者相比, 处于不利地位。

## 2. 记录的海藻生产和使用状况的变化(2012-2017年)

主要由于海藻养殖和水产养殖的发展, 世界海藻产量在《第一次评估》基线基础上稳步上升(见图一)。养殖海藻产量从2012年的2 460多万吨(湿重)上升到2017年的近3 200万吨(湿重)(联合国粮食及

农业组织(粮农组织, 2019年), 占世界总产量的96.6%, 每年增加约180万吨(湿重)。这一产量现在价值118.5亿美元(粮农组织, 2019年)。

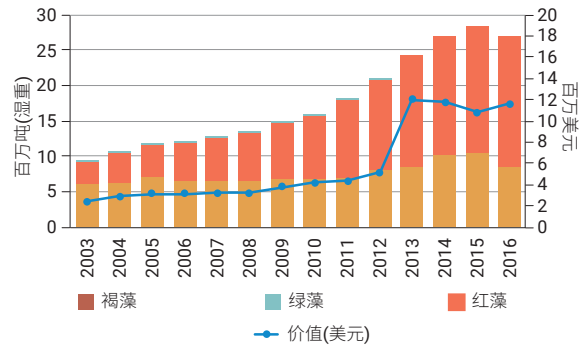
图一  
按国家或区域列示的2003-2017年世界海藻养殖产量



资料来源: 2003-2012年数据来自粮农组织(2014年), 2013-2017年数据来自粮农组织(2019年), 表5和表6。

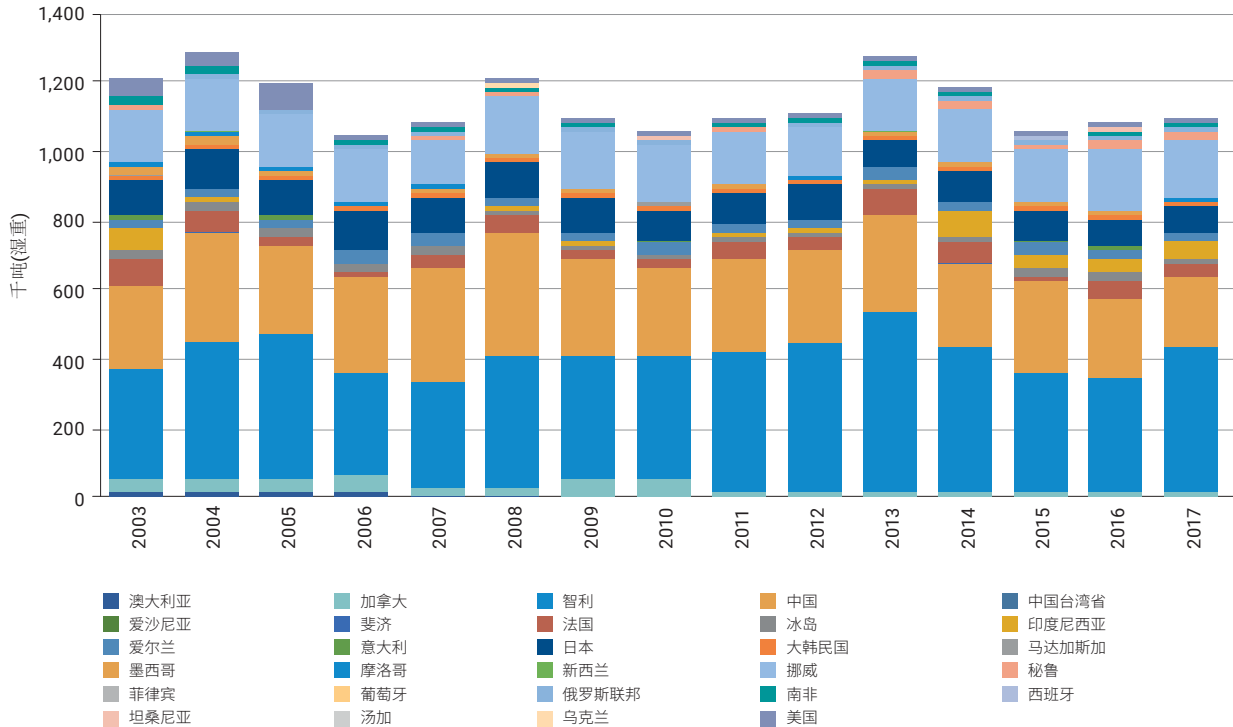
中国仍然是最大的供应国, 年产量约为100万吨, 而且还在不断增长, 目前占全球产量的54%以上。这相当于自2012年以来每年稳步增长1%。印度尼西亚位居第二。尽管该国的产量在2013年跃升了66%, 但自那时到2017年, 产量基本保持稳定。菲律宾是世界第三大海藻生产国。虽然菲律宾每年都受到台风的袭击, 但菲律宾的海藻养殖户已经形成了复原力, 可以立即恢复他们的养殖作业。Trono和Largo (2019年)报告, 造成菲律宾海藻产量持续下降的原因, 除了台风外, 还有附生作用, 所用养殖方法导致遗传多样性丧失, 以及菲律宾南部主要养殖区政治动荡。Piconi和Vedenheimer (2020年)生成了美利坚合众国可食用海藻的最新数据。大韩民国政府做出协同努力, 在北美开拓新市场。

图二  
按分组列示的2003-2016年世界海藻产量



资料来源: 2003-2012年数据来自粮农组织(2014年), 2013-2016年数据来自粮农组织(2018年)。2013-2016年的货币价值来自粮农组织(2019年), 表5和表6。

图三  
按国家或区域列示的2003-2017年世界野生海藻收捞量



资料来源: 2003-2012年数据来自粮农组织(2014年), 2013-2017年数据来自粮农组织(2019年), 表A-6。

生产卡拉胶的长心卡帕藻和麒麟菜仍然是主要的养殖品种,产量从2012年的830万吨(湿重)增加到2016年的1 230万吨(湿重)。海带产量也从2012年的570万吨(湿重)增加到2016年的840万吨(湿重)(见图二)。

巴布亚新几内亚在过去七年中产量增加,从2010年的100吨(湿重)增加到2017年的4 300吨(湿重)。新的生产国包括柬埔寨和挪威。根据记录,柬埔寨

2015-2017年的产量为2 000至2 200吨(湿重),挪威2015-2017年的产量为51至149吨(湿重)。

自2012年基线以来的五年间,野生种类收捞量趋势大致相同(见图三),智利、中国、挪威和日本仍是顺序排名前四位的生产国。印度尼西亚在2017年的收捞量(约5万吨)取代法国,位居第五,是2012年收成(7 600吨)的6倍。

### 3. 海藻收捞和使用的变化对社区、经济和福祉的影响

Buschmann等人(2017年)曾预测,到2054年,海藻(以及微藻)产量可能会占全球替代蛋白市场的18%,即5 600万吨蛋白质。

在世界各地,海藻及基于海藻产品的国民消费量不断增加,从而增加了地方收入。这是由于餐饮方面的创新,比如,以海藻强化菜式食品为特色的美餐厅和面包店,以及不同食物需求人群的新健康趋势,象纯素食者、糖尿病患者和运动员,他们寻求

的是富含植物蛋白和可溶性纤维以及矿物质、基础氨基酸和维生素的食物(Bradford, 2014年; Ibáñez和Herrero, 2017年; Kim等人, 2017年)。

在巴西这样的地区,大规模生产主要靠资本化,海藻产量的增加在一定程度上取决于协会和合作社。然而,近岸海藻养殖场经常会受到各种问题的困扰,如大肠菌群污染、淤积和其他影响沿海区域的人类活动。

### 4. 关键区域特有的变化和后果

虽然海藻生产主要集中在印度洋、北太平洋和南太平洋这三个区域,但其他区域的产量也在增加。例如,在南大西洋,特别是巴西,在政府机构和国际组织的推动下,人们对长心卡帕藻和龙须菜进行家庭规模养殖,提取琼脂,供应商业市场(Simoni等人, 2019年)。一些地区收捞野生马尾藻用于农业用途。

阿根廷、巴西和墨西哥只有小型藻类加工厂,而智利与这三个国家不同,智利是该区域(南太平洋)唯一一个进行商业规模海藻收捞、培育和加工的国家。

智利生产的大部分龙须菜(占全球产量50%)被中国加工商收购(Ramírez等人, 2018年)。由于新市场的开放和国际贸易便利化,海藻不再是经济价值相对较低的水产品(即大宗商品),而是具有较高贸易价值的出口商品。制定新的法律,保护海洋资源,限制野生收捞;管理政策允许建立工会,并授予海洋地块合作权,以便促进品种培育,由于这些举措,在国家一级实现了向可持续性治理的转变。这对手工业部门社会经济事务尤为重要(Gelcich等人, 2015年; Gallardo等人, 2018年)。

### 5. 展望

就总体可持续发展目标,<sup>2</sup>特别是目标14而言,海藻养殖和收捞与以下目标相关:关于减少海洋污染

的具体目标14.1,因为海藻不需要化肥投入和养分循环;关于可持续管理和保护的海洋和沿海生态

<sup>2</sup> 见大会第70/1号决议。



系统的具体目标14.2; 关于通过吸收大气中的二氧化碳来减少海洋酸化的具体目标14.3; 关于通过减少捕鱼业捕捞活动来缓解渔业过度捕捞问题的具体目标14.4; 关于海洋和沿海地区养护的具体目标14.5; 支持小规模手工渔业的具体目标14.b。海藻养殖和收捞也有助于实现其他目标, 包括但不限于关于实现粮食安全的目标2和关于持续和包容性经济增长的目标8, 特别是因为妇女儿童参与了海藻的养殖和收捞。

Bjerregaard等人(2016年)讨论了海藻水产养殖对热带发展中国家的粮食安全、创收和环境健康的影响。Buschmann等人(2017年)指出, 海藻可能是“终极可持续作物”, 将带来维持世界粮食供应所需的水产养殖业的增长。海藻养殖或“海藻经济”不受可耕地(因为海洋覆盖地球表面的71%)、化肥和淡水投入的制约(见Hurtado等

人, 2019年), 加上“新水产养殖”技术, 就可以实现该行业到2050年确保全球粮食安全所需的每年14%的增长率。海藻不仅为人类提供食物, 还是饲料、营养食品和药品的原材料。海藻还提供碳汇, 帮助应对气候变化。

用于传统和当前用途的海藻的产量预计将继续增加。除此以外, 海藻在农业中的新兴应用可能有助于养牛国家减少全球变暖。例如, 人们观察到, 如果将海藻紫杉状海门冬添加到牛饲料中, 可以显著减少牛打嗝时排出的甲烷量——减少约26%(Roque等人, 2019年)。

海藻养殖正在努力取得可持续生产生态友好认证。“海藻标准”促进以环境可持续和对社会负责的方式利用海藻资源, 从而有助于世界水生生态系统的健康。

## 6. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距

Cottier-Cook等人(2016年)讨论了如何保护全球海藻水产养殖业的未来。Duarte等人(2017年)讨论了海藻养殖如何在减缓和适应气候变化方面发挥作用。要回答这些问题, 需要进一步的科学方法。

Buschmann等人(2017年)确定了在大规模生产、经济和气候变化方面的许多知识差距。许多海藻物种的生物学特性仍然未知, 即使是那些已经收捞或养殖的海藻, 其生物学特性的某些方面仍然未得到透彻理解。建立先进的生产模式, 需要上述海藻经济学信息。对于近海养殖场来说, 有关气候变化影响的信息尤为重要。建立近海养殖场

将需要台风和海面温度的长期数据, 以及海洋学数据。大规模海藻生产还需要信息来建立适当的经济和财务模型, 例如新的应用、市场和“外部因素”。手工养殖者和收捞者仍然面临着长期存在的资本化、缺乏健康有活力的养殖原料以及价格多变问题。

目前, 五个国家的机构正在共同努力填补其中一些知识和能力建设差距, 重点是保护海藻产业, 特别是发展中国家的海藻产业(Global Seaweed-STAR)。

## 参考资料

- Bjerregaard, R., and others (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.
- Buschmann, A.H., and others (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., and others (2016). Safeguarding the future of the global seaweed aquaculture industry. Policy Brief. United Nations University, Institute for Water, Environment and Health and Scottish Association for Marine Science.
- Duarte, C. M., and others (2017). Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Frontiers of Marine Science*. vol. 4, art. 100.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2014). *FAO Yearbook: Fishery and Aquaculture Statistics 2012*. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2019). *FAO Yearbook: Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome.
- Gallardo Fernández, G.L., and others (2018). *Granjeras del mar: luchas y sueños en Coliumo*. Historia del área de manejo del sindicato, No. 2. Santiago: Andros Impresores.
- Gelcich, Stefan, and others (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 Fisheries: Applications, Experiences and Lessons in Latin America*. Johanne Fischer and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 591. Rome: FAO.
- GlobalSeaweedSTAR. [www.globalseaweed.org](http://www.globalseaweed.org).
- Hurtado, A.Q., and others (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., and others (2017). Seaweed aquaculture: cultivation technologies, challenges and its ecosystem services. *Algae*, vol. 32, No. 1, pp. 1–13. Available at <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.3.3>.
- Park, M., and others. (2018). Application of open water integrated multi-trophic aquaculture to intensive monoculture: a review of the current status and challenges in Korea. *Aquaculture*, vol. 497, pp. 174–183. Available at <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.051>
- Piconi, P., and R. Veidenheimer (2020). *Edible Seaweed Analysis Report*. Rockland, Maine, United States: Island Institute.
- Ramírez, M., and others (2018). *Flora marina bentónica de Quintay*. Santiago: RIL Editores and Universidad Andres Bello.
- Roque, B.M., and others (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., and others (2019). Seaweed resources of Brazil: 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 Philippines. *Botanica Marina*, vol. 62, No. 5, pp. 483–498.
- United Nations (2017). Chapter 14: Seaweeds. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

# 第 18 章

# 海底采矿的变化

**撰稿人：** James R. Hein和Pedro Madureira (联合召集人)以及Maria João Bebianno (共同牵头成员)、Ana Colaço、Luis M. Pinheiro、Richard Roth、Pradeep Singh、Anastasia Strati (共同牵头成员)和Joshua T. Tuhumwire (牵头成员)。



## 主旨要点

- 本章更新了《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年a)第23章关于浅水骨料、砂矿、铁砂矿和磷矿的内容, 重点介绍了深水海底矿产资源勘探许可证的情况。自第一次评估以来, 许可证数量大幅增加。
- 传统上开采砂矿都是通过疏浚的方式, 但现在人们开发出新的开采技术, 以便减少对海洋环境的影响。开采磷矿的预想遭到利益相关方反对, 尚未成为现实。
- 本章所述海底矿床(多金属结核、多金属硫化物和富钴铁锰结壳)都是目前正在考虑开采的矿床, 也是国际海底管理局(海管局)授予的30份勘探合同的标的。
- 这些活动背后的驱动因素是深水海底矿产资源含种类繁多的稀有金属和关键金属, 可用于支持落实联合国2015年通过的可持续发展目标。<sup>1</sup>
- 这些海底矿产资源的开发对环境的影响是科学界关注的焦点, 海管局目前正在就此制定规章。
- 目前缺乏关于生物多样性、连通性和生态系统服务的信息。鉴于深海生态系统可能受到不可逆转的损害, 有必要大量收集基线生态数据, 以便对未来的深水海底采矿活动作出预测。
- 海管局考虑了多金属结核矿商业开采的各种财务模型。金属价格难以预测, 可能带来重大风险, 导致推迟商业开采。
- 深水海底矿产资源通常位于远离人类社区的地方, 其开采带来的社会影响可能小于陆上采矿。然而, 人们对生物多样性和生态系统服务(包括深海在气候调节中的作用)的丧失颇为关切。正是因为存在这些合理的顾虑, 才需要“社会运营许可”。

## 1. 导言

### 1.1. 与《第一次世界海洋评估》的关联

《第一次世界海洋评估》第23章重点介绍了海洋采矿, 特别是业已形成的采掘业。这种采掘活动主要局限于发现浅水骨料和砂矿以及稍深水域磷酸盐矿的近岸区域(联合国, 2017年b)。在《第一次评估》发表时, 还没有商业开发的深水海底开采矿床, 但评估中包含了对采矿许可和勘探活动的评估情况。自第一次评估以来, 深水(即水深超过海面以下200米)海底勘探许可证的数量有所增加, 所涉区域位于沿海、岛屿和群岛国家的国家管辖范围之内和之外, 以及海管局管理的“区域”(国家管辖范围以外的海床、洋底及其底土)内。二十一世纪, 深水海底试采首次于2017年展开, 由日本在其专属经济区内1 600米水深处完成(经济贸易产业省, 2017年)。本章重点介绍新兴深水海底采矿业和矿床, 下文中“海底”一词指“深水海底”。

《第一次评估》重点论述了疏浚活动对环境的影响, 并列出一一些采矿作业的参考清单, 但未能提供

深水海底采矿的环境基线数据, 人们认为已有数据不足以充分了解环境、社会和经济方面的情况。现在关于潜在环境影响的数据仍然很少, 而且来自近岸采矿和深洋海底矿场的环境影响数据可能差异很大。由于实施了几项促进提高采掘业透明度的倡议, 现在越来越容易获取关于采矿的经济效益信息, 并在一定程度上能获得有关社会影响的信息。

2015年, 大会通过《2030年可持续发展议程》, 其中包含在全球伙伴关系基础上有待实现的17个可持续发展目标。深水海底采矿活动可能对实现目标1、5、7至10、12至14和17产生影响。

### 1.2. 海底采矿的驱动因素、挑战和机遇

深水海底采矿的驱动因素、挑战和机遇很多, 大量科学论文和大众媒体都对此进行了讨论(Hein等人, 2013年; Banerji, 2019年; Koschinsky等人, 2018年)。与驱动因素有关的一个关键问题是, 如何确保供应关键材料, 以支持发展中社会的基

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。



基础设施建设,为其中不断扩大的中产阶级提供商品,并且支持这些社会向城市化过渡。另一个问题是,如何利用海底矿床中丰富的稀有材料和关键材料支持绿色技术的发展(例如风力涡轮机、电动汽车和太阳能电池),一些利益相关方认为这些技术是实现低碳未来及应对全球气候变化的解决办法(Graedel等人,2015年;Kim等人,2015年;McLellan等人,2016年;Zweibel,2010年;世界银行,2017年a)。有人建议把深水海底采矿作为一个潜在的部分解决方案,用来解决这些重要问题(世界银行,2017年a)。

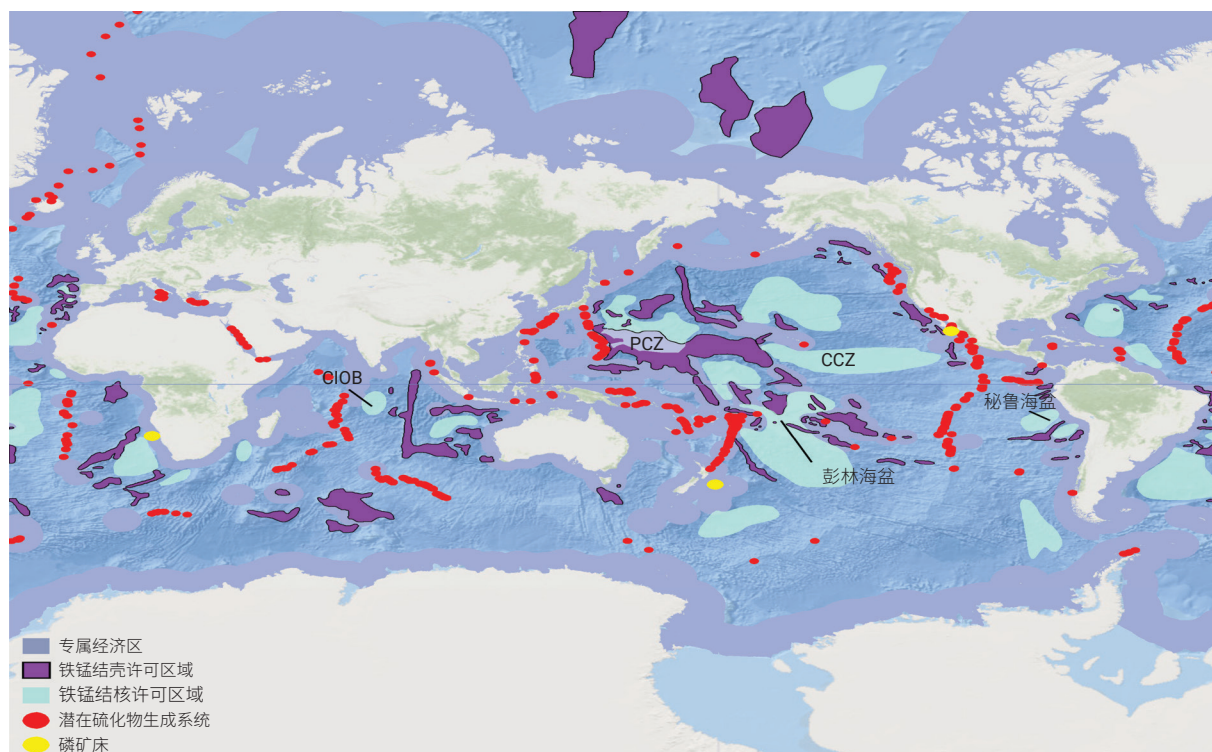
人们指出,未来海底矿藏具有许多独特的特征,可以成为推动这一新产业发展的额外驱动因素(Hein等人,2013年;Petersen等人,2016年)。这些特征包括:海底矿床中稀有金属和关键金属的等级(浓度)高、吨位高;海洋矿场不需要在海底修建道路、

海底矿石运输系统、水和电力运输系统、建筑物、垃圾场或其他基础设施;而且最重要的是,在开采之前,不需要清除覆盖层,因为要开采的矿床是暴露在海底的。这些特征都可以减轻对环境的影响。

然而,深水海底采矿也面临许多挑战。最大的挑战是要充分了解海底矿床环境特有的各种生态系统,并具备必要的知识,以避免、减少和减轻资源开采对环境的影响。其他挑战还包括社会许可,这个问题可以通过提高透明度和加强沟通来解决。对该行业而言,挑战包括如何改善采矿工程 and 环境保护措施,以及发展绿色冶炼技术。金属价格和市场的持续波动及陆上矿场的竞争,也将带来重大挑战。

深水海底采矿甚至在采掘开始之前,就受到严格的监管。这使人们有机会从一开始就在实时监控下,应用预防性办法,进行适应性管理。

图一  
全球深水海底矿床许可区域



注:红色表示热液喷口的位置(Beaulieu,2015年之后),是潜在的海底块状硫化物生成系统;不是所有这些地点都发现了块状硫化物。在原始地壳区(Hein等人,2009年),富钴铁锰结壳和多金属结核的许可区域重叠;在原始地壳区西部大部分区域的海山和洋脊之间都有结核矿床。本章讨论的三个磷矿床的位置用黄色圆圈表示。还标示了四个著名的多金属结核矿床:克拉里昂—克利珀顿断裂区、秘鲁盆地、彭林盆地和中印度洋盆地(修改自Hein等人,2013年)。南极洲周围的深灰色区域仅代表200海里的范围,并非专属经济区。

缩写:CCZ,克拉里昂—克利珀顿区;CIOB,中印度洋海盆;PCZ,原始地壳区。

### 1.3. 概览

海洋骨料开采仍然是主要的近海采矿活动,作为一种替代办法,减轻合法及非法的海滩和陆上砂矿开采的巨大负面影响(Torres等人,2017年)。下文第2节在论述其他近岸浅水矿床(砂钻石矿、砂锡矿、铁砂矿和磷矿)和海底采矿之前,介绍了骨料开采活动的最新情况。目前具有经济意义的海底矿

床是多金属结核矿床、海底块状硫化物(或多金属硫化物)矿床和富钴铁锰结壳(见图一)。第3节介绍了海洋环境,并说明有必要收集充分的数据和信息,以便了解这些矿床的开采可能造成的环境影响。第4节讨论了与深水海底采矿相关的预期经济和社会影响。最后,第5节简要说明了主要的能力建设需求。

## 2. 海底采矿规模和意义的变化

《第一次评估》重点介绍了正在进行的海洋采矿活动的状况。海洋采矿活动过去仅限于近岸浅水矿床,现在仍然如此。下文介绍了一些最新进展,但自《第一次评估》以来,这个领域的活动几乎没有变化。

砂石开采量增加,特别是在大西洋和墨西哥湾沿岸。在美国,砂石被用作风暴损害海岸修复项目的材料来源。仅就美国大西洋地区而言,2018年骨料总开采量为1 745万立方米,其中97%用于海滩修补(海岸恢复)公共部门项目(海考会,2019年)。中国发现了丰富的海洋骨料,主要分布在东海、台湾海峡和南海北部大陆架,粗略估计为 $1.6 \times 10^{12}$ 吨(Qin等人,2014年)。第一次评估时确定,大量开展近海骨料开采活动的其他国家包括印度、日本、基里巴斯和大韩民国。

### 2.1. 目前的变化状况

#### 2.1.1. 骨料、砂和砾石的最新情况

《第一次评估》全面概述了骨料的开采情况,确定了海滩砂石开采带来的巨大负面影响,特别是使海岸地带更容易受到洪水、风暴潮、海啸和海平面上升的影响,削弱了这些地带抵御灾难的能力。因为这些影响,全球对开发近海骨料并将其作为一种替代方案的兴趣日增。

目前的发展趋势表明,未来几年,砂需求量将加速增长,这主要与城市的快速扩张有关。这将给有限的砂储量带来更大压力,并在全球引发冲突(Torres等人,2017年)。因此,需要技术创新,最大限度减少对环境的影响(Gavriletea,2017年),并开展综合研究,更好地了解海洋环境以及从骨料开采的影响中恢复所需要的时间(例如,Gonçalves等人,2014年),特别是对海底和浮游生态系统而言。

自第一次评估结束以来,骨料一直是海洋环境中开采最多的材料。骨料所在区域一般不超过水下50米。2016年,荷兰的海洋骨料采掘量最大(1 250万吨),其次是大不列颠及北爱尔兰联合王国(1 190万吨)、德国(1 000万吨)、法国(700万吨)、丹麦(660万吨)和比利时(660万吨)(欧洲骨料生产者联盟,2018年)。在比利时,2017年没有大陆架砾石开采活动,2014年修改海砂和砾石开采法律,对某些地区砂石的可开采量上限作出了规定,2014年至2019年间每年减少1%(国际海洋考察理事会(海考会),2018年)。在芬兰,2017年没有进行海洋开采,但发放了许可证,允许在2027年之前从赫尔辛基海岸和伊河河口开采800万立方米砂石(海考会,2018年)。自第一次评估以来,美利坚合众国的

#### 2.1.2. 砂钻石矿的最新情况

砂钻石矿开采在《第一次评估》中论述得很全面,但需要一些更新。纳米比亚约75%的钻石产量来自近海砂矿。戴比尔斯公司和纳米比亚各占一半股份的合资企业Debmarine正在建造一艘新的采矿船(SS Nujoma),让近海产量每年增加约50万克拉。<sup>2</sup>这艘定制的采矿船将于2022年投入运营,该船配备的新技术将提高效率和生产力。纳米比亚近海砂钻石矿开采现已达到最大水深200米。

<sup>2</sup> 见[www.mining-technology.com/features/giant-mining-vessels-how-high-quality-gems-are-exploited-from-the-sea/](http://www.mining-technology.com/features/giant-mining-vessels-how-high-quality-gems-are-exploited-from-the-sea/)。

### 2.1.3. 砂锡矿的最新情况

河床、山谷和海底的砂矿蕴藏世界近80%的锡资源(Kamilli等人, 2017年)。面积最大的陆上和近海砂矿区域是东南亚巨大的锡矿带。2017年, 印度尼西亚成为全球第二大锡生产国, 陆上开采量和近海开采量几乎相当, 该国也是最大的近海锡生产国。根据PT Timah Tbk矿业企业2018年年报,<sup>3</sup> 印度尼西亚的锡总产量从2016年的24 121吨增加到2018年的33 444吨, 达到自2012年以来的最高产量。印度尼西亚的储量为80万吨, 仅次于中国的110万吨(美国地质测量局, 2019年), 而Timah公司估计印度尼西亚的锡资源总量为1 043 633吨。Timah公司正在探索在其近海采矿中使用钻孔采矿技术, 该公司认为这项技术可以提高锡矿石产量, 同时降低环境影响。这将是一项重大进展, 因为近海砂锡矿床目前是通过疏浚方法开采的, 对底栖、中间水层和中上层生态系统都会产生环境影响。

相比之下, 马来西亚2018年的开采量仅为4 000吨, 但其储量估计为25万吨(美国地质测量局, 2019年)。从历史上看, 全世界使用的锡55%是由马来西亚生产的(Kamilli等人, 2017年)。

### 2.1.4. 铁砂矿床的最新情况

铁砂是一种含有氧化铁颗粒(通常是磁铁)的砂, 通常在沿海地区发现。开采铁砂是为了获得钢铁工业所用的铁。《第一次评估》中记载了新西兰海岸外水深20-42米处一个铁砂矿案例。2014年5月, Trans-Tasman资源有限公司(Trans-Tasman Resources Limited)获得为期20年的采矿许可证, 每年最多可开采5 000万吨矿石, 开采面积66平方公里, 这是准许开采的监管程序第一步。如《第一次评估》所述, 2014年6月, 新西兰环境保护局决策委员会以环境数据不足为由, 拒绝签发采矿环境许可证。然而, 2018年8月, 该委员会基于修改后的申请书, 签发了一份为期35年的环境许可证, 允许每年最多开采5 000万吨铁砂。环境和渔业团体随后对该决定提出申诉, 新西兰高等法院根据该法院关于适应性管理的正确法律测试标准, 于

2018年8月判定不得进行开采, 并将该案发回上述委员会进一步审议。Trans-Tasman资源有限公司就高等法院的裁判向上诉法院提出上诉, 现已上诉至最高法院, 案件目前由最高法院处理。

另有三家公司获得了新西兰海区铁砂勘探许可证。Cass近海矿产有限公司(Cass Offshore Minerals Limited)持有新普利茅斯近海的铁砂勘探许可证, 该区域与发放给Trans-Tasman资源有限公司的采矿许可证覆盖区域大体相同。2018年5月, 铁砂近海开采有限公司(Ironsands Offshore Mining Limited)获准在新普利茅斯近海的一个海洋保护区内勘探, 该地区与Trans-Tasman资源有限公司和Cass近海矿产有限公司所获许可证覆盖区域相同。太平洋近海采矿公司(Pacific Offshore Mining)持有北岛以东富兰湾近海铁钛砂(钛铁矿)的勘探许可证。

### 2.1.5. 磷矿: 查塔姆隆起(新西兰)、唐·迭戈(墨西哥)和纳米比亚海相磷酸盐 Sandpiper项目和其他项目(纳米比亚)

磷矿是磷酸盐矿物含量具有经济价值的沉积岩或沉积物。磷酸盐在农业中用作肥料, 也用于化学工业, 例如大多数软饮料中使用的磷酸。本节所述三个许可区均未开始采矿(位置见图一)。

查塔姆磷酸盐岩公司(Chatham Rock Phosphate)自2013年12月以来持有采矿许可, 并在2014年6月申请环境许可, 但新西兰环境保护局任命的决策委员会在2015年2月驳回了该申请。查塔姆磷酸盐岩公司希望在2021年底之前完成环境保护局的重新申请和听证。该公司计划在820平方公里的区域开采磷酸盐, 每年最高150万吨, 水深最大达450米。该公司目前正在考虑是否有可能提取稀土元素作为重要的潜在副产品。

《第一次评估》介绍了拟议的墨西哥唐·迭戈磷酸盐项目。当时奥德赛海洋勘探公司(Odyssey Marine Exploration)向墨西哥环境和自然资源秘书处提交了一份环境影响评估报告, 供其批准。2016年4月, 该公司通过子公司海洋勘探公司

<sup>3</sup> 见www.timah.com。



(Exploraciones Oceánicas)开发磷酸盐项目的申请被驳回。2018年,对这一决定的申诉提交给墨西哥行政法庭。行政法庭裁定,该决定没有考虑到拟议的大范围环境缓解程序,但墨西哥环境和自然资源秘书处还是重申之前的决定。该项目目前处于各种谈判阶段。

纳米比亚海洋磷酸盐有限公司(Namibian Marine Phosphate Limited)于2011年7月获得采矿许可证(ML170),并于2012年提供环境影响评估和环境管理方案。2016年9月获得采矿环境许可证书;然而,在各种利益相关方的抗议下,该证书两个月后被撤回。纳米比亚海洋磷酸盐有限公司向纳米比亚高等法院提出申诉。2018年5月,该公司申诉成功,高等法院推翻撤回证书的行为。<sup>4</sup>纳米比亚海洋磷酸盐有限公司将在距离纳米比亚海岸60公里处约2 200平方公里的区域内作业,水深190-345米。还有其他公司也持有纳米比亚近海区域的许可证,其中包括查塔姆磷酸盐岩公司。

### 2.1.6. 海底采矿

《第一次评估》指出,2017年可能在巴布亚新几内亚专属经济区俾斯麦海的马努斯盆地开始开采海底块状硫化物矿床。然而,由于无法筹集到必要资金,该公司的这一部分业务已经收缩。<sup>5</sup>

太平洋岛屿国家正在努力为国家管辖范围内的地区制定和通过海底采矿立法。国家监管法律的颁布得到了一些倡议项目的支持,其中包括正在进行的太平洋海洋边界联盟和欧洲联盟资助的太平洋共同体深海矿产项目(2011-2016年)。

海管局目前管理着30份勘探合同。<sup>6</sup>在提交本报告时,各大洲里,只有非洲没有任何国家担保“区域”内的勘探活动。海管局内部正在就“区域”内海洋矿产资源开发规章草案进行讨论,海管局理事会议认为通过规章是当务之急。<sup>7</sup>

#### 2.1.6.1. 多金属结核

多金属结核主要形成于全球海洋中水深约3 500-6 500米、有沉积物覆盖的深渊海底(Kuhn等人,2017年)(见图一、二.C和二.D)。这些矿床的经济价值主要集中在镍、铜、钴和锰上,尽管钼、钛、锂、锆、稀土元素和钇的浓度也很高(Hein等人,2013年;Kuhn等人,2017年)。

在编写本报告时,已有18份多金属结核合同生效,其中16份位于东北太平洋克拉里昂—克利珀顿断裂区(见图三),1份位于西北太平洋,1份位于中印度洋盆地。分配给承包商的勘探面积最大可达150 000平方公里,但自合同签订之日起8年不得超过75 000平方公里。<sup>8</sup>

除克拉里昂—克利珀顿区外,秘鲁盆地和彭林—萨摩亚盆地也有未来很可能开发的区域。虽然大多数结核矿田都在“区域”内,但在库克群岛、基里巴斯、纽埃和美属萨摩亚(美国)的专属经济区内也能发现重要的多金属结核矿(Hein等人,2005年;2015年)。

#### 2.1.6.2. 海底块状硫化物或多金属硫化物

沿大洋中脊扩张中心以及沿火山弧和弧后扩张中心的所有海洋盆地都存在高温热液循环系统(见图一)。温度最高的产物是集中水流系统(如烟柱)中的海底块状硫化物和硫酸盐矿床,以及温度较低的扩散水流系统中的热液锰和氧化铁矿床(见图二.E和图二.F)。矿床可能形成于水深200-5 000米处,深水矿床一般沿扩张中心分布,浅水矿床一般沿火山弧分布。在所有这些环境中,一些海底块状硫化物矿床都存在高浓度的铜、锌、金和银。一般很难知道正在活跃形成过程中的矿床的吨位,但吨位通常很小。不活跃的离轴海底块状硫化物矿床的吨位和等级就更加难以知晓,但这些矿床可能具有较高吨位,可以和一些陆上矿床相媲美(德国和其他国家,2016年;Jamieson等人,2017年)。

<sup>4</sup> 见<https://namiblii.org/na/judgment/high-court-main-division/2018/122>。

<sup>5</sup> 见<https://dsmf.im>。

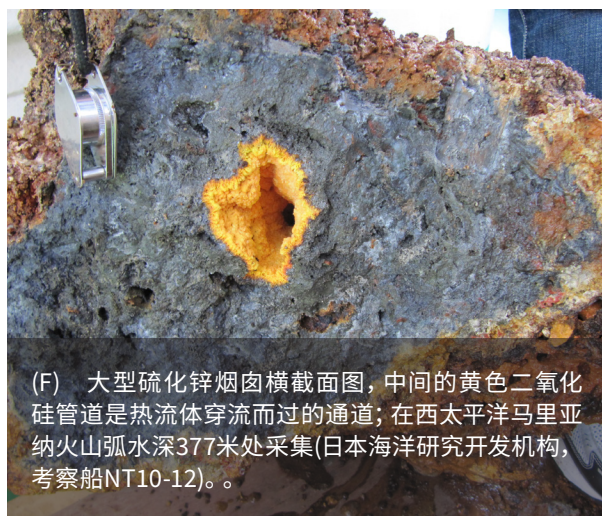
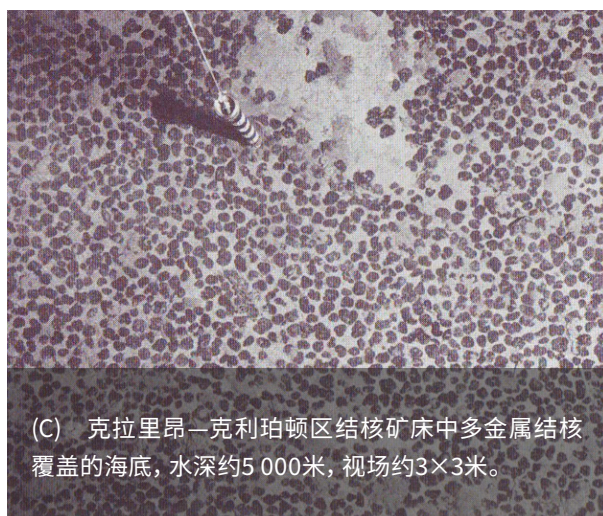
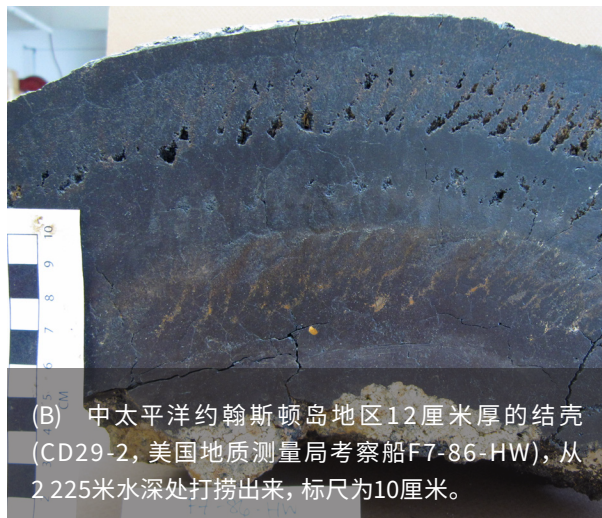
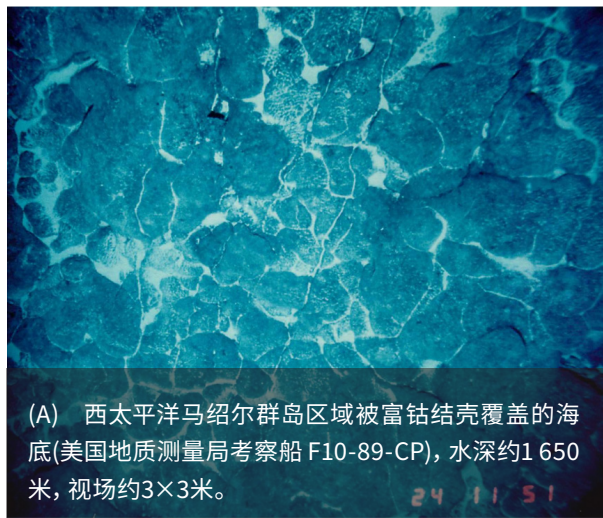
<sup>6</sup> 见<https://isa.org.jm/index.php/exploration-contracts>。

<sup>7</sup> 见ISBA/24/C/8/Add.1号文件,第7段。

<sup>8</sup> 见ISBA/19/C/17号文件,第25条。



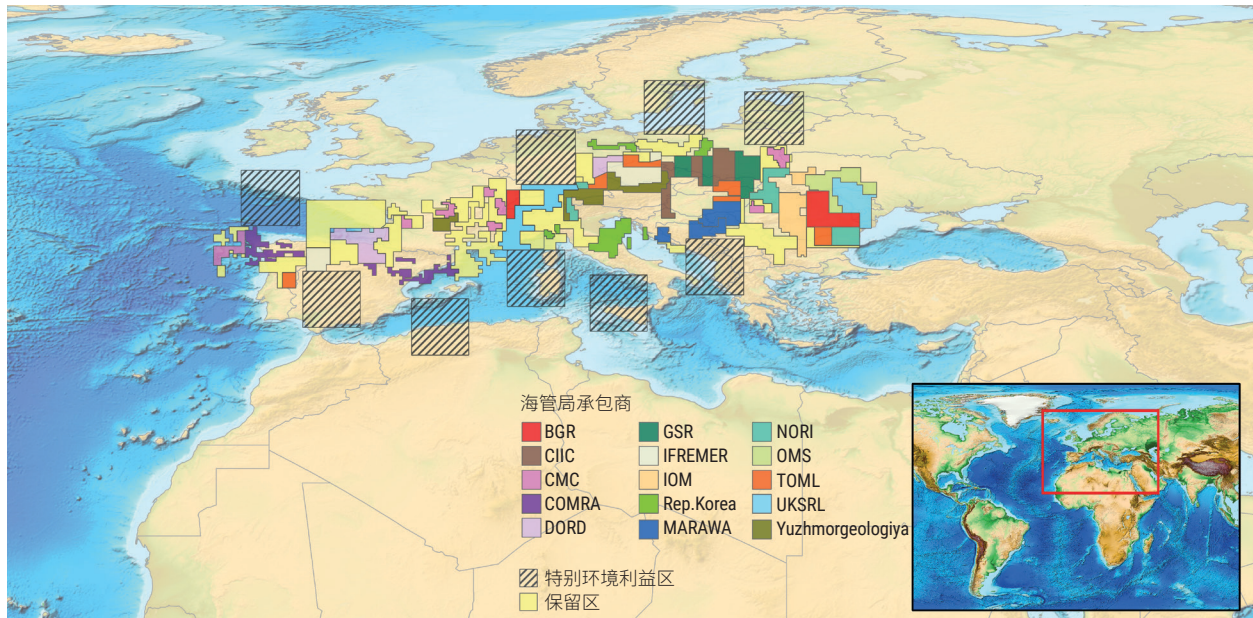
图二  
海底和结壳、结核、多金属硫化物矿床照片





图三

国际海底管理局克拉里昂—克利珀顿断裂区合同对应地图, 叠放于欧洲上方以显示其范围



资料来源: 国际海底管理局, 2019年: 克拉里昂—克利珀顿区。

缩写: BGR, 德意志联邦共和国地球科学和自然资源研究所; CIIC, 库克群岛投资公司; CMC, 中国五矿集团公司; COMRA, 中国大洋矿产资源研究开发协会; DORD, 深海资源开发有限公司; GSR, 全球海洋矿物资源公司; IFREMER, 法国海洋开发研究所; IOM, 国际海洋金属联合组织; Rep.Korea, 大韩民国政府; MARAWA, 马拉瓦研究与勘探有限公司; NORI, 瑙鲁海洋资源公司; OMS, 新加坡海洋矿产有限公司; TOML, 汤加近海开采有限公司; UKSRL, 英国海底资源有限公司; Yuzhmorgeologiya, 俄罗斯海洋地质作业南方生产协会。

在斐济、日本、新西兰、所罗门群岛、汤加和瓦努阿图等太平洋国家的专属经济区以及大西洋的挪威和葡萄牙、红海的沙特阿拉伯和苏丹的专属经济区内, 热液海底块状硫化物矿床很常见。其中最后一个对应亚特兰蒂斯二号海渊的金属泥矿, 这可能是唯一与大型陆地矿藏规模相似的海底块状硫化物矿床(高达9 000万吨)(Hoagland等人, 2010年)。

自2011年以来, “区域”内已有7份海底块状硫化物矿床勘探合同生效: 3份在大西洋, 4份在印度洋。每份合同覆盖的区域由不超过100个区块组成, 排列成5个或更多的组群; 每个区块的面积约为10X10公里, 且不大于100平方公里。自合同签订之日起第十年底, 勘探面积不得超过2 500平方公里。<sup>9</sup>

### 2.1.6.3. 富钴铁锰结壳

富钴铁锰结壳形成于海底岩石裸露的海山、海脊和高原的侧翼和顶端(见图二.A和图二.B)。成千上万的此类结壳出现在海洋盆地中, 在太平洋尤为

丰富(见图一)。在水深约400-7 000米的地方都发现了富钴铁锰结壳。除钴、镍、锰外, 富钴铁锰结壳还含有大量具有经济价值的稀有金属和关键金属, 这些金属可应用于新兴技术和下一代技术, 特别是碲、铈、稀土元素以及钷、钷和铂族金属(Hein等人, 2013年; 2017年)。根据等级、吨位、地形、洋壳年龄和海洋条件, “区域”内和国家管辖范围内进行富钴铁锰结壳勘探和未来开采的最佳区域, 位于Hein等人(2009年; 2013年)界定的中太平洋原始地壳区内, 包括小笠原群岛(日本)、北马里亚纳群岛联邦(美国)、伊豆群岛(日本)、约翰斯顿环礁(美国)和马绍尔群岛的专属经济区。巨大的原始地壳区内的海山和洋脊大约一半在专属经济区内, 一半在“区域”内。资源潜力稍小的是法属波利尼西亚(法国)、基里巴斯、纽埃和图瓦卢的太平洋专属经济区。东北大西洋的海山(葡萄牙和西班牙的专属经济区)也显示出具有值得进一步研究的金属等级和吨位。

<sup>9</sup> 见ISBA/16/A/12/Rev.1号文件, 第12和27条。

目前正在根据与海管局签订的5份合同，在“区域”内进行富钴铁锰结壳勘探：4份在原始地壳区的西部，1份在西南大西洋。每份合同覆盖的区域由不超过150个区块组成，区块按组群排列；每个区块的形状可以是正方形或长方形，面积不超过20平方公里。自合同签订之日起第十年底，勘探面积不得超过1 000平方公里。<sup>10</sup>

## 2.2. 技术发展

富钴铁锰结壳方面的技术发展远远落后于海底块状硫化物和多金属结核，本节不作介绍。

### 2.2.1. 海底块状硫化物

自第一次评估以来，进行了几次原位海底试采作业，其中最完整的一次是在2017年夏天，日本石油天然气和金属国有公司(Japan Oil, Gas and Metals National Corporation)在冲绳县附近日本专属经济区内水深1 600米处进行试采作业，为期两个月(经济贸易产业省，2017年)。这次作业对设想用于从海底获取块状硫化物的整个系统进行了试点测试(见图四.D)。作业中首次使用了鹦鹉螺矿业公司(Nautilus Minerals)为开采巴布亚新几内亚近海的Solwara 1号海底块状硫化物矿床而设计的三种开采生产工具。这些机器由土壤机械动力学公司(Soil Machine Dynamics)制造，在Motukea岛的一个封闭陆上挖掘地进行了水下试验。<sup>11</sup>已经开发或正在开发其他海底块状硫化物开采工具，例如Bauer BC40海底块状硫化物海沟切割挖掘工具(见图四.C)。

### 2.2.2. 多金属结核

2019年计划在克拉里昂—克利珀顿区以及联邦地球科学和自然资源研究所(Federal Institute for

Geosciences and Natural Resources)及全球海洋矿物资源公司(Global Sea Mineral Resources NV)的合同区内，分别由德国和比利时担保，在大约4 500米水深处进行多金属结核原位开采试验。测试重点是DEME公司开发的结核样本采集器(Patania二号)。全球海洋矿物资源公司是DEME公司的一个分支(见图四.A)。由于自动脱落连接器损坏导致断电，测试没有成功。<sup>12</sup>2017年，也是在克拉里昂—克利珀顿区，全球海洋矿物资源公司成功推出了预样本采集器“Patania一号”。已经开发或正在开发其他多金属结核开采工具，如韩国船舶和海洋工程研究所(Korea Research Institute of Ships and Ocean Engineering)设计用来收集多金属结核的串联结核开采工具(见图四.B)，多金属结核在收集后被粉碎，然后进入缓冲系统并送入立管。

## 2.3. 未来的方向

大多数国家政府承诺向低碳未来过渡，这可能会激发人们对海底采矿和寻找新金属来源的兴趣。多数深水海底采矿活动可能发生在“区域”内，包括大部分深渊平原，以及形成海床的大洋中脊和海山的大部分。这应该会促进采矿业的范式转变。海底采矿将主要由国际社会在海管局框架内进行监测，该框架目前由168个成员国组成。然而，许多问题仍悬而未决，需要在全局层面加以解决。例如，陆上采矿往往是许多发展中国家的重要收入来源，而海底采矿这种潜在的经济活动将如何影响陆上采矿的产量？深水海底采矿将如何以及在多大程度上对环境产生短期、中期和长期影响？要回答至少后一个问题，仍需要实质性的技术发展，以促进对海洋环境的原位监测，并获得具有代表性的空间和时间序列数据。

## 3. 环境方面

### 3.1. 知识进步与环境影响

海洋90%以上为深水环境，包括在海底层面和水体中的一系列生态系统和生境(Ramirez-Llodra等

人，2011年；Gollner等人，2017年)。海底平面上不同类型的矿产资源位于多种地质和海洋地理环境中，因此其中有着多种类型的生境和群落。

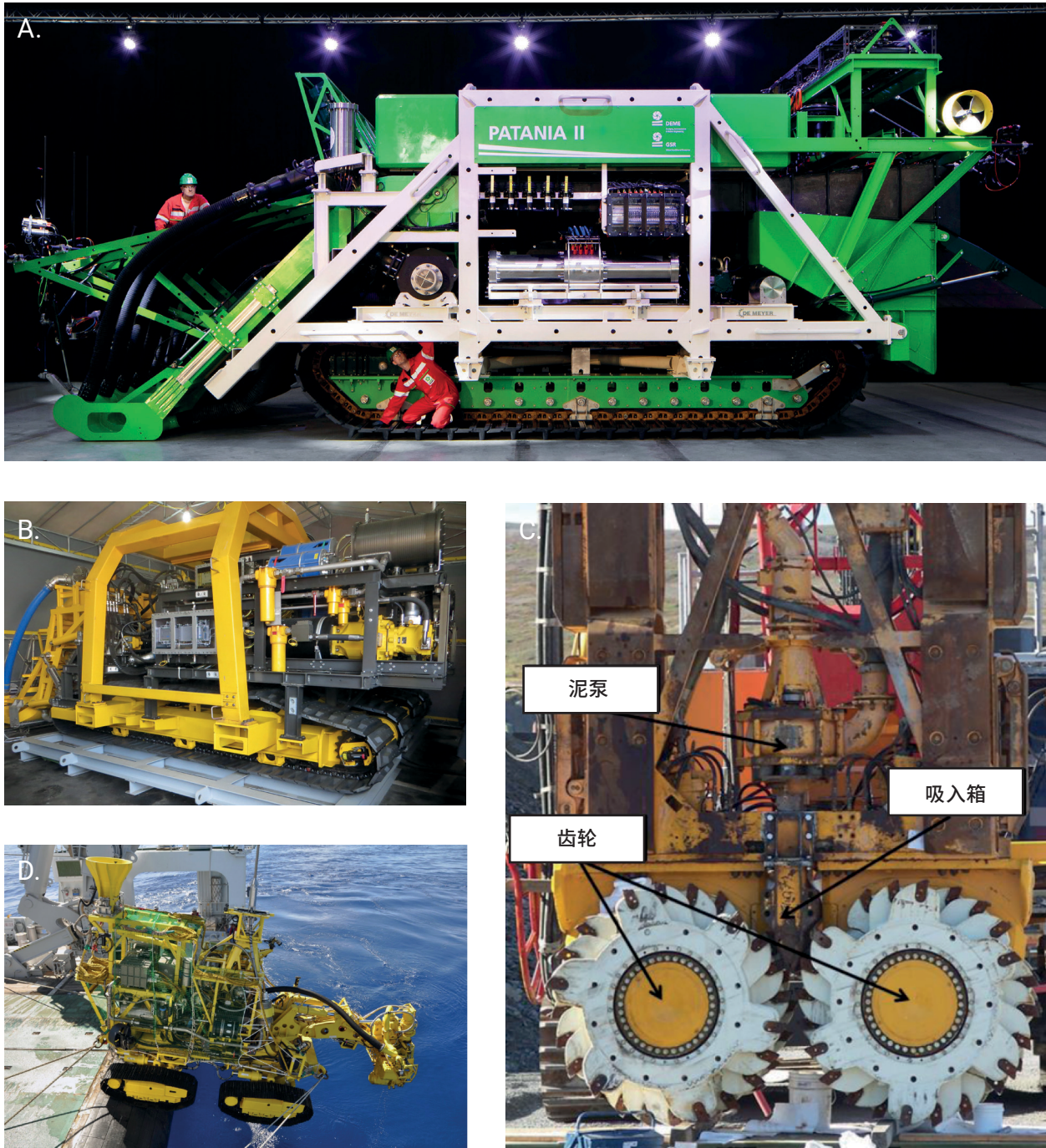
<sup>10</sup> 见ISBA/18/A/11号文件，第12和27条。

<sup>11</sup> 见<https://dsmobserver.com/2017/07/nautilus-png-submerged-trials/>。

<sup>12</sup> 见[www.deme-gsr.com/news/article/patania-ii-technical-update/](http://www.deme-gsr.com/news/article/patania-ii-technical-update/)。



图四  
新型深水海底采矿工具样机实例



- (A) 全球海洋矿物资源公司(比利时) Patania二号多金属结核采矿机(图片由全球海洋矿物资源公司提供)。  
 (B) 韩国船舶和海洋工程研究所多金属结核采矿机(图片由Hein拍摄)。  
 (C) Bauer Maschinen GmbH BC40多金属硫化物海沟切割开采工具。  
 (D) 日本石油天然气和金属国有公司多金属硫化物采矿机, 2017年夏天在冲绳海槽硫化物矿床测试。

为避免、减少和减轻对资源关联和非资源关联动物的影响而制定的法规,通常应对的是物理影响、噪声、光和颗粒羽流等问题。过去10年中的几个项目和倡议确定了深水海底采矿的潜在影响,例如直接采矿区之外沉积物或羽流的范围和影响及其潜在毒性(《管理深海资源开采的影响》,2016年)。对生态系统的一些预期影响(见下表)包括:限制种群之间的连通性、干扰物种的生命周期、行为变化、物种和生境丧失、对生态系统结构和功能的影响、对水柱化学的影响。一些深海物种和生态系统表现出脆弱的特征,如:在相对较老的年龄成熟、生长速度慢、预期寿命长、补充量低或不可预测。

最近的工作强调了所有海底资源作为群落重要生境的作用。许多动物生境都与多金属结核有关。多金属结核是克拉里昂—克利珀顿区深渊平原的主要硬基质(Vanreusel等人,2016年; Simon-lledó等人,2019年a)。活跃的热液喷口生态系统是一种不寻常、分散的生境,由当地特有的化能合成有机体及主要是稀有的物种占据(Van Dover等人,2018年)。与不活跃喷口区有关的海底块状硫化物矿床尚未得到充分研究,但现有文献确认了冷水珊瑚和海绵的存在,它们对微生物群落的依赖程度有待确定(Boschen等人,2016年; Van Dover, 2019年)。取决于位置和水深,海山上的富钴铁锰结核壳中栖息着各种生态系统,包括冷水珊瑚和海绵以及其他生境形成物种(Rowden等人,2010年)。

最近,为评估中间水层采矿羽流的性质及其对中间水层生态系统的潜在影响,举行了一次讲习班。根据讲习班上的报告,海底采矿活动可能以多种方式影响中间水层中的生物体,但潜在扰动的规模尚不清楚,而且呼吁进一步研究中上层水中的浮游动物,特别是在中间水层的半深海和深渊中上层领域(Drazen等人,2019年)。

虽然还没有商业规模的采矿活动,但已进行了模拟采矿活动的深海实验。多金属结核的首次商业

试采是在1970年进行的。从那时起,出现了许多旨在模拟采矿的小规模商业试采或科学扰动事件。模拟开采影响的研究结果设定了采矿干扰影响的可能强度和底栖群落恢复所需时间量程的下限(Jones等人,2017年,以及其中的参考文献)。模仿多金属结核开采影响的研究结果,使人们对深渊平原早在26年前发生小规模扰动事件后的恢复过程有了进一步了解(Gollner等人,2017年; Jones等人,2017年)。这些研究的结果表明,大型固着动物在受到干扰后恢复非常缓慢(另见Vanreusel等人,2016年),即使在以十年计的时间段内,也始终显示受到重大影响,且没有动物恢复的迹象(Jones等人,2017年)。结核需要数百万年才能形成,因此栖息在结核中的动物所受的影响完全在意料之中,但扰动轨道上及附近沉积物中栖息的生物体也受到重大影响(Simon-lledó等人,2019年b)。

### 3.2. 政策和立法: 新的法规和政策以及国际、区域和国家层面的发展情况

对于近岸矿床而言,预计未来几十年砂和砾石的开采将会增加,可能会延伸到水深超过50米的地方。在发展更加环境友好型开采技术的同时,预计还将加强对海洋骨料开采的环境监管(例如, Ellis等人,2017年; Kaikkonen等人,2018年)。

深水海底采矿的环境管理标准和指南还处于初级阶段(Jones等人,2019年)。海管局通过了一项《采矿准则》,规范探矿和勘探活动,并将制定“区域”内矿物开发规章。在制定规章的同时,还将制定标准和准则,目的是界定环境目标,确立环境阈值。确定环境目标的一个重要工具是在有勘探合同的区域实行区域环境管理计划。第一个环境管理计划是2011年海管局为克拉里昂—克利珀顿区的多金属结核矿制定的,该计划于2012年通过。<sup>13</sup>已经或即将举行若干讲习班,以期制定标准,支持订立新的区域环境管理计划。<sup>14</sup>

<sup>13</sup> 见ISBA/17/LTC/7和ISBA/18/C/22号文件。

<sup>14</sup> 见ISBA/24/C/3号文件。

通过对现有关于深水海底采矿的国家立法进行比较研究,可以确定,截至2018年6月5日,共有31个国家向海管局提供了与深水海底采矿活动有关的信息或文本。<sup>15</sup>

### 海底采矿压力、对不同生境的潜在影响以及可能受到影响的生态系统服务<sup>a</sup>

压力	潜在影响	受到影响的生态系统服务	生境
海底附着基开采	— 直接移除造成底栖动物灭失	<b>支持</b>	— 近底水层
	— 沉积物组成变化		— 海底
	— 生境丧失或退化		— 养分循环
	— 对动物造成压力		— 环流
开采羽流	— 通过使生物体(从大型动物到微生物)窒息造成底栖物种灭失或损害	<b>监管</b>	— 近底水层
	— 动物行为变化		— 生物多样性
	— 沉积物组成变化		— 碳固存
	— 海底形态变化		— 生物监管
脱水羽流	— 进食、感觉或呼吸结构堵塞	<b>补给</b>	— 中上层
	— 对组织造成机械性损伤		— 近底水层
	— 压力		— 海底
沉积物中物质的释放(开采和脱水羽流)	— 毒性	• 二氧化碳储存	— 中上层
	— 养分释放	• 渔业	— 近底水层
	— 浑浊度	• 自然产品	— 海底
水下噪声	动物扰动		— 中上层
			— 近底水层
			— 海底
水下光线	动物扰动		— 中上层
			— 近底水层
			— 海底

<sup>a</sup> 例如, 也见Thurber等人, 2014年。

### 3.3. 数据、信息和知识差距

可以使用具体的环境指标来界定和准确量化采矿对水体和海床平面的影响, 这些指标确定了什么

是良好的环境条件和适当的影响阈值。目前, 在深海生态系统、深海物种的基本生命史和生物学特征、未来采矿技术的特点以及深海生物对采矿

<sup>15</sup> 见[www.isa.org/jm/national-legislation-database](http://www.isa.org/jm/national-legislation-database)。



影响的反应方面,资料严重匮乏。因此,采矿可能会产生未预见到的后果。知识差距可以分为三类:生物多样性、连通性以及功能和服务(Miller等人,2018年;Thornborough等人,2019年)。关于每个生态系统的基本组成部分、这些组成部分之

间的相互作用以及生态系统与环境梯度的关系的信息仍然匮乏。要预测生物多样性、物种连通性以及生态系统功能和服务将如何应对变化,这一基线生态信息是必要的。

## 4. 经济和社会影响

### 4.1. 经济影响

深水海底采矿的经济性与采矿技术的状况以及尖端技术应用对金属的需求增加密切相关。在本章讨论的三类海底矿床中,多金属结核矿最接近于开采,原因如下:结核的离散性使其相对容易采掘;预期需求增长,特别是用于新的绿色能源技术的钴和镍的需求增长。因此,本节中经济方面具体关注结核。

#### 4.1.1. 海底开采多金属结核的经济性

多金属结核的商业开采活动不仅取决于系统的整体经济状况,还取决于单个利益相关方的经济状况。虽然金属销售的潜在收入在财务上足以证明与深水海底采矿相关的大量投资和运营成本是合理的,但与“区域”相关的收入必须首先用于支付海管局的行政费用。剩余资金可用于履行《联合国海洋法公约》<sup>16</sup>第十一部分和《关于执行1982年12月10日〈联合国海洋法公约〉第十一部分的协定》<sup>17</sup>规定的其他义务,包括根据公约第一四〇条和第一六〇条第2款(g)项公平分配利益,以及在深水海底采矿对金属价格造成的影响波及发展中陆上生产国时,向这些国家提供补偿。还应为环境和监管监测和补救提供资金。只有在向海管局(或管理国家管辖范围内区域深水海底采矿事务的同等机构)支付款项后,剩余的收入能够覆盖运营成本并提供足够回报来吸引投资时,才会进行采矿作业。对深水海底采矿经济学的初步调查表明,收入或许能够达到这样的水平,但仍然存在一些问题,包括

履行《公约》第十一部分义务所需的资金量、环境损害的赔偿责任、投资者要求的回报。

#### 4.1.2. 金属收入

虽然多金属结核含有许多金属,但目前只有四种金属的浓度达到足够水平,可以让金属加工者收回提炼成本。锰是到目前为止质量最大的金属,因此,尽管锰的市场价格相对较低,但仍是收入来源的重要组成部分。虽然钴、铜和镍的浓度较低,但它们的价格更高,因此是重要的收入来源。

未来的金属价格很难预测,可能与已有预测不同,这种不确定性会给投资者带来重大风险。钴和镍预计将在未来的能源储存解决方案中发挥重要作用,因此可能会有很大的需求增长且价格会上涨。就锰而言,多金属结核矿的开采将向规模有限的市场增加大量材料,这本身可能会对价格形成重大下行压力。

#### 4.1.3. 结核采集、金属加工投资和运营费用

海管局只有权管理海洋矿场的活动,但在评估影响投资的经济因素时,必须考虑上述管辖范围以外的各种成本。出于这个原因,财务系统研究需要关注海上及下游的投资和成本。

在成本方面,需要大量的前期投资,然后是持续的运营支出。规模经济决定了作业的最小规模,许多专家认为,这种规模意味着每年要提取和处理150万至300万干吨结核。一个年产300万干吨结核的系统大约需要40亿美元的前期投资,其中:勘探和可行性研究需要约3亿美元,结核采集设备和专

<sup>16</sup> 联合国,《条约汇编》,第1833卷,第31363号。

<sup>17</sup> 同上,第1836卷,第31364号。

用运输系统需要超过15亿美元,金属加工厂需要超过20亿美元。每年的运营费用估计约为10亿美元,其中约三分之一用于结核采集,其余三分之二用于金属加工。考虑到冶金损失和行业对长期金属价格的预测,年产300万干吨系统的年金属收入约为25亿美元。

#### 4.1.4. 利益相关方的资金分配情况

在满足《海洋法公约》第十一部分的要求后,剩余的收入是否足以激励所有相关方参与进来,还有待观察。如果能够获取结核,预计将会形成一个结核市场,结核将通过全球交易清算中心完成从采集者到金属加工者的转移。然而,在这个市场出现之前,只能通过估计所有利益相关方之间的收入流动来评估这一系统的经济情况。结核采集者从海底开采结核时,将向海管局支付特许权使用费。金属加工者将向结核采集者支付资源(结核)费用。金属加工者将在全球市场上把最终金属产品出售给各种最终消费者,其收入必须要足以涵盖他们所有的运营费用,外加支付给采集者(和运输提供者)以获得结核的费用。任何超出的部分都要缴纳当地的公司税。虽然海管局不会看到这些资金,但地方税会对其他利益相关方的经济情况产生重大影响,因此在评估该系统能否产生足够回报来证明投资合理性时,必须考虑到这一点。

采集者将从金属加工者那里收到结核付款,但他们必须承担运营成本,并向海管局(如果作业在专属经济区内,则为地方当局)支付特许权使用费,以获得开采结核的权利。他们可能还不得不向环境可持续基金捐款,并提供债券作为对意外环境损害的担保。任何利润都可能需要向担保国缴纳税款,并可能需要向海管局支付额外的特许权使用费。海管局将以结核开采特许权使用费的形式获得资金。海管局也可以是任何可持续发展基金或环境责任债券的监护人。特许权使用费必须足以补偿放弃对结核的权利以及深海环境的任何其他变化带来的损失。

海管局正在讨论各种特许权使用费制度,包括固定的单阶段或两阶段从价制度,随金属价格或市场其他财务状况变化的可变从价制度,以及固定

从价费率和与利润挂钩的额外费率相结合的制度。从价制度是指将特许权使用费与所开采金属的价值挂钩的制度。每个制度都有不同的利弊,特别是在哪些利益相关方承担风险并从金属价格和项目成本变化的回报中受益,以及每个利益相关方的收入时间安排方面。

#### 4.1.5. 投资者的回报和给国际海底管理局的现金流

非常高的前期投资将要求结核采集者和金属加工者在全球资本市场筹集资金。据估计,只有在最合理的未来金属价格和成本情景下,投资回报率在18%左右时,金融家们才会投资。相比之下,对传统陆上采矿的投资通常需要高于15%的回报率,但涉及的技术风险要低得多。各种特许权使用费制度和费率会为承包商留下足够的收入来实现这些回报率。然而,目前还不清楚这些制度和费率中是否有任何一项能为海管局提供足够的收入,以补偿开采结核和改变深海环境造成的损失。

## 4.2. 社会影响

深水海底采矿活动的潜在社会影响既复杂又具有累积性(Koschinsky等人,2018年)。虽然深水海底采矿可能会造成无数社会影响,但人们普遍认为,深水海底采矿对社会的直接影响将小于陆上采矿(Roche和Bice,2013年)。例如,陆上采矿项目往往造成社区拆迁和土地用途变化,并需要建设公路铁路等基础设施(世界银行,2007年b)。工作条件不安全(如职业危害),以及居住在矿场附近社区的安全和一般健康风险(如现场灾难或采矿造成的空气和水污染),也是陆上采矿值得注意的影响(国际资源委员会,2020年)。深水海底采矿不存在这些问题。此外,海底矿床的金属含量往往高于陆上矿藏,将重点转向海底作为金属的补充来源,将减少扩大陆上采矿的需要(Sharma和Smith,2019年)。

确定深水海底采矿可能产生的社会影响的一个相关考虑因素是相关活动计划开展的地点。越来越明确的一点是,通常与海底矿床有关的区域都位于远离人类社区的地方。因此,与陆上采矿不同,深水海底采矿不会出现与土地使用有关的搬迁问题

或冲突(Sharma和Smith, 2019年)。此外,“区域”内与深水海底采矿有关的社会影响将不同于国家管辖范围内的影响。然而,人们承认,深水海底采矿活动可能与海洋空间的其他用途发生冲突,如渔业、航运、深海电缆、繁育场和洄游路线。

由于深水海底采矿的性质和造成越境损害的可能性,有可能受到相关活动直接影响的社会群体包括开展这些活动的地域内的社区和毗邻沿海国的社区(Dunn等人, 2017年)。由于“区域”及其矿产资源已宣布为人类的共同继承财产,所以需要把社会影响作为一个整体来考虑(Hunter等人, 2018年)。“区域”内的任何活动不论离人口中心有多远,人们都严重关切,生物多样性和生态系统服务的丧失,包括深海在气候调节中的作用的变化,可能会对整个社会产生怎样的负面影响(Kaikkonen等人, 2018年)。

在考虑社会影响时,若采用一种方式同时涵括社会可能从深水海底采矿中获得的好处以及潜在的负面后果,则能提供重要信息作为决策依据。这种

方法可能包括:通过利益分享机制分配财务利益;引入额外的金属供应来源,满足当前和未来的需求。应当认识到,虽然新的金属供应来源可能是有益的,但也可能带来消极后果。例如,对于那些经济上严重依赖陆地开采金属出口的国家而言,就会有负面的影响。根据《海洋法公约》第一五一条第10款和关于执行该《公约》第十一部分的《协定》附件第7节第1款,需要研究和处理这些后果。

除上述内容外,“社会经营许可”的概念也值得特别关注。这一概念是指,从事资源开采等商业活动,除了监管机构要求的许可证外,还要被社会所接受(Owen和Kemp, 2013年; Parsons和Moffat, 2014年)。透明度和让利益相关方广泛参与决策的问题也特别令人关注(Ardron等人, 2018年; Madureira等人, 2016年)。

最后,为了确保将深水海底采矿给社会带来的所有外部成本内部化,可以考虑把“谁污染谁付费”原则纳入深水海底采矿监管框架(Lodge等人, 2019年)。

## 5. 能力建设需求

迫切需要在深海生物多样性研究和养护以及近海矿床识别和评估方面进行能力建设,特别是在发展中国家。与富钴铁锰结壳相关的勘探工艺和勘探技术远远落后于海底块状硫化物和多金属结核。

近海采矿目前需要的另一个关键部分是扩大采集基线数据,特别是关于生态系统及其组成部分的特征以及环境基线自然变异的数据,包括浅水大陆架和深海的此类数据。最后,显然还需要发展透明和包容各方的监管能力,以避免、减少和减轻对生态系统的影响,并对采矿的影响进行长期在线监测。

2019年,非洲国家组向海管局大会提交了一份关于发展中国家培训方案的文件,其中强调了能力建设和发展需求。<sup>18</sup>在最近一份关于审查海管局实施的能力建设方案和举措的评估报告中,<sup>19</sup>海管局秘书处详细介绍了海管局在能力建设方面的工作。秘书处在该报告中审查了海管局迄今实施的核心能力建设主题,即承包商培训方案、“区域”内海洋科学研究捐赠基金和实习方案。该报告和其他报告是2020年2月10日至12日在金斯敦举行的能力发展、资源和需求评估国际讲习班的主题。研讨会摘要可在海管局网站查阅。<sup>20</sup>

联合国与区域机构之间的战略伙伴关系侧重于建立平台,加强能力建设方案方面的国际合作,解决发展中国家面临的一些特殊问题,并帮助创造共

<sup>18</sup> 见ISBA/25/A/8号文件。

<sup>19</sup> 见[www.isa.org.jm/files/2020-02/Assessment.pdf](http://www.isa.org.jm/files/2020-02/Assessment.pdf)。

<sup>20</sup> 见[www.isa.org.jm/files/2020-02/outcomessummary\\_0.pdf](http://www.isa.org.jm/files/2020-02/outcomessummary_0.pdf)。

同点以改进行动。人们认识到,有必要在海管局框架内创造更多机会,使发展中国家能够参与“区域”内的活动。<sup>21</sup>虽然海管局和发展中国家的人员培训方案仍然是与海管局签订勘探合同的实体的合同义务,但监测培训方案可能为这些国家带来哪些积极影响、创造哪些新机会,是一项挑战。

## 参考资料

- Ardron, Jeff A., and others (2018). Incorporating transparency into the governance of deep-seabed mining in the Area beyond national jurisdiction. *Marine Policy*, vol. 89, pp. 58–66.
- 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. Available at <http://vents-data.interridge.org>.
- Boschen, Rachel E., and others (2016). Seafloor massive sulfide deposits support unique megafaunal assemblages: implications for seabed mining and conservation. *Marine Environmental Research*, vol. 115, pp. 78–88.
- Dunn, D.C., and others (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](https://nereusprogram.org/wp-content/uploads/2018/09/BBNJ-Policy-brief-adjacency_v5.pdf).
- Drazen J.C., and others (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., and others (2017). Environmental management frameworks for offshore mining: the New Zealand 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., and others (2016). Hydrothermal exploration of mid-ocean ridges: where might the largest sulfide deposits be forming? *Chemical Geology*, vol. 420, pp. 114–126.
- Gollner, Sabine, and others (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 76–101.
- Gonçalves, D.S., and others (2014). Morphodynamic evolution of a sand extraction excavation offshore Vale do Lobo, Algarve, Portugal. *Coastal Engineering*, vol. 88, pp. 75–87.
- Graedel, Thomas E., and others (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., and others (2013). Deep-ocean mineral deposits as a source of critical metals for high- and green-technology applications: Comparison with land-based resources. *Ore Geology Reviews*, vol. 51, pp. 1–14.
- Hein, James R., and others (2015). Critical metals in manganese nodules from the Cook Islands EEZ, abundances and distributions. *Ore Geology Reviews*, vol. 68, pp. 97–116.
- Hein, James R., and others (2017). Arctic deep water ferromanganese-oxide deposits reflect the unique characteristics of the Arctic Ocean. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 18, No. 11, pp. 3771–3800.

<sup>21</sup> 见ISBA/24/A/10号文件。



- Hein, James R., and others (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., and others (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, and others (2010). Deep-sea mining of seafloor massive sulfides. *Marine Policy*, vol. 34, No. 3, pp. 728–732.
- Hunter, Julie, and others (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>.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (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, Denmark*. 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. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5733>.
- International Resource Panel (2020). Mineral Resource Governance in the 21st Century: Gearing extractive industries towards sustainable development. Ayuk, E.T., and others, A Report by the International Resource Panel. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Jamieson, John W., and others (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., and others (2017). Biological responses to disturbance from simulated deep-sea polymetallic nodule mining. *PLoS One*, vol. 12, No. 2, e0171750.
- Jones, Daniel O.B., and others (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.
- Kaikkonen, Laura, and others (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., and others (2017). Tin. Report 1802S. Professional Paper. Reston, United States. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/pp1802S>.
- Kim, Junbeum, and others (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, and others (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, and others (2017). Composition, formation, and occurrence of polymetallic nodules. In *Deep-Sea Mining*, pp. 23–63. Springer.
- Lodge, Michael W., and others (2019). Environmental Policy for Deep Seabed Mining. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 347–379. Springer.
- Madureira, Pedro, and others (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](http://www.eu-midas.net).
- McLellan, Benjamin C., and others (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., and others (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>.
- Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) of Japan (2017). [www.meti.go.jp/english/index.html](http://www.meti.go.jp/english/index.html).
- Owen, John R., and Deanna Kemp (2013). Social licence and mining: A critical perspective. *Resources Policy*, vol. 38, No. 1, pp. 29–35.
- Parsons, Richard, and Kieren Moffat (2014). Constructing the meaning of social licence. *Social Epistemology*, vol. 28, Nos. 3–4, pp. 340–363.
- Petersen, Sven, and others (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, and others (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, and others (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., and others (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 introduction. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 3–22. Springer.
- Simon-Lledó, Erik, and others (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>.
- Simon-Lledó, Erik, and others (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., and others (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., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Torres, Aurora, and others (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 Industry for a Sustainable Europe Annual Review 2017–2018*. Brussels: European Aggregates Association.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United States Geological Survey (USGS) (2019). *Mineral Commodity Summaries 2019*. United States Geological Survey.
- Van Dover, Cindy Lee, and others (2018). Scientific rationale and international obligations for protection of active hydrothermal vent ecosystems from deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 20–28.
- Van Dover, Cindy Lee, and others (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, and others (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 26808.
- World Bank (2017a). The growing role of minerals and metals for a low carbon future. World Bank Publications, Washington, D.C. <http://documents.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/pdf/117581-WP-P159838-PUBLIC-ClimateSmartMiningJuly.pdf>.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Precautionary management of deep sea minerals. World Bank Publications, Washington, D.C. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/349631503675168052/pdf/119106-WP-PUBLIC-114p-PPDSMbackgroundfinal.pdf>.
- 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>.

# 第 19 章

# 油气勘探开采方面的 变化

撰稿人：Amardeep Dhanju (召集人)、Arsonina Bera、Kacou YeBowe Seraphim、Alan Simcock (共同牵头成员)和 Joshua T. Tuhumwire (牵头成员)。



## 主旨要点

- 自《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年a)以来, 近海石油和天然气部门在全球范围内持续扩张, 特别是在深水区和超深水区。使用张力腿平台、单柱式平台和浮式生产、储存、卸载系统(浮式系统)是促成这种扩张的关键。
- 今后十年, 地中海东部、南美洲东海岸(巴西和圭亚那)以及非洲西海岸等前沿地区可能成为推动近海石油和天然气勘探生产增长的主要动力。
- 退役活动呈增多趋势, 特别是在北海和墨西哥湾等成熟区域。
- 勘探生产做法不断发展演变, 尽量减少对周围环境的潜在影响。
- 建立有效管理近海资源的监管能力, 特别是在前沿地区, 需要作出有力承诺, 进行长期机构投资。
- 近海石油和天然气部门数十年来积累的技术创新和尖端工业能力有利于海洋可再生能源行业的兴起。
- 自《第一次评估》以来, 推动近海油气部门发展的一个主要动力是在分析近海勘探生产数据方面取得技术进步, 提高作业和财务效率。

## 1. 引言

### 1.1. 范围

《第一次评估》(联合国, 2017年b)第21章介绍了近海油气行业在勘探生产趋势、社会和经济问题、新兴技术和未来潜在趋势方面的基线状况。该章还涉及与资源开发和生产活动有关的环境影响, 重点介绍在评估影响方面的能力差距。

本章载有对全球近海油气部门现状的评估, 并介绍自《第一次评估》以来在该领域取得的一些进展。本章描述了勘探、生产和退役方面的趋势, 包括对经济、社会和环境方面问题(包括潜在影响)的深入评估, 并介绍能力建设方面的差距, 特别是新兴经济体的能力建设差距, 以及近海油气行业在促进全球海洋可再生能源行业方面具有的关键作用。本章内容还涉及本次评估的第6D、8、9、20、21和26章。

本章与5个可持续发展目标<sup>1</sup>有关: 目标8(促进持久、包容和可持续的经济增长, 促进充分的生产性就业和人人获得体面工作)、目标9(建造具备抵御灾害能力的基础设施, 促进具有包容性的可持续工业化, 推动创新)、目标12(采用可持续的消费和

生产模式)、目标13(采取紧急行动应对气候变化及其影响)和目标14(保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展)。

### 1.2. 全球近海油气资源及生产趋势概览

全球原油产量稳步增长, 2018年突破每日1亿桶, 而天然气产量增长更快, 2016年达到1 137亿Mbtu (百万英国热量单位)(国际能源署, 2019年)。<sup>2</sup>陆上石油和天然气生产继续占主导地位, 近海石油产量虽然十年来一直稳定在每日2 700万桶左右, 但目前呈现上升趋势(Clemente, 2018年)。与此同时, 过去十年中, 近海天然气产量稳步增加, 增幅为350亿MBtu, 出现增长的区域包括巴西和澳大利亚沿海海域以及地中海东部, 增长最多的是波斯湾, 原因是卡塔尔沿海海域巨型北方气田的开发(Davis, 2018年)。预计天然气产量的增加将主要来自浅水区的活动, 而石油产量的增加则主要依赖于深水区和超深水区的钻探。

近海石油生产国有50多个, 最重要的是沙特阿拉伯、美利坚合众国、巴西、墨西哥和挪威。最近, 在南美洲东部沿海发现了大量尚未开发的资源。

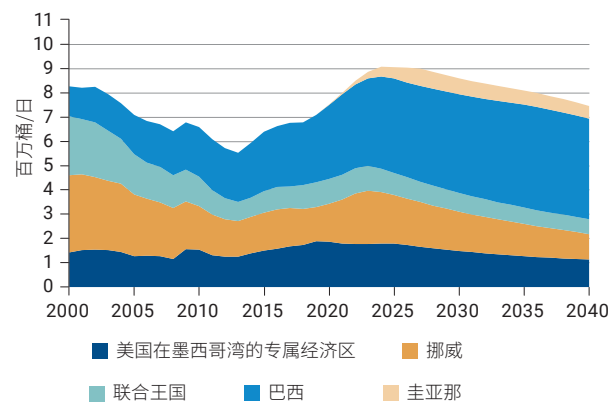
<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>2</sup> 折合每日530万桶石油当量。



根据石油输出国组织(欧佩克)提供的资料,<sup>3</sup>巴西和圭亚那的近海石油产量将弥补其他区域产量下降的影响,尽管墨西哥湾美国专属经济区(历史最悠久的近海石油和天然气产区)的产量可能会随着在深水区和超深水区发现资源而保持稳定(欧佩克,2019年)。<sup>4</sup>

图一  
部分近海产区过去及预计原油产量



资料来源：欧佩克(2019年)。

### 1.3. 知识和能力方面的进步

近海区域新开展的勘探开发仍然是全球石油和天然气产量增加的一个主要来源。由于过去十年取得技术进步,人们更愿意在远离海岸的深水区和超深水区进行勘探,从而发现了巨大新储量。2010年至2018年,近海勘探水深能力从约3 050米增加到3 350米以上,而使用浮式平台的生产能力从

2010年的2 438米增加到2018年的近2 900米(Barton等人,2019年)。这些技术进步在一定程度上使近海石油和天然气部门能够扩展到新区域,包括地中海东部和圭亚那沿海海域。

在关于勘探生产活动对周围环境的潜在环境及社会影响的认知方面,以及在制定减轻影响的新办法方面,也取得了进展。例如,大不列颠及北爱尔兰联合王国设立了海洋噪声登记册,记录在其领土周围海域产生巨大脉冲噪声(频率为10赫兹-10千赫兹)的人类活动。<sup>5</sup>这一举措的目的是建立基线数据,量化与油气勘探开发有关的人类活动(包括地震勘测、浅底地层剖面探测和打桩)对环境造成的压力。同样,“利用现有行业技术建立科学和环境遥控潜水器伙伴关系”项目(简称SERPENT项目),是科学界、环境监管者及石油和天然气行业之间开展国际合作的一个实例,利用可在深海作业的尖端遥控潜水器,收集和提供关于近海石油和天然气设施周围生态系统的基线信息(SERPENT项目,2020年)。

最近,近海石油和天然气行业通过为公用事业规模近海风能项目的建造、维护和退役提供专业知识,为海洋可再生能源部门做出贡献。浮式风力涡轮机可以大幅扩展在风能资源较丰富的深水区内风电开发,其设计和结构工程概念在很大程度上受到深水区石油和天然气装置的影响(国际可再生能源署,2016年)。

## 2. 近海油气勘探、生产和退役情况

### 2.1. 近海油气勘测和勘探技术

石油和天然气勘测和勘探工艺对积聚在不透水岩层下的油气资源进行定位。利用地震勘测进行初步评估,评价富含油气地质区带(一组含石油和天

然气的岩石)的位置,这些区带具有共同的碳氢化合物生成、运移和成藏历史(Maloney,2018年;海洋能源管理局,2017年)。这为地质和地球物理勘测提供了条件,以便获得关于资源地质构造的精

<sup>3</sup> 2020年欧佩克成员国:阿尔及利亚、安哥拉、刚果、赤道几内亚、加蓬、伊朗伊斯兰共和国、伊拉克、科威特、利比亚、尼日利亚、沙特阿拉伯、阿拉伯联合酋长国和委内瑞拉玻利瓦尔共和国。

<sup>4</sup> 一般理解是,浅水区深度不超过300米,深水区深度为300米至1 500米之间,而深度超过1 500米则被视为超深水区。

<sup>5</sup> 见自然养护联合委员会,海洋噪声登记册。可查阅<https://mnr.jncc.gov.uk/>。

确数据。此类勘测还评估了海洋矿物、考古和海底资源以及掩埋和遗弃在洋底的任何人工结构。

近海地震勘测使用配备气枪和其他声源组合的专门船只。该设备还包括连接到拖曳在船后的一组线缆(等浮电缆)上的水听器。声源产生地震脉冲,投射到洋底,沿不同岩层之间的边界反射回来。反射脉冲被水听器记录并收集起来用于分析。

最近在超级计算和全波形反演技术方面取得的进展正在改变资源估计。全波形反演是一种利用超级计算机对现有地震数据进行处理的新工艺,可以建立细节丰富的地下岩层模型(Stratas Advisors, 2019年)。同样,由于四维地震技术的进步,加上优越的计算能力,现在可以对油气储层特征获得新认识,从而为潜在的资源开发者提供更大确定性。

## 2.2. 钻探和生产方面的技术变革, 包括新兴技术

海上钻探和生产继续受益于重大技术进步。现在,尖端工艺使得从一个钻井平台钻多口井成为可能,而在实时光纤监测井筒方面取得的进展正在优化储层性能,降低设备故障风险(Beaubouef, 2019年)。同样,预测分析和人工智能工具的使用也在加强数据分析,以检测设备故障,提高作业效率(Husseini, 2018年)。

利用浮式生产、储存、卸载船只,可以在离海岸更远、没有现成管道网络将石油和天然气输送到岸上的海上地点进行钻探。利用这些船只,还可以在以前无法进入的环境恶劣地区,特别是高纬度地区和北极地区进行勘探开发。浮式生产、储存、卸载船只可在船上储存油气,并定期将储存的油气转移到油轮上,以便运至岸上。在遇到气旋和飓风等恶劣天气条件时,浮式生产、储存、卸载船只还可以脱离系泊处。一旦储层耗尽,这种船只可

以重新部署到新的潜在开采地点。目前,由于巴西沿海等区域的深水勘探开发得到大量投资,全球浮式生产、储存、卸载船只市场得到提振(Rystad能源咨询公司, 2019年)。同时,浮式生产、储存、卸载船只的设计也在不断发展,以提高安全性,最大限度地降低复杂度,减少制造和作业成本(Barton, 2018年)。

得益于这些技术进步,人们能够在未探索过的深度和远离海岸的地点进行勘探生产。截至2019年3月,超深水勘探井的纪录是3 400米,位于乌拉圭沿海,而作业生产平台的纪录为2 896米,位于墨西哥湾(Barton等人, 2019年)。

## 2.3. 退役工艺和趋势

尽管各管辖区的退役规章各不相同,但监管者越来越多地要求将所有钻探和生产结构从近海环境中完全移除。1992年《保护东北大西洋海洋环境公约》(《奥斯巴公约》)<sup>6</sup>要求移除不再使用的近海设施,除非获得豁免,可将整个设施或其部分留在原地(奥斯巴公约委员会, 1992年)。同样,1995年《保护地中海海洋环境和沿海区域公约》<sup>7</sup>为地中海区域退役工作提供框架,要求移除所有已被放弃或不再使用的设施。其他区域也根据区域公约采用类似的监管框架,例如中东区域根据保护海洋环境区域组织《关于因勘探和开发大陆架而造成的海洋污染议定书》(保护海洋环境区域组织, 1989年)采用监管框架,或者是在没有区域公约的情况下,根据国际海事组织(海事组织)《在大陆架和专属经济区内消除岸外装置和结构的指导方针和标准》(海事组织, 1989年)采用类似监管框架,其依据是《联合国海洋法公约》第六十条第3款。<sup>8</sup>有关管道的规定各不相同。有一些管辖区要求完全移除,而另一些管辖区则根据对捕捞和航行的危害程度逐一处理(国际石油天然气生产者协会, 2017年)。1972年《防止倾倒废物及其他物质

<sup>6</sup> 联合国,《条约汇编》,第2354卷,第42279号。《公约》缔约方为比利时、丹麦、欧洲联盟、芬兰、法国、德国、冰岛、爱尔兰、卢森堡、荷兰、挪威、葡萄牙、西班牙、瑞典、瑞士和大不列颠及北爱尔兰联合王国。

<sup>7</sup> 联合国,《条约汇编》,第1102卷,第16908号。

<sup>8</sup> 同上,第1833卷,第31363号。

污染海洋的公约》<sup>9</sup>是保护海洋环境免受包括倾倒结构物和废物在内一切污染源影响的主要国际条约。1996年通过了《公约》的一项议定书,禁止在海上(为故意处置目的)遗弃一切人造结构,包括就地推倒石油和天然气平台(海事组织,2020年)。

退役通常涉及封堵已被放弃的油气井,通过冲洗和清理任何残留碳氢化合物来准备移除平台,切断甲板模块之间的管道和线缆,调动井架驳船和起重机等设备,以便拆解上部平台并移到岸上处置。这一过程还包括使用重型起重设备移除导管架或基础结构,这一过程耗时且费用昂贵。一旦运至陆地,结构将被进一步拆解,以便处置或作为废品出售。

近海退役活动主要集中在北海、美国墨西哥湾和亚太部分地区。北海遗留油田不断枯竭,带来大量退役需求,预计2018年至2022年期间将耗资320亿美元(Wood Mackenzie, 2017年)。在墨西哥湾美国专属经济区,退役工作集中在浅水区平台,而钻探和生产工作则转移到深水区 and 超深水区。

近海平台为海洋环境带来坚硬结构,并在此过程中为各种生物提供食物来源和复杂物理生境。研

究表明,与类似深度的天然礁相比,平台周围的生物和鱼类生产力水平更高(Shinn, 1974年; Claisse 等人, 2015年)。由于认识到这些结构的生态价值,文莱达鲁萨兰国和马来西亚等国正在考虑将废旧平台改造为人工礁,而不是将其完全移除并在岸上处置,这一过程被称为“平台变礁”计划(Bull和Love, 2019年)。美国已经在开展从钻井平台到礁石的转化,与沿海各州协商,逐个对废旧平台进行“礁化”处理。截至2018年4月,墨西哥湾已有532个以前安装在美国外大陆架上的平台得到“礁化”处理(安全和环境执法局, 2020年)。

为了评估退役备选方案,美国加利福尼亚州和其他管辖区正在提议使用环境效益净值分析作为就“礁化”和移除备选方案作出决定的工具。环境效益净值分析是一种分析方法,通过纳入非货币环境指标(例如生态系统服务和价值),对拟议行动的替代方案进行比较(Efroymson等人, 2004年)。可以设想,其他管辖区可能会采用环境效益净值分析或类似办法,全面考虑各种退役备选方案对环境 and 生态系统的影响。

### 3. 海上油气勘探、生产和退役的经济、社会和环境方面问题

#### 3.1. 对经济和社会的影响

近海石油和天然气勘探生产是高度资本密集型行业,2018年全球年度投资支出估计为1 550亿美元,预计2021年投资额将超过2 000亿美元(Sandøy, 2018年)。钻采结构的工程、采购、建造和安装是资本支出的主要领域。

近海石油和天然气部门的专业劳动力主要来自全球高技能人才库。美国休斯敦和联合王国阿伯丁等城市已成为全球枢纽,不仅为本区域近海油气行业服务,而且还为世界各地的项目提供专业知识和服务。该行业还与当地社区建立紧密联系,提供非常有价值的商业和就业机会,常与传统活

动发挥协同作用。例如,美国路易斯安纳州的捕虾人在捕捞淡季会出租船只用于近海石油和天然气活动(Priest, 2016年),而一些渔民则通过在生产平台上工作来补充收入。根据美国国家海洋和大气管理局海岸管理办公室提供的数据,2016年,美国近海石油和天然气活动对经济的贡献约为800亿美元,直接雇用约130 000名工人,平均年薪为153 000美元,几乎是全国平均工资的3倍(国家海洋和大气管理局, 2018年)。考虑到直接和间接就业,美国外大陆架石油和天然气活动支撑了268 000多个工作岗位(美国内政部, 2018年)。与此同时,在联合王国,近海石油和天然气活动仍然是熟练工人就业的重要来源,2018年支撑了约

<sup>9</sup> 同上,第1046卷,第15749号。

259 900个工作岗位,其中包括大量间接和衍生工作岗位(英国石油天然气协会,2019年)。其他区域的近海石油和天然气活动也产生了很高的经济产出,并以高于平均水平的工资雇用工人。

许多区域的近海石油和天然气生产正在走向成熟,特别是在北海和墨西哥湾浅水区。随着产量下降以及主要储层耗竭到可恢复水平以下,预计该行业未来十年将在全球范围内花费约1 000亿美元用于退役活动(英国石油天然气协会,2018年)。这一趋势有可能创造大量就业机会,其中一些可以抵销与勘探生产有关的工作岗位减少额。

### 3.2. 对环境的影响

在尽量减少对周围环境的影响方面,近海石油和天然气勘探开发做法有了很大发展,但作业排放、意外排放和对环境的其他影响仍有发生。作业排放包括钻探活动产生的化学品、采出水、钻井泥浆和钻屑,以及少量经过处理的生活废物和污物。噪声、海底干扰和生物多样性丧失是频繁发生的进一步重大影响。此外,管道和相关基础设施的安装也会导致某些排放物进入海洋环境。设施退役也会对环境造成或多或少的严重影响,具体取决于移除方法和随后采取的环境后续措施。

采出水是在生产过程中从地下地层带到地表的油水混合物。水所占百分比最初很小,随着时间推移而增加,而油气所占百分比则会减少(Clark和Veil,2009年)。据估计,全球平均水平为每桶石油对应3桶采出水(Khatib和Verbeek,2002年)。同时,较老的油井每桶石油可能对应超过50桶的采出水。根据法国石油与新能源研究院的一项研究,2020年全球采出水生产量将超过每日3亿桶,与2008年生产量相比增加20%。预计大部分增长来自近海石油和天然气生产活动(法国石油与新能源研究院,2011年)。

处置备选方案包括将采出水注入到生产石油的同一地层,或者将产出水处理到符合一定质量标准,随后将其排放到环境中,或在油气田作业中使用这些经过处理的水。陆上经过处理的采出水大多

注入地下,而在海上环境中则是排入海洋环境。这类排放通常受到地方或国家水质规章的监管,例如美国的《净水法》。美国能源部目前正在投资460万美元,为推进采出水处理技术发展的项目提供资金(能源部,2019年)。虽然获得资金的项目侧重于陆上钻探,但许多进展将与近海石油和天然气生产相关。

与平台或非平台污染源有关的主要污染物排放可能对钻采平台附近空气质量产生影响。平台污染源包括锅炉、天然气发动机和气动泵等平台设备的排放,而非平台污染源则包括铺管作业、支援船、勘测船和直升机的排放。此外,对来自生产平台的无用或过剩天然气进行露天放空燃烧,也会影响空气质量。根据世界银行提供的数据,2018年全球约有1 450亿立方米与石油生产相关的天然气被放空燃烧,相当于中美洲和南美洲每年的天然气消费总量(世界银行,2019年a)。由世界银行牵头的“减少天然气放空燃烧全球公私伙伴关系”等多边倡议旨在大幅减少生产地点的放空燃烧。这一伙伴关系促进相关研究,传播最佳做法,并与国家石油公司、地方政府、国家政府及国际机构合作,消除减少放空燃烧的技术障碍(世界银行,2019年b)。

在溢油预报和应对以及对其影响的认知方面已有重大改进。通过使用经过扩展的模拟套件(例如美国国家海洋和大气管理局通用作业模拟环境)对石油轨迹和最终结局进行更好的可视化展示,溢油预报工作得到了改进(国家海洋和大气管理局,2019年)。同样,欧洲联盟关于溢油综合应对行动和环境影响的GRACE项目正在调查溢油造成的危险影响以及北大西洋等寒冷气候条件下溢油应对技术的环境影响(Jørgensen等人,2019年)。在以下方面也取得了进展:利用卫星和其他工艺监视和监测溢油情况;溢油毒性影响评价方法;关于溢油对珊瑚、海洋哺乳动物和海龟影响的认知,以找到保护、拯救和恢复受溢油影响的海洋野生动植物和生态系统的最佳方式(国家海洋和大气管理局,2020年)。



## 4. 知识和能力建设方面的主要差距

### 4.1. 长期环境监测和减轻影响的重要性

石油和天然气勘探开发对海洋环境的短期影响已得到广泛研究。然而，对长期影响的认知还不够完整。长期监测能够为生态、环境变迁和自然资源管理提供宝贵参考(Lohner和Dixon, 2013年)。长期监测还提供对环境、社会和经济主要指标随时间推移变化情况的有系统衡量，以设计和执行有效的政策和减轻影响措施，同时为衡量随时间推移的趋势变化情况建立天然基线。然后，这一基线可用于评估由于正在进行的钻采活动而产生的变化。虽然在海上环境中建立长期监测方案面临很大困难，但石油和天然气行业及监管者正在鼓励建立此类方案，以评估变化情况，设计有效的减轻影响战略。例如，安装在安哥拉沿海的两个观测系统记录了石油和天然气开发造成的物理、化学和生物环境方面的长期变化(Vardaro等人, 2013年)。同样，对墨西哥湾花园堤岸国家海洋保护区的长期监测是监测作业中石油和天然气生产设施附近珊瑚礁健康状况的各种方案中持续时间最长的方案之一(国家海洋和大气管理局, 2018年)。在全球范围内，上文提到的SERPENT项目利用尖端技术对深海珊瑚生境和其他生态系统进行长期监测。需要开展更多此类方案以监测长期环境影响，确保以对环境负责的方式开发资源。

### 4.2. 能力建设方面的差距，特别是新兴经济体面临的差距

近海石油和天然气勘探开发范围正在扩大，有时会扩展到对管理此类资源经验不足的区域。海上环境中的资源管理工作对石油和天然气资源管理者在控制准入和鼓励开发方面提出了独特挑战。有效管理的核心在于界定一国专属经济区内的近海石油和天然气资源产权。

国家资源管理系统通常旨在明确海上管辖权，解决多种用途之间的冲突，并结合有关环境保护、污

染预防、卫生和安全标准、溢油应对等方面的法律，落实促进发展的监管框架。监管框架通常采用两种办法之一(Dagg等人, 2011年)，第一种是规范性办法，即告诉经营者该做什么；第二种是业绩制或目标制办法，即确定经营者要实现的目标，但允许经营者选择如何实现这些目标。

这两种办法各有利弊。规范性规章的优点是执行和跟踪相对简单，但由于强调狭义的规则和条例，可能会扼杀创新和创造性解决方案。另一方面，业绩制规章可能会造成额外行政负担，需要对规章进行跟踪，验证目标是否已经实现。这两种办法通常结合在一起，形成一种混合监管制度。

一个管辖区在建立新的近海石油和天然气监管框架时，可以重新调整其现有的陆上矿产开发监管框架，同时也可以采用在管理近海石油和天然气资源方面具有较成熟监管做法和丰富经验的管辖区的框架内容。世界银行等多边机构协助开展的能力建设，以及各管辖区之间的信息交流，可为这项工作提供帮助。

可定期审查监管框架，评估经济影响和其他意外后果。可以通过监管影响分析框架来实现这一点，该框架在许多管辖区用于常规评估，并得到经济合作与发展组织(经合组织)等国际实体的支持(经合组织, 2019年)。此外，如果希望公众或监管机构切实、高效地执行政策，就必须将良好监管做法纳入行政管理本身。这类做法需要有能力判断监管的时机、内容和程度，以便能够对不断变化的条件作出应对，并确保透明度、灵活性和政策协调。

建立适当、有效管理近海能源资源能力，需要作出有力承诺，进行长期机构投资。不过，回报将会与付出相称，可以确保以负责任的方式开发资源，公平分配经济惠益。



## 5. 近海油气行业在促进海洋可再生能源行业方面的作用

近海石油和天然气部门通过技术创新和在世界上最困难环境中运作数十年的经验,建立了尖端工业能力。包括波浪、潮汐、洋流和近海风力发电在内的新兴海洋可再生能源行业现在正受益于由此获得的知识。具体而言,近海风力发电是最发达的海洋可再生能源形式,利用了石油和天然气部门得到完善的技术和技能。风力涡轮机基础和塔架的设计需要承受波浪、风、冲刷和其他作用力,这些内容在设计石油和天然气平台时首先进行了分析。同样,从解决盐水和海洋飞沫对石油平台的腐蚀影响中获得的经验已经运用于对陆上风力涡轮机进行海用转换和适当改装,以便安装到近海(Breeze, 2016年)。水下石油和天然气结构的生物污损解决方案已得到广泛研究,并在最近应用于海洋可再生能源结构。在洋底安装海洋可再生能源传输电缆也借鉴了最初为铺设服务于近海石油和天然气平台的水下管道而开发的技术和专业知识。

目前,服务于近海石油和天然气行业的大型制造基础设施正在为近海风电行业提供支持。美国第一个近海风电项目位于布洛克岛沿岸海域,其导管架式基础由路易斯安那州一家在为墨西哥湾近海石油和天然气行业建造结构方面拥有专业知识的公司制造和提供。同样,在北海,来自石油和天然气部门的广泛专业知识用于为Hywind苏格兰项目设计和制造浮式近海风力涡轮机,在该项目中无法安装传统的底部固定式涡轮机。

石油和天然气部门在海运物流方面的经验正在塑造海洋可再生能源行业。在美国,工程师们设计了

一种多用途船舶,既可以安装风力涡轮机,也可以用于石油和天然气平台退役(McGowan, 2018年)。这类举措能够为海洋可再生能源开发节省大量成本。借助现有资产促进开发海洋新能源方面的其他例子包括利用港口基础设施和服务船只。

海洋可再生能源行业正在考虑利用已被放弃的近海石油和天然气平台安装风力涡轮机,尽管对结构完整性的担忧可能会阻碍此类转换计划。一个可能更为可行的选择是对已被放弃的平台进行重新配置,将海洋可再生能源发电转化为氢气或合成气,然后可将这些氢气或合成气用于风力或波力较低的时期,增强海洋可再生能源项目的市场潜力。2015年,荷兰能源三角洲研究院开展了一个模拟试验项目来测试这一构想(Jepma和van Schot, 2016年)。平台再利用还有一个额外好处,那就是可以推迟昂贵的退役成本,同时延续使用期限,带来积极经济回报。另一项建议设想把海上风力涡轮机生产的电力供应给石油和天然气平台,用于平台上作业,目前平台作业所需电力通常由位于平台上的燃气轮机供应。在北海采用这一办法开展了案例研究,并得出结论认为这种办法可以节省大量成本,并减少主要污染物和温室气体排放量(Korpçs等人, 2012年)。随后,2019年,88兆瓦浮式海上风电项目Hywind Tampen获批,为北海石油和天然气平台提供电力(《石油和天然气杂志》, 2020年)。建立这种协同增效作用并利用石油和天然气部门的经验、专业知识和基础设施,使蓬勃发展的海洋可再生能源部门能够降低成本,节省时间和资源。

## 6. 结论

近海石油和天然气是全球油气生产的重要贡献者。全球油气需求不断增加,加上海上勘探生产方面的技术进步,促使该行业在更深水域和更具挑战性的环境中发现新储备,这些储备往往位于以前没有资源开发的区域,或者是在特别容易受环境事

故影响的半闭海域。因此,全球近海油气产量继续增加,为沿海社区创造了经济机会,为各国政府提供了急需的租赁和特许权使用费收入。必须以对环境负责的方式管理新的和现有的海上项目,必须按照国家规章和区域海洋环境公约对陈旧设施

进行退役。自《第一次评估》以来观察到的一些主要趋势包括: 在收集和分析勘探生产数据以提高作业效率方面取得技术进步; 更多地利用浮式生产、储存、卸载系统等灵活平台来扩大未勘探区域

的生产; 业界和监管者通过部署强化安全措施和利用科学为资源开发提供信息, 加倍努力尽量减少对环境的影响。

## 参考资料

- Barton, Christopher M. (2018). FPSO market inches forward. *Offshore*, 1 August 2018. [www.offshore-mag.com/field-development/article/16762275/fps0-market-inches-forward](http://www.offshore-mag.com/field-development/article/16762275/fps0-market-inches-forward).
- Barton, C., and others (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](http://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>.
- Bureau of Ocean Energy Management (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](http://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)
- Bureau of Safety and Environmental Enforcement (2020). Rigs to Reefs. [www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs](http://www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs)
- Claisse, Jeremy T., and others (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 United States.
- 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](http://www.forbes.com/sites/judeclemente/2018/04/10/the-quiet-rise-in-u-s-offshore-oil-production).
- Dagg, Jennifer, and others (2011). Comparing the offshore drilling regulatory regimes of the Canadian Arctic, the US, the UK, Greenland and Norway. *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](http://www.naturalgasintel.com/articles/114290-offshore-natural-gas-discoveries-production-overtaking-oil?v=preview).
- Department of Energy (2019). Department of Energy Invests \$4.6M in Produced Water Treatment. Energy Gov. 2019. [www.energy.gov/fe/articles/department-energy-invests-46m-produced-water-treatment](http://www.energy.gov/fe/articles/department-energy-invests-46m-produced-water-treatment).
- Efroymson, Rebecca A., and others (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](http://www.offshore-technology.com/features/big-data-in-oil-and-gas-tech).
- IFP 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](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/050/42050183.pdf?r=1)

- International Association of Oil & Gas Producers (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](http://www.iogp.org/bookstore/product/overview-of-international-offshore-decommissioning-regulations-volume-1-facilities).
- International Energy Agency (2019). Gas 2019: Analysis and forecasts to 2024. 2019. [www.iea.org/reports/market-report-series-gas-2019](http://www.iea.org/reports/market-report-series-gas-2019).
- International Maritime Organization (IMO) (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](http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/London-Convention-Protocol.aspx).
- International Renewable Energy Agency (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](http://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2016/IRENA_Offshore_Wind_Floating_Foundations_2016.pdf).
- Jepma, Catrinus, and Miralda van Schot (2016). Connect North Sea 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., and others (2019). The EU Horizon 2020 project GRACE: integrated oil spill response actions and environmental effects. *Environmental Sciences Europe*, 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, and others (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](http://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>.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (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](http://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>.

- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2019). *Regulatory Impact Analysis*. [www.oecd.org/regreform/regulatory-policy/ria.htm](http://www.oecd.org/regreform/regulatory-policy/ria.htm).
- Organization of the Petroleum Exporting Countries (OPEC) (2019). *World Oil Outlook 2040*.
- OSPAR Commission (1992). On the prevention and elimination of pollution from offshore sources. Annex III. [www.ospar.org/site/assets/files/1169/pages\\_from\\_ospar\\_convention\\_a3.pdf](http://www.ospar.org/site/assets/files/1169/pages_from_ospar_convention_a3.pdf).
- 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>.
- Regional Organization for the Protection of the Marine Environment (ROPME) (1989). *Protocol Concerning Marine Pollution Resulting from Exploration and Exploitation of the Continental Shelf (1989)*. [http://ropme.org/42\\_ROPME\\_PROTOCOLS\\_EN.clx](http://ropme.org/42_ROPME_PROTOCOLS_EN.clx).
- Rystad Energy (2019). FPSO market is booming with Brazil fueling demand. [www.rystadenergy.com/news-events/news/press-releases/FPSO-market-is-booming-with-Brazil-fueling-demand](http://www.rystadenergy.com/news-events/news/press-releases/FPSO-market-is-booming-with-Brazil-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](http://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/](http://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](http://www.hartenergy.com/exclusives/advances-seismic-imaging-technology-177370).
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United States Department of the Interior (2018). FY 2018 Economic Contributions, DOI Contributions by Bureau, Bureau of Ocean Energy Management. <https://doi.sciencebase.gov/doidv/doi-bureau.html?bureau=Bureau%20of%20Ocean%20Energy%20Management>
- Vardaro, Michael F., and others (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](http://www.woodmac.com/reports/upstream-oil-and-gas-us32-billion-of-decommissioning-worldwide-over-the-next-five-years-is-the-industry-ready-9599).
- World Bank (2019a). Global Gas Flaring Reduction Partnership (GGFR). 2019. [www.worldbank.org/en/topic/gas-flaring-reduction](http://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](http://www.worldbank.org/en/news/press-release/2019/06/12/increased-shale-oil-production-and-political-conflict-contribute-to-increase-in-global-gas-flaring).

# 第 20 章

# 输入海洋环境的 人为噪声的趋势

撰稿人: Ana Širović (召集人)、Karen Evans (牵头成员)、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、John A. Hildebrand、Sergio M. Jesus和James H. Miller。





## 主旨要点

- 海洋中的主要人为噪声源包括船舶、工业活动(包括地震勘探和可再生能源开发)和声纳。
- 人为噪声级因空间和时间而异, 主要驱动因素是区域内的人类活动水平和传播特征。一旦声源从环境中移除, 噪声便不再延续, 尽管影响可能持续存在。
- 人为噪声级最高的区域是用于开展大量工业活动的区域, 如墨西哥湾、北海和北大西洋。
- 预计人为噪声将增加的区域包括北极(因为该区域开始通航)和非洲(因为该区域内投资扩大)。
- 人们日益了解人为噪声对海洋生物多样性的影响, 同时也越来越认识到, 有必要监测并在可能的情况下减少进入海洋环境的噪声。

## 1. 引言

过去几十年, 人们日益认识到声音对海洋生物的重要性, 并更加了解人为噪声对此类生物的潜在影响。过去10年, 一些区域加大力度制定准则和标准, 用于监测和监管向海洋环境中输入人为噪声的行为。虽然《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年)没有将人为噪声作为独立章节加以探讨, 但人为噪声是联合国海洋和海洋法问题不限成员名额非正式协商进程一次会议的重点议题。<sup>1</sup> 由于人们日益认识到人为噪声的影响, 本《评估》理应专门考虑这一问题。因此, 本章作出了广泛概述, 其中说明了海洋环境中主要的人为噪声源, 以及目前对此类人为噪声状况的认知情况。此外, 由于主要的人为噪声源包括航运、能源生产以及油气勘探和开采, 《第一次评估》中涉及这些活动的章节也与本章相关。

美国海军是海洋环境噪声数据的早期来源, 其从1950年代起所作的记录可以使人们深入了解频率低于数百赫兹(Hz)的环境声(Ross, 2005年)。除个人或小组所作的努力外, 过去10年, 人们还开始在区域尺度上通过海洋观测系统收集声学数据, 最早的系统是加拿大的“海王星”系统(现为加拿大海洋观测网络的一部分)和澳大利亚的综合海洋观测系统。这两个观测系统分别在2008年和2009年开始部署水听器, 收集声学记录。之后, 由于制定了测量标准和准则, 使用替代数据源开

展影响评估和进行环境声建模的工作也取得进展; 这些替代数据源包括自动化信息系统和脉冲噪声登记系统的数据, 可代替主要人为噪声源(例如, Sertlek等人, 2019年; 美国国家海洋和大气管理局(2020年)“CetSound”项目(鲸目动物和声音测绘项目))。

与此同时, 在环境噪声测量和声音传播建模以及了解噪声对动物种群的影响方面仍然存在挑战。测量方面的挑战包括收集校准数据, 以及测量和报告标准化程度不足。美国国家标准学会/美国声学学会和国际标准化组织(标准化组织)发布了测量船舶水下噪声的标准, 但由于这些标准的实施需要传感器阵列, 其应用受到限制。部署和回收水下装置的费用相对较高, 安装电缆系统的费用甚至更高, 这进一步阻碍了数据收集。从建模角度看, 挑战包括缺乏精确模型所需的精细可靠的环境条件数据, 以及用于验证模型的实测数据的空间和时间分辨率较低。最后, 在影响方面, 目前正在开展工作, 更好地了解许多物种、特别是须鲸的听觉敏感性, 多种噪声源的累积影响, 以及种群层面的影响; 但实际困难依然存在。

<sup>1</sup> 见A/73/68号文件。

## 2. 环境状况说明

声音是海洋环境中一种高效的通信手段,因为声波在水中的传播性能很好,传播速度约为空气中的5倍。但随着声音远离声源,声功率会减弱。不同频率的吸收和传播损耗存在差异,这意味着较低的声音频率比较高的频率传播得更远。此外,环境属性影响声音传播,海底和水体属性影响声速,海底地形影响声音传播方向。深水中的特殊环境条件可使声音在深水通道中高效传播,或在固定距离处会聚(Jensen等人,2011年)。独特的传播条件,如波导效应或劳氏镜面效应,可使声音在接近海面处增强(Jensen等人,2011年),而水深屏障可在邻近地点之间产生巨大的声强差异(McDonald等人,2008年)。

海洋中的声级以分贝(dB)为单位表示,由实测声压级(单位为帕斯卡)比照1微帕斯卡的参考值计算得出(dB re 1  $\mu$ Pa)。声压级通常以瞬时峰值或峰到峰值测量;对于持续时间较长的信号,也可通过计算声压均方根测量。由于测量方面存在这些差异,声压级最高可相差4.5分贝。应当注意的是,由于在计算空气中的声级时使用的参考值是20微帕斯卡,因此不能直接比较海洋和空气中的声级。与空气相比,水中较高的声阻抗进一步增加了这两种环境之间的测量差异。因此,要比较空气中的声级与水下的声级,就必须进行61.5分贝的校正。在表示噪声级时,为计算功率谱密度,需根据信号带宽进行进一步的归一化,因此功率谱密度通常以dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz为单位表示。在无噪声的情况下,海洋背景环境声级在不同频率上并不一致;但在低于100赫的频率上,其数值范围在60至70 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz之间,在高于10千赫兹(千赫)的频率上,则降至40 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz以下(Wenz, 1962年)。粒子运动是声波的另一个组成部分,更难测量,但在评估声音对鱼类的影响时是重要考虑因素(Popper和Hawkins, 2019年)。

海洋声景的主要来源包括地球物理来源(如风、浪、冰、火山和地震)、生物来源(如海洋哺乳动物、鱼类和无脊椎动物)和人为来源。海洋环境中的人为噪声有多个来源;主要来源包括船舶(如商船、

渔船以及休闲船舶和游轮)、工业活动(如包括地震勘探活动在内的近海能源生产、沿海开发和采矿作业)和声纳(如用于捕捞以及军事和科学用途的声纳)。在一些情况下(如地震勘探和声纳),声音的产生对于有关活动而言是有目的且至关重要的;而在另一些情况下(如航运和沿海开发),声音则是附带产生。人为噪声级因空间和时间而异,两个主要驱动因素是区域内的人类活动水平和声音传播特征。

下文表格概述了产生海洋环境声的主要人为来源、每个来源的声级和主要频率范围。本章按照对海洋噪声的其他审查所采用的方法,对地震勘测活动与其他工业活动作出区分,因为前者是主要的大尺度、低频率噪声源,其影响与其他工业噪声源有本质差异。此外,本章还审查了噪声对海洋生物的影响。本章考虑的可能的影响包括对生理和行为的影响,以及过去曾报告过的对死亡率的影响。但这些关于噪声对个体影响的研究有一项重要的延伸,即了解声音干扰在种群层面造成的影响,包括累积效应(国家研究院,2017年)。

### 2.1. 海上运输产生海洋噪声

海洋船舶发出的声音主要来自螺旋桨产生的空化和湍流,但机器也是产生声能的重要组成部分,其形成的声能通过船体传播和辐射(Ross, 1976年)。船舶在水中前进时产生的流噪声在较小程度上增加了船舶产生的环境噪声。各个组成部分产生的噪声级取决于一系列物理变量,包括船舶的尺寸、吨位、吃水、装载量和速度,以及风况和海况(因为这些状况会干扰船舶在水中的运动)。

海上运输包括商业航运、游轮、军用船舶、渡轮、渔船和以休闲为目的的沿海划船活动。商业航运包括集装箱船、油轮、干散货船、杂货船和客轮。不同船级有不同的噪声特征,这些特征也取决于船舶速度和长度(Ross, 1976年; McKenna等人, 2013年)。例如,一艘以每秒12米的常见速度航行的现代商用集装箱船在1米处的声级为195 dB re 1  $\mu$ Pa,

大部分声能低于100赫(Gassmann等人, 2017年)。较小的船舶(例如, 长度在20米以下的船舶, 如客船和渔船、休闲快艇、摩托艇等)的辐射声级较低(在1米处为128–142 dB re 1  $\mu$ Pa; Erbe, 2013年), 其功率谱包含1千赫以上的声能(Erbe, 2013年), 因此传播距离比商业航运要短。

商业航运的噪声往往是频率低于200赫的海洋噪声的主要人为来源(Wenz, 1962年; Frisk, 2012年; Roul等人, 2019年)。过去30年, 经济全球化使得世界各地商业航运量急剧增加。全球海运贸易量稳步增长(1985年和2009年除外), 2017年达到107亿吨(联合国贸易和发展会议(贸发会议), 2018年)。预计2018–2023年期间的年均增长率为3.8%, 但冠状病毒病(COVID-19)大流行可能对此造成影响。除贸易量稳步增长外, 船舶的海上航行时间也在增加, 2017年记录的增长率为5% (贸发会议, 2018年)。总吨位也随贸易量增加而上升。商业航运的总体增长与海洋声压级的增加高度相关, 在20世纪的最后几十年中, 10–50赫频段内的海洋声压级每10年增加约3 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz (McDonald等人, 2006年)。自21世纪初以来, 这一增长似乎已稳定下来(Frisk, 2012年, 以及其中的参考资料)。

各艘船舶的特征无法在数据中加以区分, 而是表现为频率低于100赫的声能增加(Wenz, 1962年), 这形成了环境噪声中的“长途航运”部分; 在地点和时间一定的情况下, 这部分噪声在很大程度上取决于当时的船舶分布情况。航运活动在各个纬度分布不均, 北半球繁忙航道沿线密度较高。因此, 在以航运为主的频率(10–100赫)上, 较强的环境声(80–90 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>2</sup>/Hz或以上)通常出现在北大西洋和北太平洋(Ross, 2005年; McDonald等人, 2006年; Širović等人, 2013年; 2016年)。在航运量远低于上述区域的北极, 低频环境噪声主要由环境因素、如海面冰层和风况驱动(Roth等人, 2012年)。在繁忙港口和海滩附近的沿海水域内, 中小型渔船、休闲船舶和小型渡轮也可能是重要的人为噪声源(Samuel等人, 2005年; Merchant等人, 2012年)。

尚未发现长途航运产生的环境噪声级与海洋哺乳动物受到的致命性、组织损害性或其他直接身体伤害之间存在关联(但关于航运对海洋哺乳动物造成的其他威胁, 见第6D章)。航运和小型船舶的噪声与个体生存、生理和行为受到的广泛影响有关, 对一些海洋类群的种群和群落生存具有潜在影响。就海洋哺乳动物而言, 这些影响包括北大西洋露脊鲸的压力水平上升(Rolland等人, 2012年)、座头鲸的觅食行为及其在繁殖季节的叫声改变(Blair等人, 2016年; Tsujii等人, 2018年)、港湾鼠海豚行为改变(Dyndo等人, 2015年), 以及呼叫行为改变和沟通范围被遮蔽或缩小(Parks等人, 2010年; Putland等人, 2018年)。就其他类群而言, 这些影响包括一些鱼类物种的压力水平上升(例如, 见Nichols等人, 2015年; Simpson等人, 2016年a)(可能导致某些物种面临的捕食风险增加(Simpson等人, 2016年a)、鱼类和珊瑚幼虫选择合适生境的能力降低(Simpson等人, 2008年; 2016年b), 以及沟通范围被遮蔽和缩小(Putland等人, 2018年; Weilgart, 2018年, 以及其中参考资料)。

## 2.2. 地震勘探产生海洋噪声

利用声音进行海底以下地质结构成像是近海油气产业主要采用的海洋地球物理技术。地震反射剖面测量可提供关于海底以下数千米处潜在油气矿藏的信息。为产生穿透坚固土层所需的高强度声音, 勘测船后面会拖曳大型空气炮阵列。每支空气炮在高压下释放一定体积的空气, 产生高强度声压波。地震行业使用的空气炮阵列通常包括25至50支单个空气炮(Dragoet, 2000年)。空气炮阵列的声压信号集中在垂直方向, 大多数阵列在垂直方向上产生的信号强12–15分贝。这些阵列的峰值声源级无法以1米处的标准参考值计算, 但按简化方式估算, 如将其视为单个声源, 则1米处的声级可达260 dB<sub>peak</sub> re 1  $\mu$ Pa (Turner等人, 2006年)。地震作业的持续时间或许有限(数周至数月), 但由于低频信号可在大范围内传播, 此类活动可能影响整个洋盆, 具体情况取决于水深。



地震勘测也可用于研究目的,包括在南大洋等不受商业勘测影响的区域开展研究。人们还在沿海区域开展高分辨率地球物理勘测,以建设关键基础设施,如桥梁、港口和较新出现的近海风电场。这些勘测使用火花器、单声爆炸器等声源;与空气炮相比,这些声源强度更低(1米处为210–230 dB re 1  $\mu$ Pa),工作频段更高(0.5–2.5千赫;Gontz等人,2006年)。虽然这些勘测往往在时间和空间上都较为有限,但其影响可能波及敏感的近岸物种和生态系统。

除南极洲外,所有大陆的海域都有活跃的地震勘探活动。墨西哥湾是世界上此类活动数量最多的区域之一,深水勘探是该区域低频环境噪声的主要来源(Wiggins等人,2016年)。北大西洋(Nieukirk等人,2004年)、南大西洋(Miksis-Olds和Nichols,2016年;Haver等人,2017年)和北海(Hildebrand,2009年)也有大量活动。由于原油价格上涨,地震勘测活动在2000年代末和2010年代初有所增加,南大西洋、地中海等区域尤其如此(Maglio等人,2016年)。全球活跃地震船的平均数量从2004年的40艘(Hildebrand,2009年)增至2014年的75艘(根据地震船员记录),其中墨西哥湾、欧洲、亚太和非洲记录的活动数量最多。但在2015年和2016年原油价格下跌后,截至2018年中,活跃船舶的数量已减至58艘(GeoTomo公司,2018年)。

研究者记录了地震勘探中产生的声音对浮游动物、海洋哺乳动物等一些海洋生物类群的影响。McCauley等人(2017年)报告称,紧随地震作业之后,浮游动物大幅减少,同时死亡浮游动物增加,其中包含多个物种。对扇贝幼体进行的对照实验显示,幼贝如暴露在地震空气炮脉冲下,就会表现出严重的发育延迟和发育畸形(Aguilar de Soto等人,2013年),而成年扇贝则被发现产生反射障碍(Day等人,2016年)。地震作业还可能与大王乌贼搁浅有关(Guerra等人,2004年)。研究者观察到鱼类由于地震作业而表现出行为和生理变化(Weilgart,2018年,以及其中参考资料),并报告渔获率发生改变(Løkkeborg,1991年;Løkkeborg等人,2012年)。研究者观察到地震作业对须鲸沟通

产生负面影响(Di Iorio和Clark,2009年;Cerchio等人,2014年)。虽然研究者观察到地震勘探对海洋生物的一些影响,但对照暴露实验报告称,南澳岩龙虾胚胎和珍宝蟹幼体的发育和存活没有受到可观察到的影响(Pearson等人,1994年;Day等人,2016年),桡足亚纲的飞马哲水蚤所受影响也有限(Fields等人,2019年)。

## 2.3. 工业活动产生海洋噪声

美利坚合众国国家研究理事会于2003年完成了对工业活动所致水下噪声的全面审查。下文概述了该报告的主要审查结果以及自2003年以来在海洋工业噪声领域发表的研究。为本章的目的,将油气产业非地震勘测活动的影响与产生海洋噪声的其他工业活动分开探讨。

### 2.3.1. 来自油气产业的工业噪声

除了以勘探油气为目的的地震勘测外,油气产业在钻探和生产阶段也会产生噪声。油气产业活动存在于全球各地,分布在北纬72度至南纬45度之间。世界上除南极洲外的所有大陆岸线均存在与地震勘测和油气生产相关的活动(国家研究理事会,2003年)。与油气生产和相关活动(如安装管道、平台上的能源生产、管道流动和辅助船活动)有关的噪声级通常远低于与地震勘测有关的噪声级(Richardson等人,1995年)。这种生产噪声的影响可能局限在设施附近的区域,但会在设施的使用寿命期间持续存在,可延续多年(同上)。根据沿阿拉斯加北坡和加拿大毗邻海岸收集的数据,开展活跃钻探活动的船舶辐射声级较高,由10赫–10千赫频段上的声压均方根计算的1米处最大宽带声源压级约为190 dB<sub>rms</sub> re 1  $\mu$ Pa (Richardson等人,1995年)。

### 2.3.2. 其他工业和建设活动产生的海洋噪声

此类活动的范围极为广泛。沉桩作业和风力涡轮发电机往往位于较深水域,而海岸附近的疏浚活动、沿海开发和相关建设、造船厂以及日常港口功能则会在浅海产生噪声。由于费用高昂,深海



海底采矿的范围在很大程度上仍然有限(Miller等人, 2018年; Thompson等人, 2018年), 但今后可能扩大。各种工业活动对海洋环境的复合影响, 如陆基、岸线或近岸声源的组合, 仍不清楚。但这些范围广泛的工业活动可产生各种声源级和声学模式, 下文对此作出详细说明。

沉桩作业通常使用大锤, 以大约每秒1次的频率进行数千次撞击, 将稳定海面以上结构物的结构打入海底。沉桩噪声的声源级很高, 1米处的峰值声源级从226到248 dB<sub>peak</sub> re 1 μPa不等(Bailey等人, 2014年; Miller等人, 2017年)。一些技术可降低沉桩产生的噪声传播声级, 其中包括使用自由上升气泡屏(Würsig等人, 2000年)、固定气泡屏(Rustemeier等人, 2011年)和亥姆霍兹谐振器屏(Lee等人, 2012年)。部署这些技术后, 与活动发生地相距较远处的接收声级最多可降低20分贝, 尽管平均降幅约为5分贝(Buehler等人, 2015年)。

运行中的近海风电场在1米处产生的噪声级约为150 dB re 1 μPa (Nedwell和Howell, 2004年; Hildebrand, 2009年)。这可能意味着附近地点(约1千米范围内)的总体环境声级会增加5–25分贝(Norro等人, 2011年)。与油气设施一样, 与风电场建设相关的噪声主要来自沉桩活动, 持续时间有限, 但可能影响大片海域。一旦风电场投入运行, 运行产生的噪声将对较小区域造成影响, 但将在整个发电过程中持续存在。

近年来, 随着亚速尔群岛周围的大西洋中脊区域出现勘探活动, 人们重新开始关注通过商业化作业, 从包括世界各地热液喷口点在内的深海开采有经济价值的金属(另见第18章)。这些活动在深海产生的声级尚不清楚。

疏浚产生的人为噪声包括来自船载机器人和机械运动的声音, 例如来自抽吸和运土装置以及可能使用的爆炸物的声音。疏浚过程中记录的1米处的噪声级从约163到190 dB re 1 μPa不等, 具体数值取决于疏浚作业的类型(Greene, 1985年; Nedwell等人, 2008年; Robinson等人, 2011年; Reine等人, 2012年; McQueen等人, 2020年)。

这些多种多样的工业活动可能对海洋生物产生不同影响。研究者观察到沉桩等活动产生的脉冲噪声会干扰港湾鼠海豚对生境的利用(Carstensen等人, 2006年), 并可能造成靠近噪声源的海洋哺乳动物和鱼类听力受损(Madsen等人, 2006年; Casper等人, 2013年)。研究者观察到沉桩产生的噪声会提高一些鱼类和贻贝物种的代谢率(Spiga等人, 2016年; Bruintjes等人, 2017年), 改变鱼类的游动和结群行为(Mueller-Blenkle等人, 2010年; Herbert-Read等人, 2017年), 并引起鲑鱼的反应(Jones等人, 2020年)。研究者还观察到模拟沉桩实验产生的海底振动对底栖贻贝的生长和身体状况产生负面影响(Roberts等人, 2015年)。虽然鱼类和海洋哺乳动物可以探测到在数千米外运行的风电场的声音, 但尚不清楚此类声音是否会对这些动物的生物机能造成任何干扰, 尽管此类声音已被证实会干扰蟹类附着(Pine等人, 2012年)。

### 2.3.3. 来自声纳的海洋噪声

不同类型的声纳用于绘制海底图以及探测和定位水柱中的各种物体(如浮游生物、鱼类或潜艇)。声纳的使用者包括军方、商业界、船舶租赁业和休闲渔业, 以及科学研究界等。其中每个群体的使用类型各不相同。

声纳在军事上的应用主要集中在反潜战, 涉及两种声纳: 低频主动声纳和中频主动声纳。低频主动声纳的工作频段为100–500赫, 1米处的总声源级为230–240 dB re 1 μPa, 可进行远距离(数百千米)探测。中频主动声纳的工作频率为2–8千赫, 1米处的声源级为235 dB re 1 μPa (Hildebrand, 2009年), 工作距离可达几十千米。美国海军拥有四艘专门使用低频主动声纳的舰艇, 世界各国海军约有300台现役中频主动声纳(Hildebrand, 2009年)。

在非军事用途中, 船舶上最常装载的声纳包括在单频段或多频段工作的“鱼探仪”和其他回声测深仪(称为多波束声纳和侧扫声纳)。非军用声纳的声源级通常低于军用声纳; 大多数情况下, 非军用声纳将波束向下发射到航迹以下, 或向航迹垂直方向发射波束(多波束声纳属于后一种情况)。鱼探仪的工作频率一般在15至200千赫之间。研究界通常使

用的多波束测绘声纳的工作频率从12千赫(深水系统)到400千赫(浅水系统)不等, 定向波束较窄(约为1度), 1米处的声源级在232至245 dB re 1  $\mu$ Pa之间(Hildebrand, 2009年)。

## 人为噪声的主要来源

工业部门	声源	声音类型	声源级 (1米处, dB re 1 $\mu$ Pa)	主能量频率 (千赫)
<b>商业航运</b>				
中型船舶(50–100米)	螺旋桨/空化	连续	165–180 <sup>a</sup>	< 1
大型船舶(如超级油轮和集装箱船)	螺旋桨/空化	连续	180–219 <sup>a</sup>	< 0.2
<b>资源勘探和开发</b>				
油气	地震空气炮	脉冲	220–262 <sup>c</sup>	0.05–0.1
	钻探	连续	124–190 <sup>a</sup>	0.1–1
可再生能源	冲击沉桩	脉冲	220–257 <sup>c</sup>	0.1–2
	运行中的风电场	连续	144 <sup>a</sup>	< 0.5
海军	低频声纳	脉冲	240 <sup>b</sup>	0.1–0.5
	中频声纳	脉冲	223–235 <sup>b</sup>	2.8–8.2
	爆炸(如船舶抗冲击试验和演习)	脉冲	272–287 <sup>a</sup>	0.006–0.02
捕捞	螺旋桨/空化	连续	160–198 <sup>a</sup>	< 1–10
	驱赶/干扰装置	脉冲	132–200 <sup>b</sup>	5–30
	声纳(回声测深仪)	脉冲	185–210 <sup>b</sup>	20–260
疏浚	螺旋桨/空化、切割、泵送、抓取和挖掘	主要为连续	163–188 <sup>a</sup>	0.1–0.5
海洋科学研究(如研究船)	螺旋桨/空化	连续	165–180 <sup>a</sup>	< 1
休闲活动(如休闲船舶和快艇)	螺旋桨/空化	连续	160–175 <sup>a</sup>	1–10
<b>旅游(如观赏鲸豚和游轮)</b>				
船舶(50米以下–100米以上)	螺旋桨/空化	连续	160–190 <sup>a</sup>	< 0.2–10
港口建设	冲击沉桩(如打入板桩)	脉冲	200 <sup>b</sup>	0.1–0.5

资料来源: 联合国A/73/68号文件, 附件。

<sup>a</sup> 均方根声压级。

<sup>b</sup> 峰值声压级。

<sup>c</sup> 峰到峰声压级。

由于担心低频主动声纳对潜水者和海洋哺乳动物的影响,一些国家已限制使用此类声纳(Miller等人,2000年),尽管有报告称,低频主动声纳不影响鲱鱼的行为(Doksæter等人,2012年)。中频主动声纳的使用与多个鲸目物种搁浅有关(Balcomb和Claridge,2001年)。喙鲸似乎对此类声纳尤其敏感,这种声纳与几个喙鲸物种的生理损伤(Fernández等人,2005年)和行为变化(Tyack等人,2011年;DeRuiter等人,2013年;Moretti等人,2014年)

有关。但总体而言,不同种群的反应不同;一些迹象表明,经常暴露在中频主动声纳下的喙鲸可能会适应这种声音(Bernaldo de Quirós等人,2019年)。研究者观察到中频主动声纳的存在会改变须鲸(Goldbogen等人,2013年)和多个齿鲸物种(Sivle等人,2012年)的行为。喙鲸似乎对其他形式的声纳也很敏感,研究者记录了在为科学目的部署回声测深仪的情况下观察到的喙鲸行为变化(Cholewiak等人,2017年)。

### 3. 经济和社会影响以及其他经济或社会变化说明

2018年,在联合国海洋和海洋法问题不限成员名额非正式协商进程关于人为水下噪声的讨论中,与会者强调了应对此类噪声所致社会经济影响的重要性。例如,研究显示,空气炮地震勘测的存在导致鳕科和平鲷科鱼类的渔获量减少(Hirst和Rodhouse,2000年)。这可能会使有关渔业在地震勘测期间遭受短期经济损失。噪声对具有特殊社会、经济和文化意义的物种造成冲击,可能对沿海社区产生社会经济影响,在具有重要商业或娱乐价值的海洋物种数量因此类冲击而改变的情况下尤其如此。海洋哺乳动物是旅游活动的重点关注对象,它们迁离原有生境后,预计也可能导致社会和经济效益下降。此外,海洋动物迁离生境还可能影响依赖手工捕捞和自给性狩猎的土著社区的传统和文化习俗。过去人们并未充分研究人为噪声与其对社会和经济因素的影响之间相互作用的这

一领域,但随着海洋中的人为噪声问题引发更多关注,人们可能会更加注重噪声增加对人类造成的影响。

虽然人为水下噪声与实现可持续发展目标14(保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展)之间的联系可能最为明显,但该问题还与其他一些目标相关联。<sup>2</sup>确保人人获得负担得起的、可靠和可持续的现代能源(目标7)可能导致海洋中的人为噪声级在近海风电场建设期间出现局部短期上升,但也可能降低开发化石燃料的需求,从而使人为噪声总体减少。如果关于可持续城市和社区的目标11以及关于负责任消费和生产的目标12得以实现,并为全球航运带来改变,则这两项目标的成功落实可能最终会对海洋中的人为噪声总量产生影响。

## 4. 具体区域的主要变化和影响

### 4.1. 北冰洋

气候变化导致海冰减少,使得北极航道开放,通过北极海盆的船舶航行量因此开始增加(Eguíluz等人,2016年)。虽然北极航道仍然是较少使用的路线,但随着海冰继续消退,北极今后可能成为更加常用的航运和旅游路线(Smith和Stephenson,2013年)。航运的变化,特别是声景的相关变化(声景变得更受人为因素驱动),对北极当地

社区和海洋动物的影响在很大程度上仍不清楚(Ho,2010年)。楚科奇海的石油勘探始于2000年代中期,但在发现该区域储量不足,不值得追加投资后,勘探和开发活动便宣告终止(壳牌公司,2015年)。加拿大北极地区目前不允许开展近海油气开发活动,这项禁令将于2021年接受审查(Nunatsiaq新闻,2016年)。

<sup>2</sup> 见大会第70/1号决议。

## 4.2. 北大西洋、波罗的海、黑海、地中海和北海

北大西洋全年都是繁忙航运路线(Vettor和Soares, 2015年)。北大西洋极地区域存在季节性的地震勘探噪声(Klinck等人, 2012年; Haver等人, 2017年)。由于北海和波罗的海的近海风电场开发活动迅速扩张, 截至2018年, 这些海域有近90个运行中的风电场; 预计开发活动今后将继续进行(Xu等人, 2020年; Rusu, 2020年), 这将导致建设阶段的噪声大幅增加(Miller等人, 2017年)。地中海的主要噪声热点是主要港口的周边区域。此外, 伊奥尼亚海和亚得里亚海以及非洲西北部和东地中海沿海的油气勘测最近有所增加(Maglio等人, 2016年)。黑海的地震勘测活动也有可能增加(Broad, 2014年)。

## 4.3. 墨西哥湾、南大西洋和大加勒比区域

墨西哥湾的地震勘测船数量减少, 但南美洲大西洋沿海的地震勘测船却有所增加(GeoTomo公司, 2018年; 美国能源信息署, 2020年), 可能在过去10年导致低频噪声级上升。圭亚那发现的大量近海石油(Cummings, 2018年)可能使得该区域的地震勘探和工业活动增加。加勒比海各海域与船舶航行相关的噪声极为普遍(Heenehan等人, 2019年)。

## 5. 展望

海洋中的人为噪声在很大程度上是由航运、油气勘探和沿海开发(沿海开发的影响在地方或区域一级更为显著)驱动。如不采取缓解措施, 人口增长、向沿海地区移民、工业化程度提高和旅游业增长以及其他开发活动将导致产生人为噪声的活动增加。有几项缓解措施已经启动。国际捕鲸委员会的科学委员会核可了使海洋环境声在今后10年内降

## 4.4. 印度洋、阿拉伯海、孟加拉湾、红海、亚丁湾和波斯湾

非洲的开发活动, 包括新港口数量的增加, 正在推动该区域航运的快速扩张(Tournadre, 2014年), 从而造成之前相对无噪声的区域出现更多人为噪声。澳大利亚的近海地震勘探仍在继续(Paumard等人, 2019年)。

## 4.5. 北太平洋

日本、大韩民国、中国台湾省和中国正在开发新的近海风电项目(Yang等人, 2018年; Li和Yuan, 2019年)。在这一过程中, 日本还在着手制定声学监测参数。同样, 关于在美国西海岸建设近海风电项目的计划已经提出, 但尚未批准或建设(海洋能源管理局, 2020年)。美国西海岸以及夏威夷岛链沿线的一些区域被指定为海洋保护区, 可以免受直接开发的影响。

## 4.6. 南太平洋

澳大利亚和新西兰的近海地震勘探仍在继续(例如, Cheong和Evans, 2018年; Urosevic等人, 2019年)。除此之外, 南太平洋相对而言仍无人为噪声源, 几乎没有航运和工业开发。

## 4.7. 南大洋

近年来, 南大洋的游轮航行量有所增加, 南极半岛区域(过去有一些游轮航行)以及南极东部和罗斯海(之前均无游轮航行)都是如此(Sánchez和Roura, 2016年)。但总体而言, 南大洋几乎没有人为噪声源, 航运和工业开发极少(Dziak等人, 2015年)。

低3分贝、在今后30年内降低10分贝的目标。国际捕鲸委员会正在与国际海事组织(海事组织)积极接触, 讨论用于实现这些降低噪声的目标的战略。一个步骤可能是减少航运噪声, 这是开阔洋上主要的低频人为噪声源(Wenz, 1962年; Frisk, 2012年; Roul等人, 2019年)。减少航运噪声的方式包括改进螺旋桨叶片, 使其更加安静, 以及隔离船舶上



的发动机和其他噪声源,使其产生的噪声不会通过船体传播到海洋中。这些技术已经存在,但需要得到更加广泛的实施。正在考虑的替代措施可在无技术进步的情况下实施,其中包括降低船速或使船舶在航行时远离海洋保护区、公园或保留区等海洋生物敏感区。油气产业正在研究可在勘测中代替空气炮的新型替代方案,如海洋可控震源技术。即使取得新的技术进步,如果不就如何采取全球做法、消除与人为噪声所致影响有关的知识差距达成共识,便无法实现对海洋环境的充分保护。例如,海事组织考虑到这些因素,在2014年通过了《降低商船水下噪声对海洋生物不利影响导则》。

联合国不同实体已认识到人为噪声问题的重要性。2018年6月举行的联合国海洋和海洋法问题不限成员名额非正式协商进程第十九次会议将人为噪声作为主要专题。会议期间的专题介绍和讨论除其他外,涵盖了对人为噪声源、噪声产生的效应和社会经济影响,以及各国之间为应对人为噪声开展的合作与协调等问题的审查。除其他外,与会者指出,已提议在区域和全球两级采取预防性办法管理噪声的影响,而且有必要开展跨部门合作,以查明和减轻影响。<sup>3</sup>

鉴于声音是一种能量形式,许多人认为,将声音引入海洋环境是一种污染形式,因为声音具有潜在的有害影响。《养护野生动物移栖物种公约》缔约方会议第12.14号决议确认了人为水下噪声对海洋物种的影响,并鼓励进一步研究和减轻此类噪声。决议还核可了与《关于养护黑海、地中海和毗连大西洋海域鲸目动物的协定》和《养护波罗的海、东北大西洋、爱尔兰海和北海小鲸类协定》秘书处合作制定的《关于对产生海洋噪声的活动进行环境影响评估的准则》。另外,决议欢迎相关技术支持信息(Prideaux, 2017年)。<sup>4</sup>

一些国家已在制定本国的海洋噪声管理准则。根据2008年6月通过的《海洋战略框架指令》中的描述指标11,成员国授权欧洲联盟测量和报告人为噪声。该指令的目标是到2020年实现良好环境状态,实现方式由每个成员国决定。根据该指令,致力于解决海洋噪声问题的项目在整个区域内迅速涌现,其中包括具有脉冲噪声活动相关规范的噪声登记系统或数据库。这些登记系统的例子包括波罗的海海洋环境保护委员会的脉冲噪声登记系统,以及《关于养护黑海、地中海和毗连大西洋海域鲸目动物的协定》的地中海和黑海噪声登记系统。加拿大正在建设用于数据集成和应用的海洋环境研究基础设施网络,<sup>5</sup>该数据库涉及水下声学 and 船舶跟踪,包含可视化和分析工具,可向管理人员、公众和研究者提供信息。美国国家海洋和大气管理局的《海洋噪声战略》载列了全面管理噪声对海洋物种影响的措施(Gedamke等人,2016年),其中也包括利用测绘工具协助评估人为噪声对鲸目动物的影响(国家海洋和大气管理局,2020年)。国家一级为记录噪声源所作的上述努力应当会提高对整个区域内声级变异性进行测绘的能力。与此同时,此类举措正在促使人们加大力度实现数据收集和测量的标准化。例如,协作式国际科学方案“宁静的海洋国际实验”旨在促进研究、观测和建模,以增进对海洋声景和声音对海洋生物影响的认知;该方案已设立数据收集和标准化管理工作组。

最近,全球海洋观测系统的生物学和生态系统专题小组还将声音确定为关键海洋变量(全球海洋观测系统,2020年)。海洋声音被认定为跨学科变量,因为其中包括风、气泡、冰、地震、火山等地球物理来源。在全球一级作出此类认定,以及将观测系统纳入新举措的做法,应当有助于增加对人为噪声的监测,有助于更好地了解人为噪声对环境声的影响,以及声景随时间推移可能出现的变化,

<sup>3</sup> 见A/73/124号文件。

<sup>4</sup> 有关《养护野生动物移栖物种公约》体系《关于对产生海洋噪声的活动进行环境影响评估的准则》的详细信息,可查阅[www.cms.int/guidelines/cms-family-guidelines-EIAs-marine-noise](http://www.cms.int/guidelines/cms-family-guidelines-EIAs-marine-noise)。

<sup>5</sup> 见<https://meridian.cs.dal.ca/>。



特别是在与海洋利用情况改变和气候变化有关的方面。

海洋中的高强度噪声可能给海洋生物带来各种影响。对于海洋哺乳动物而言,已有在种群层面评估声音干扰所致影响的理论框架,但该框架应该也适用于其他类群(Pirotta等人,2018年)。此类方法可用于管理目的,但也提供了相关框架,可供研究在个体层面引发变化的现象所具有的近似机制,指导今后的数据收集和模型开发工作。考虑到这

些影响发生在具有重要商业和娱乐价值的物种,以及人类赖以生存的物种当中,此类影响可能产生负面的社会和经济后果。例如,具有重要商业价值的鱼类补充量减少(Simpson等人,2008年),可能最终导致渔获量减少,而死亡率上升则可能降低渔业产量。对于旅游活动的重点关注物种,这些活动本身(如观鲸)可能会使噪声增加,并产生影响(Erbe,2002年;Holt等人,2009年)。

## 6. 知识方面仍然存在的主要差距

在评估海洋中人为噪声的相对增加和可能的影响方面仍然存在一些挑战。一个根本问题是对基线海洋环境噪声缺乏认知。鉴于没有关于人类活动出现之前各时期的记录,人们不太了解海洋生物演化过程中的海洋声景,或这些海洋声景可能在多大程度上适应了进入海洋的人为噪声。最好的代用指标是不受人类开发和活动影响的区域,这些区域可能位于偏远海盆,如南大洋一些区域或北极部分区域(北极直到最近仍存在此类区域)。但根据最佳估计,许多海域的低频(10-200赫)环境噪声级至少比原始声级高出20-30分贝。

另一个主要差距是关于噪声对海洋生态系统影响的认知。迄今为止,大多数研究工作都侧重于单一压力因素对某一特定物种的影响,其结果可能无法直接适用于种群(Gill等人,2001年)。对于噪声和其他压力因素(如食物网改变、水温变化和生境破坏)的组合如何影响海洋种群,目前尚不清楚,也很难研究。研究者已制定出用于评估干扰对种群影响的框架,但往往缺少太多关键参数值,无法在种群层面进行评估(King等人,2015年)。例如,人们对大型须鲸的听觉反应知之甚少。此外,环

境还可能在大尺度上暴露在多个噪声源下,或许多个物种同时受到影响,任何影响都可能因此而更加严重(Shannon等人,2016年)。在现阶段,根据不充分的数据制定的许多法规都遵循了预防性办法。但至关重要的是扩大相关能力,对不同尺度上来自不同来源的影响和冲击进行综合考虑,从而对海洋动物因人为噪声所受的影响进行现实评估。

最后,有必要作出巨大努力,使监测方法、测量以及关于声学记录方法和所收集相关数据的档案框架或系统实现标准化。美国国家标准学会/美国声学学会和标准化组织关于测量深水船舶水下噪声的标准(分别制定于2009年和2016年)要求利用传感器阵列进行多次声音测量,在实践中很少得到应用。除目前正在进行的其他工作外,标准化组织还在制定声景测量和监测标准,其中将纳入水下数据,而美国声学学会则在制定关于拖曳阵列系统和数据存档的标准程序。今后,还应当为声学监测工作的其他部分,如固定式记录、校准和环境声数据,制定标准。

## 7. 能力建设方面仍然存在的主要差距

迄今为止,对人为噪声的监测和建模工作主要集中在北美和欧洲的一些区域,澳大利亚近海也在进行一些集中监测。但在印度洋及其毗邻海域内全

面开展能力建设,包括监测、影响评估和制定管理框架,将有助于进一步了解正在发生的环境变化。由于声音在洋盆之间广泛传播,而且人为噪声源

遍布世界各地,有必要增加所有国家和区域之间的协作与合作,加强信息和技术共享。技术可得性方面存在差异的一个例子与用于跟踪船舶的自动化信息系统有关。了解船位对于准确绘制水下噪声图至关重要。自动化信息系统是为避免船舶碰撞而开发的定位和识别系统,随着时间的推移,该系统已被各种尺寸的船舶采用并强制使用。发达国家的自动化信息系统接收器具有相对较高的空间覆

盖率,因此这些国家对船舶的监测最为全面。目前正在改用基于卫星的自动化信息系统,这将使数据覆盖范围更加广泛;及时开展国际合作以使用这些数据,可能是各国消除建模方面部分能力差距的机会。加强与发展中国家的合作和协作活动,将有助于共享制定国家和区域方案所需的最佳做法和最佳可得技术,不仅可监测人为水下噪声的影响,还可为有充分依据的决策提供必要信息。

## 参考资料

- Aguilar de Soto, Natacha, and others (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>.
- American National Standards Institute/Acoustical Society of America (ANSI/ASA) (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.
- Bailey, Helen, and others (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., and others (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 286, No. 1895, art. 20182533.
- Blair, Hannah B., and others (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*, 17 May 2014.
- Bruintjes, Rick, and others (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, art. 010042. <https://doi.org/10.1121/2.0000422>.
- Buehler, D., and others (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*.
- Bureau of Ocean Energy Management (2020). California Activities. [www.boem.gov/renewable-energy/state-activities/california-activities](http://www.boem.gov/renewable-energy/state-activities/california-activities).
- Carstensen, J., and others (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., and others (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, and others (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, New Zealand. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 143, No. 3, p. 1974. <https://doi.org/10.1121/1.5036504>.
- Cholewiak, Danielle, and others (2017). Beaked whales demonstrate a marked acoustic response to the use of shipboard echo sounders. *Royal Society Open Science*, vol. 4, No. 12, art. 170940.
- 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., and others (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.
- Day, Ryan D., and others (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., and others (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, and others (2012). Behavior of captive herring exposed to naval sonar transmissions (1.0–1.6 kHz) throughout a yearly cycle. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 2, pp. 1632–1642.
- Dragoset, Bill (2000). Introduction to air guns and air-gun arrays. *The Leading Edge*, vol. 19, No. 8, pp. 892–897.
- Dyndo, Monika, and others (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, vol. 5, p. 11083.
- Dziak, Robert P., and others (2015). Sources 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., and others (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, and others (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., and others (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, and others (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, and others (2016). *Ocean Noise Strategy Roadmap*. Washington, D.C.: National Oceanographic and Atmospheric Administration.
- GeoTomo (2018). Seismic Crew Count – World seismic crew summary: May 2018. <https://geotomo.com/seismicCrewCount.dmx>.
- Gill, Jennifer A., and others (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, vol. 97, No. 2, pp. 265–268.
- Global Ocean Observing System (GOOS) (2020). Essential Ocean Variables. [www.goooscean.org/index.php?option=com\\_content&view=article&id=170&Itemid=114](http://www.goooscean.org/index.php?option=com_content&view=article&id=170&Itemid=114)
- Goldbogen, Jeremy A., and others (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., and others (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*, W.J. Richardson, ed., pp. 197–253. OCS Study MMS 85-0034, LGL Ecological Research Associates, Bryan, Texas, United States, for U.S. Minerals Management Service, Reston, Virginia, United States, NTIS PB87-124376.
- Guerra, A., and others (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., and others (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, and others (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., and others (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 Fisheries*, 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. 713–715.
- Holt, Marla M., and others (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.
- International Organization for Standardization (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.
- Jensen, Finn B., and others (2011). *Computational Ocean Acoustics*. New York: Springer.
- Jones, Ian T., and others (2020). Impulsive 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., and others (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, and others (2012). Seasonal presence of cetaceans and ambient noise levels in polar waters of the North Atlantic. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 132, No. 3, EL176–EL181.
- Lee, Kevin M., and others (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 Japan. *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, and others (2012). Sounds from seismic air guns: gear-and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 69, No. 8, pp. 1278–1291.
- Madsen, Peter T., and others (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, and others (2016). Overview of the noise hotspots in the ACCOBAMS area. *Final Report to the ACCOBAMS Secretariat*.
- McCauley, Robert D., and others (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 7, art. 0195.
- McDonald, Mark A., and others (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., and others (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., and others (2013). Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, vol. 3, p. 1760.
- McQueen, Andrew D., and others (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., and others (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., and others (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, p. 3993.
- Miller, Kathryn A., and others (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., and others (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, vol. 405, No. 6789, p. 903.
- Moretti, David, and others (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, and others (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish.



- National Academies (2017). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. The National Academies Press.
- National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) (2020). CetSound: Cetacean and sound mapping. <https://cetsound.noaa.gov/cetsound>.
- National Research Council (NRC) (2003). *Ocean Noise and Marine Mammals*. Washington, D.C.: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10564>.
- 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., and others (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., and others (2015). Intermittent noise induces physiological stress in a coastal marine fish. *PLoS One*, vol. 10, No. 9, e0139157.
- Nieukirk, Sharon L., and others (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., and others (2011). Characterisation of the operational noise generated by offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. In *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea. Selected Findings from the Baseline and Targeted Monitoring*, S. Degraer, Robin Brabant, and B. Rumes, eds., pp. 17–26. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit.
- Nunatsiaq News (2016). Trudeau bans future oil, gas activity in Canadian Arctic. [https://nunatsiaq.com/stories/article/65674trudeau\\_bans\\_future\\_oil\\_gas\\_activity\\_in\\_canadian\\_arctic](https://nunatsiaq.com/stories/article/65674trudeau_bans_future_oil_gas_activity_in_canadian_arctic).
- Parks, Susan E., and others (2010). Individual right whales call louder in increased environmental noise. *Biology Letters*, vol. 7, No. 1, pp. 33–35.
- Paumard, Victorien, and others (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, Western Australia, 2019, Myra Keep and Steven J. Moss, eds. Petroleum Exploration Society of Australia.
- Pearson, Walter H., and others (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., and others (2012). Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS One*, vol. 7, No. 12. e51790.
- Pirotta, Enrico, and others (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., and others (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., and others (2012). Characterization of underwater sounds produced by a hydraulic cutterhead dredge fracturing limestone rock. DOER Technical Notes Collection—erdctn-doer-e34. Vicksburg, Mississippi, United States: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

- Richardson, W. John, and others (1995). *Marine Mammals and Noise*. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057303-8.50003-3>.
- Roberts, Louise, and others (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., and others (2011). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations.
- Rolland, Rosalind M., and others (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*. New York: Pergamon Press.
- \_\_\_\_\_ (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, vol. 30, No. 2, pp. 257–261.
- Roth, Ethan H., and others (2012). Underwater ambient noise on the Chukchi Sea continental slope from 2006–2009. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 1, pp. 104–110.
- Roul, Soubhagya, and others (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., and others (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](http://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 Baltic Sea, past and future projections. *Renewable Energy*, vol. 160, pp. 350–362.
- Samuel, Y., and others (2005). Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. *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 tourism: a pending issue? In *Tourism in Antarctica: A Multidisciplinary View of New Activities Carried Out on the White Continent*, Monika Schillat and others, eds., pp. 41–63. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-39914-0\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-39914-0_3).
- Sertlek, Hüseyin Özkan, and others (2019). Source specific sound mapping: spatial, temporal and spectral distribution of sound in the Dutch North Sea. *Environmental Pollution*, vol. 247, pp. 1143–1157.
- Shannon, Graeme, and others (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. [www.shell.com/media/news-and-media-releases/2015/shell-updates-on-alaska-exploration.html](http://www.shell.com/media/news-and-media-releases/2015/shell-updates-on-alaska-exploration.html).
- Simpson, Stephen D., and others (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.
- Simpson, Stephen D., and others (2016a). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, vol. 7, art. 10544.
- Simpson, Stephen D., and others (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, and others (2013). Ocean noise in the tropical and subtropical Pacific Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 134, No. 4, pp. 2681–89. <https://doi.org/10.1121/1.4820884>.
- Širović, Ana, and others (2016). Ocean ambient sound south of Bermuda and Panama Canal traffic. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 5, pp. 2417–2423.
- Sivle, Lise Dokseter, and others (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, and others (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., and others (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, and others (2018). Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PLoS One*, vol. 13, No. 10. e0204112.
- Turner, Stephen, and others (2006). Preliminary acoustic level measurements of airgun sources from Conoco Phillips' 2006 seismic survey in Alaskan Chukchi Sea. *JASCO Research, Victoria, British Columbia, Canada*.
- Tyack, Peter L., and others (2011). Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS One*, vol. 6, No. 3. e17009.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport 2018*. UNCTAD/RMT/2018.
- United States Energy Information Administration (USEIA) (2020). Maximum U.S. Active Seismic Crew Counts. [www.eia.gov/dnav/pet/pet\\_crd\\_seis\\_s1\\_m.htm](http://www.eia.gov/dnav/pet/pet_crd_seis_s1_m.htm).
- Urosevic, M., and others (2019). Seismic Exploration of Mineral Resources in Western Australia with Distributed 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 North Atlantic. *Journal of Navigation*, 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 OceanCare, Switzerland. [www.oceancare.org/wp-content/uploads/2017/10/OceanNoise\\_FishInvertebrates\\_May2018.pdf](http://www.oceancare.org/wp-content/uploads/2017/10/OceanNoise_FishInvertebrates_May2018.pdf).
- Wenz, Gordon M. (1962). Acoustic Ambient Noise in the Ocean: Spectra and Sources. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 34, No. 12, pp. 1936–56. <https://doi.org/10.1121/1.1909155>.
- Wiggins, Sean M., and others (2016). Gulf of Mexico low-frequency ocean soundscape impacted by airguns. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 140, No. 1, pp. 176–183.
- Würsig, B., and others (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., and others (2020). Proliferation of offshore wind farms in the North Sea and surrounding waters revealed by satellite image time series. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 133, p. 110167.
- Yang, Chun-Mei, and others (2018). Observation and comparison of tower vibration and underwater noise from offshore operational wind turbines in the East China Sea Bridge of Shanghai. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 144, No. 6, EL522.



# 第 21 章

# 可再生能源的发展

**撰稿人** : Takvor Soukissian (召集人)、Joan Bondareff、Valerie Cummins、Amardeep Dhanju、Carlos Garcia-Soto(共同牵头成员)、Lars Golmen、Osman Keh Kamara(共同牵头成员)、Jimmy Murphy、Eric Mwangi Njoroge、Anastasia Strati (牵头成员)和Georges Vougioukalakis。





## 主旨要点

- 近海风电部门正在全球范围内向目前没有公用事业规模(电网)设施的区域扩张。浮式平台的使用是重大变革,使该产业能够开拓水深更深的大片区域。
- 2019年,近海风电部门在全球部署的装机容量为28.3吉瓦,其中欧洲为22吉瓦(主要在北海),中国为5.9吉瓦,其他市场为0.4吉瓦。
- 今后10年,亚洲和美利坚合众国可能是发展近海风电和安装相关设施的主要增长动力。
- 波浪能和洋流能项目尚未在公用事业规模上完全实现商业化,潮汐能项目仍相当少见。
- 能源储存方面的进展可对近海风电和其他海洋可再生能源技术的发展作出重大贡献。
- 海洋可再生能源项目的适当选址可最大限度减少与其他海洋利用活动的冲突和对海洋环境的潜在影响。

## 1. 引言

本章介绍了近年在全球一级取得的与各类海洋可再生能源有关的知识 and 能力进展。就本章而言,海洋可再生能源作为一个类别,包括近海风能、潮汐能和洋流能、波浪能、海洋热能、渗透能、海洋生物质能,以及近海太阳能和地热能。本章与本《评估》的第6F、8A、9、19、20、26、27和28章有关联。

### 1.1. 气候变化和清洁能源挑战

化石燃料能源使用占全球人为温室气体排放量的一大部分。2019年,全球能源消费增长0.6%,<sup>1</sup>而与能源有关的二氧化碳排放总量减少了3.2%(国际能源署,2020年)。但全球大气中二氧化碳平均浓度为百万分之409.8,达到80万年来的最高水平(Dlugokencky和Tans,2020年),全球平均气温约高于工业化前水平1.1摄氏度(标准误差为0.1摄氏度)(世界气象组织,2020年)。

## 2. 全球一级海洋可再生能源状况

### 2.1. 2010-2020年期间知识和能力方面的进展

海洋具备成为可再生能源主要来源的潜力。除减缓气候变化外,海洋可再生能源还可促进偏远

沿海地区的社会经济发展、能源安全和能源获取(Edenhofer等人,2011年)。2019年,全球近海风电装机容量增加4.7吉瓦,与2018年相比增长19.8%,总容量达到28.3吉瓦。其他类型海洋可再生能源

鉴于温室气体排放的现状,气温很可能会超过商定阈值,即工业化前水平以上1.5摄氏度或2摄氏度。正如政府间气候变化专门委员会题为《全球升温1.5°C》的特别报告(2018年)所明确强调的那样,要使全球变暖不超过1.5摄氏度,全球人为二氧化碳净排放量就需要在2030年之前从2010年的水平减少约45%,到2050年左右实现“净零排放”。这意味着,需要通过从空气中去除二氧化碳,抵消任何剩余的排放量。因此,减少温室气体排放是减缓气候变化的重要步骤。为朝着这一方向迈进,许多国家正在采取措施,增加发展海洋可再生能源等可再生能源,实现国家清洁能源和气候变化目标。海洋可再生能源还与可持续发展目标7相关联,该目标确认,负担得起的清洁能源是发展的关键驱动因素。<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Enerdata, “Consumption”, Global Energy Statistical Yearbook 2020. 可查阅<https://yearbook.enerdata.net/total-energy/world-consumption-statistics.html>。

<sup>2</sup> 见大会第70/1号决议。

生能源的全球容量达到531兆瓦,其中90%来自法国和大韩民国的两座拦坝式潮汐电站(国际可再生能源署,2020年a)。

各类海洋可再生能源技术正在以不同速度演变和发展:底部固定式近海风电技术已经成熟且技术先进,浮式近海风电技术即将实现商业化,潮汐能转换器已进入商业化阶段,而其他海洋可再生能源技术目前正处于开发阶段。<sup>3</sup>新兴近海风电市场包括印度、日本、大韩民国和美国。<sup>4</sup>风力涡轮机的额定容量大幅增加,预计2021年将有容量高达12兆瓦的涡轮机上市。<sup>5</sup>

## 2.2. 区域进展

### 2.2.1. 近海风能

国际能源署与伦敦帝国理工学院合作,估计全球近海风能的技术潜力超过120 000吉瓦(国际能源署,2019年)。2019年,欧洲累计容量为21.98吉瓦,在该部门占据主导地位。发展近海风能的主要国家是大不列颠及北爱尔兰联合王国(2019年装机容量为1.7吉瓦,总装机容量为9.9吉瓦)、德国(2019年装机容量为1.1吉瓦,总装机容量为7.5吉瓦)和中国(2019年装机容量为1.3吉瓦,总装机容量为5.9吉瓦)(国际可再生能源署,2020年a)。

该部门发展成果显著。世界最大近海风电场即联合王国的霍恩西一号项目于2020年建成,装机容量为1.2吉瓦。2019年,由美国风力涡轮机制造商通用电气开发的12兆瓦Haliade-X原型机成为有史以来制造的最大风力涡轮机。随着近海风力涡轮机的体积和近海风电场的规模不断扩大,与潜在环境影响、渔业所受影响以及人类使用风电场

附近或内部区域相关问题有关的关切变得更加重要。

近海风能的情况表明,在不同海洋环境下发展公用事业规模项目具备技术和经济可行性。自2010年以来,公用事业规模项目的全球加权平准化度电成本<sup>6</sup>下降28.6%,从而推动了世界各地安装此类项目(国际可再生能源署,2020年b)。此外,该部门还估计,到2030年,平准化度电成本值可达到50欧元/兆瓦时左右。<sup>7</sup>成本降低的主要驱动因素包括在规模更大的近海风电场开发项目中使用体积更大、效率更高的涡轮机、项目融资的资本成本降低,以及大量后备项目带来的确定性,这些因素使得供应链能够进行投资和创新。固定式平台在水深不超过60米的地点可以使用,但业界还计划在今后10年内使用浮式平台在更深水域作业。世界许多沿海国家将浮式风电视为今后实现可再生能源生产目标的主要手段。世界首个公用事业规模的浮式近海风电场运用挪威Equinor公司开发的Hywind概念,于2017年投产(位于联合王国苏格兰彼得黑德沿海)(Musial等人,2019年;见下图)。这是近海风电产业在离岸更远的更深水域开发项目的重要里程碑。

近海风电在降低安装和生产成本方面的成功,加上与陆上风能有关的现有专业知识,使近海风电成为领先的海洋可再生能源技术。

<sup>3</sup> 见European Commission, “New technologies in the ocean energy sector”, 2018年10月29日。

<sup>4</sup> 见Global Wind Energy Council, “The growth of the global offshore wind market will be driven by Asia”, 2019年9月23日。

<sup>5</sup> 见GE, “GE Renewable Energy unveils the first Haliade-X 12 MW, the world’s most powerful offshore wind turbine”, 2019年7月22日。

<sup>6</sup> 平准化度电成本是抵消电能生产总成本(建设、运行和维护以及燃料成本)所需的所生产电能平均最低价格现值。该数值在发电厂整个生命周期内进行平准化计算。

<sup>7</sup> 另见Kerry Chamberlain, “Offshore wind opex set to fall 40% by 2030 as suppliers dig deep”, Reuters Events, 2017年10月25日。

## 世界首个由浮式风力涡轮机组成的商业化风电场



摄影师: Øyvind Gravås/Woldcam; 图片由Equinor提供。

### 2.2.2. 潮汐能和洋流能

全球潮汐能容量(理论潮差和潮汐流资源总和)估计为3太瓦(Lewis等人, 2011年; 苏格兰工商委员会, 2018年), 而全球洋流能潜力估计为450吉瓦。<sup>8</sup>潮汐流能需要达到2.0米/秒以上的流速才可开发(Encarnacion等人, 2019年)。海湾、河口和水湾的漏斗效应能够提供可用的潮汐或洋流能源。加拿大芬迪湾、新西兰库克海峡和苏格兰彭特兰湾等地以潜力巨大而闻名, 已成为开发的目标地点。早期商业化项目, 如法国240兆瓦的朗斯潮汐电站和大韩民国254兆瓦的始华湖潮汐电站, 通过建造拦潮坝蓄水, 利用潮汐能。

虽然已提议开发各种潮汐能项目, 特别是在联合王国西海岸, 但建设进展缓慢, 主要原因是拦潮

坝可能影响生态系统和水质(Kadiri等人, 2012年)。极高的资本成本是另一个阻碍因素。因此, 潮汐能产业主要侧重于使用水平轴潮汐涡轮机从快速流动的潮汐流中获取能源, 此类涡轮机已从部署单一原型机发展到小规模阵列(Encarnacion等人, 2019年)。为部署第一台大型商业化潮汐流发电机(SeaGen)而实施的环境监测方案成为今后潮汐能项目的路线图(Savidge等人, 2014年)。自2016年以来, 首个并网潮汐能阵列一直在设得兰群岛顺利运行, 该阵列配有3台100千瓦的涡轮机;<sup>9</sup>而同样位于苏格兰的MeyGen项目是目前已部署的最大规模潮汐能阵列, 容量为6兆瓦。<sup>10</sup>但自2016年以来, 该产业在很大程度上陷入停滞, 在联合王国尤其如此。此外, 引发众多关注的OpenHydro倒闭事件使人们对该产业产生严重负面印

<sup>8</sup> 见Ocean Energy Council, “Ocean Current Energy”。可查阅[www.oceanenergycouncil.com/ocean-energy/ocean-current-energy/](http://www.oceanenergycouncil.com/ocean-energy/ocean-current-energy/)。

<sup>9</sup> 见Yasmin Ali, “World’s first grid connected baseload tidal power station”, Microgrid Knowledge, 2018年11月27日。

<sup>10</sup> 见Simec Atlantis Energy, “MeyGen”。



象。<sup>11</sup>截至2020年,潮汐能尚未在公用事业规模项目安装方面取得重大飞跃。

### 2.2.3. 波浪能

世界上的理论波浪能资源量估计为2.11太瓦;一般认为,功率密度值在30千瓦/米左右(甚至更低)的地点可进行商业化波浪能开发,具体情况取决于技术(Sandberg等人,2016年)。波浪能资源最丰富的地点位于40度至60度纬线之间(Gunn和Stock-Williams,2012年)。例如,爱尔兰近海波浪能发电点的年平均功率密度值超过80千瓦/米。

截至2019年,该部门仍未接近商业化,但在评估以合理成本获取波浪能有何困难方面已取得进展。较大的挑战是波浪能转换器发电所处的恶劣环境,以及有必要设计能够在商业化项目整个生命周期内可靠运行的技术。许多不同的波浪能转换概念和设备正在开发当中,但这种多样性导致该部门内部协同程度不高,整体上缺乏侧重。但自2015年以来,Wello Oy<sup>12</sup>和SeaBased<sup>13</sup>等开发商已经部署多台全尺寸波浪能转换器,而由Ocean Energy开发的波浪能转换设备也将在夏威夷部署。<sup>14</sup>

### 2.2.4. 盐度梯度能和热梯度能

盐度梯度能取决于海水水团的盐度差异,可在淡水与咸水混合时获取。全球理论可用资源量估计在647吉瓦至1183吉瓦之间(国际可再生能源署,2014年;Alvarez-Silva等人,2016年)。压力延迟渗透和反向电渗析是迄今最有前景的技术(Schaetzle和Buisman,2015年)。压力延迟渗透技术于2009年在挪威首次使用(Chae和Kim,2018年),而反向电渗析技术于2014年在意大利南部一家试点电厂首次使用(Tedesco等人,2017年)。

人们可通过各个深度不同海水水团之间的温差,利用热梯度能(Rau和Baird,2018年)。理论海洋热能转换潜力的估计范围在1太瓦至3太瓦之间,如同时计入海水淡化,则最高可达7太瓦(苏格兰工商委员会,2018年)。所需的海水水团最小温差约为20摄氏度,此类温差分布于北纬30度至南纬30度之间的区域(Breeze,2019年)。海洋热能转换部门内最为活跃的国家是中国、法国、日本、马来西亚、荷兰、阿曼、菲律宾、大韩民国和美国(Edenhofer等人,2011年;Lewis等人,2011年)。几个海洋热能转换项目正在开发当中或已投入运行,其中包括2015年实现并网的美国家夏威夷凯卢阿—科纳100千瓦陆上设施(Patel,2015年)、2012年在法国留尼汪安装的陆上原型机,<sup>15</sup>以及自2013年以来在日本久米岛运行的250千瓦电厂。<sup>16</sup>营养丰富的深海海水还可用于改善海水养殖和陆上农业,创造可观的额外收入。海洋热能转换以及波浪能和洋流能对于非洲大陆而言是具有重要潜力的能源。

### 2.2.5. 海洋生物质能

海洋生物质能包括使用海藻和其他可用有机物生产生物燃料。使用海洋生物物质可规避与陆地生物质能生产相关的许多限制,包括与粮食作物争夺农业用地,以及在农业中使用能源密集型肥料和杀虫剂。海洋生态系统超出陆地生态系统的高生产力(Sheehan等人,1998年;Perlack等人,2005年)和海洋生物物质广泛的适应性(海洋生物物质可适应多种盐度和光照强度条件)也增加了人们对生物质能的兴趣。

海洋生物燃料生产周期有两个组成部分:以足够大的规模持续培育海洋生物物质,为生物燃料生产

<sup>11</sup> 见Offshore Energy,“OpenHydro another casualty of innovation ‘valley of death’, EMEC says”,2018年7月27日。

<sup>12</sup> 见<https://wello.eu/>。

<sup>13</sup> 见<https://seabased.com/projects>。

<sup>14</sup> 见Association of Energy Engineers, Hawaii Chapter, Blog Archives,“Navy’s wave energy test site: Ocean energy deployment”,2020年2月27日。可查阅[https://aeehawaii.org/blog//wave\\_article](https://aeehawaii.org/blog//wave_article)。

<sup>15</sup> 见Ocean Energy Europe,“OTEC”。

<sup>16</sup> 见OTEC Okinawa, Renewable Energy for the Future,“Related projects”。可查阅<http://otecokinawa.com/en/Project/index.html>。



周期提供原料; 将海洋生物物质转化为生物燃料。巨藻被认为是地球上最高产的生物之一, 每天的生长速度高达60厘米。<sup>17</sup>目前, 人们正在美国太平洋近海努力开发开阔洋巨藻培育系统, 之后可将巨藻转化为生物原油(Buck, 2019年)。尽管海洋生物物质仍然是很有前景的能源, 但从其中提取生物燃料的生产活动尚未扩大到工业化水平。此外, 还需进一步研究海洋生物燃料的碳强度计算问题, 除其他外, 应考虑到培育系统通过光合作用吸收的二氧化碳和生物燃料燃烧过程中的相应排放。

### 2.2.6. 新兴海洋可再生能源

新兴海洋可再生能源包括近海太阳能和海底地热能。近海太阳能正处于发展初期阶段, 但具有巨大的商业化潜力(Wang等人, 2019年)。与内陆地热发电技术相比, 海底地热能仍处于构想阶段(Shnell, 2009年; Shnell等人, 2015年; Pedamallu等人, 2018年)。

近海太阳能以浮式太阳能系统为基础, 此类系统可承受海上恶劣的环境条件。<sup>18</sup>考虑到在近海环境下可充分利用白天的太阳辐射, 近海太阳能似乎是太阳能产业的理想替代选项。虽然近海太阳能系统的安装成本高于陆上太阳能系统, 但通常效率更高, 因为电池板与海水直接接触, 减少了热损失, 降低了电池板温度(Trapani和Redón Santafé, 2015年; Sahu等人, 2016年; Ranjbaran

等人, 2019年; Spencer等人, 2019年)。2014年, 马尔代夫安装了首个用于海洋环境的浮式太阳能电场。<sup>19</sup>日本、荷兰、新加坡和阿拉伯联合酋长国有兴趣发展近海太阳能电场。内陆水体中的浮式太阳能电场已经在澳大利亚、巴西、中国、印度、日本和大韩民国等许多其他国家运行, 或正在开发或考虑阶段(世界银行集团等, 2019年)。

地热能的使用目前仅限于拥有地热资源的陆地区域(Tester等人, 2006年; Sabi等人, 2013年)。但有大量处于超临界状态(温度和压力极高的流体)的地热资源存在于海底, 如大洋中部的火山脊(Hiriart和Hernandez, 2010年)。近海地热能的优点包括使用海水作为无限地热流体, 而且由于海水温度低, 还可将其用作热交换器系统的无限冷凝器(Banerjee等人, 2018年)。近海地热电厂无需陆地空间, 也无需扩大地热田, 与陆上电厂相比, 具有进一步发展的潜力, 尽管近海地热电厂在当前财务框架下无法盈利(Karason等人, 2013年)。

目前的项目, 如意大利马尔西利项目和加利福尼亚湾热液喷口项目, 分别利用水下火山和热液喷口的蒸汽发电。已在冰岛和印度尼西亚发现更多潜在的近海地热勘探地点(Karason等人, 2013年; Prabowo等人, 2017年)。在荷兰, 超深层地热勘探工作方案正在探索近海地热项目的可行性, 以评估是否继续投资(Heijnen等人, 2019年)。

## 3. 发展海洋可再生能源的潜在环境影响

利用海洋可再生能源发电有助于减少温室气体排放、水污染、颗粒物和废物, 并有助于减缓气候变化。但鉴于人类对海洋环境的任何干预都必然影响到周围的生物和非生物系统, 减轻或避免潜在负面影响并增加潜在正面影响至关重要, 环境影响评估是对此类影响所作评价的组成部分(Mendoza等人, 2019年)。环境影响的大小和时间范围

取决于项目大小和规模、项目地点和所用海洋可再生能源技术的类型; 例如, 模拟研究表明, 波浪能转换器小型阵列对自然环境的影响微乎其微。评估海洋可再生能源设施所致环境影响的一种实际方法是考虑该设施引入的环境压力因素(如碰撞风险或水下噪声)与承受方(即生态系统要素, 如海鸟或海洋哺乳动物)之间的相互作用。下文讨论的承

<sup>17</sup> 见Oceana, “Giant kelp”。

<sup>18</sup> 见Kosatka.Media, “High-wave offshore panels soon a reality”, 2019年7月22日。

<sup>19</sup> 见Swimsol, “Recent Swimsol solar energy projects”。可查阅<https://swimsol.com/solar-projects-offshore-solar-sea-and-rooftop/>。

受方是海底和中上层生境、鱼类和渔业、海鸟和蝙蝠、海洋哺乳动物, 以及海洋系统和海岸地貌。

自1991年以来一直有近海风电项目在运行, 因此人们能够积累与其环境影响有关的经验。例如, 2008年, 北海比利时海域的首批近海风力涡轮机投入运行, 一项广泛的环境监测方案随即启动; 该方案每年发布报告, 介绍这些涡轮机的环境影响, 最近一次报告的时间为2019年。<sup>20</sup>但人们尚未详细研究其他海洋可再生能源设备的影响, 因为运行中的波浪能转换器以及潮汐和洋流涡轮机较少; 因此, 关于这些设备的基线数据和安装后数据有限(Copping和Hemery, 2020年)。有关海洋可再生能源设施环境影响的综述, 可参见: Bray等人, 2016年; Willsteed等人, 2017年; 国际海洋考察理事会(海考会), 2019年; Copping和Hemery, 2020年。

### 3.1. 海底和中上层生境

海洋可再生能源设施的水下基础设施, 包括基座和锚、系泊系统和缆索, 可能改变海底生境(如礁石、珊瑚质构成组织和海草草甸)和中上层生境的功能和特征, 对其造成影响。造成此类变化的原因是破坏(例如, 在安装缆索或在设备和系泊基础周围进行清理的过程中)和构建生境(通过人工礁石和保护区的作用以及生物淤积)(Copping和Hemery, 2020年)。由于引入硬底质, 所安装的基础设施在构建新的生境(取代原有生境或修复受损生境)方面发挥重要作用, 也可能吸引新的物种来到某一地点; 应当在特定设施具体管理目标的框架内考虑这一问题。其他间接影响在Copping和Hemery (2020年)编辑的报告中有说明。

虽然肯定还需要开展进一步研究, 但设计得当的人工礁石可对海洋环境产生积极影响。风力涡轮机基座可用作人工礁石, 增强海洋保护区之间的连通性, 发展可持续水产养殖(Bishop等人, 2017年; Boero等人, 2017年; Roa-Ureta等人, 2019年; Glarou等人, 2020年)。此外, 不全部拆除退役

的近海风电场, 预计还会产生显著的环境效益, 因为剩余的底部结构可增加生物多样性, 提供礁石生境, 保护生物免受底拖网捕捞的影响(Topham等人, 2019年)。

对于浮式太阳能和海底地热能与水生生境的相互作用, 还需开展大量研究。浮式太阳能电池板容易出现生物污损现象, 可能会对依赖太阳辐射的物种(包括珊瑚、海草和海带林)产生环境影响, 导致生物多样性改变(Sahu等人, 2016年; Pimentel Da Silva和Branco, 2018年)。因利用海底地热能而出现的流体浓度变化可能产生大规模环境影响, 如生境丧失和退化(Pedamallu等人, 2018年)。

### 3.2. 鱼类和渔业

海洋可再生能源设施的水下基础设施可能对鱼类构成碰撞风险。此类风险存在差异, 除其他外, 取决于鱼类丰度、水流速度和涡轮机旋转频率。但尚不清楚是否真正发生过鱼类与水下涡轮机碰撞的事件, 此类情况很难观察。因此, 碰撞结果(如受伤或死亡)未知, 有必要对亚致死和非接触影响进行进一步研究(Copping和Hemery, 2020年)。此外, 在与海洋可再生能源水下结构有关的鱼类行为方面, 缺乏相关信息。大型海洋动物可能面临纠缠问题(Taormina等人, 2018年)。

连接海洋可再生能源项目和陆上变电站的水下传输电缆可产生电磁场。可能受到此类电磁场影响的生物是那些具有特定电感受器(用于定向、交配、导航和捕猎用途)的生物, 如板鳃亚纲鱼类、海洋哺乳动物和无脊椎动物。决定海洋生物易受电磁场影响的潜在程度的因素是: (a) 电缆所载电流的流量或大小; (b) 电缆设计; (c) 海洋生物与电缆的距离(Snyder等人, 2019年)。显然需要开展更多研究, 了解电磁场是否对能够侦测到电磁场的少数物种有害。Copping和Hemery (2020年)编辑的报告指出, 初步证据表明, 对于少量海洋可再生能源设备产生的电磁场风险, 可放宽评估要求。

<sup>20</sup> 见Kelle Morau, “Offshore wind farms and the marine ecosystem: 10 years of monitoring”, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, 2020年6月15日。

最后,有必要进一步研究海洋可再生能源与渔业在环境方面的潜在相互作用,同时考虑到丹麦、联合王国等一些主要的近海风电市场允许在近海风电场内进行商业捕捞。在开发海洋生物质能方面,应当考虑任何大规模的大型藻类生产对渔业的潜在影响和对受保护物种的潜在危害(Langton等人,2019年)。

### 3.3. 海鸟和蝙蝠

鸟类被认为可能受到海洋可再生能源发展的威胁。近海风电场的物理存在可能在个体和种群层面对海鸟构成威胁,而影响的大小取决于许多因素,包括鸟类物种、地点特征和条件以及季节变化。最重要的影响是鸟类碰撞(致命和亚致命)、对移动造成的屏障效应(主要是迁离觅食地)、回避、吸引和生境丧失。Dierschke等人(2016年)指出,海鸟在多大程度上迁离近海风电场或受其吸引并不明确。具体而言,对欧洲海域20个近海风电场的分析研究显示,海鸟的行为反应各不相同,有的极力回避,有的深受吸引。另一方面,许多物种几乎没有表现出任何行为反应,而一些物种则将近海风电场结构用作干燥的栖息场所。人工礁石效应使得食物供应增加,似乎对几个物种具有重要影响。还有证据表明,大型鸟类会回避近海风力涡轮机(Fox和Petersen,2019年)。但有必要开展长期监测活动,填补与鸟类(包括海鸟)在风力涡轮机周围的行为有关的认知缺口,并对鸟类碰撞此类涡轮机的事件数量作出可靠估计。恰当选址和按需关闭涡轮机,可能会减少近海风电场运行期间的鸟类死亡(Marques等人,2014年; Best和Halpin,2019年)。

由于有关潜水海鸟与潮汐涡轮机之间直接相互作用的研究数量有限,没有充分证据表明会发生此类相互作用,或潮汐涡轮机会伤害海鸟个体或种群。最新发表的关于海洋可再生能源发展对海鸟影响的信息载于Copping和Hemery(2020年)编辑的报告中,而Isaksson等人(2020年)的论文则提出了建议。

最后,人们对于近海风电场对蝙蝠的潜在影响知之甚少。由于已在近海发现有蝙蝠活动,预计近海

风电场可能具有与陆上风电场类似的影响(Arnett等人,2016年)。

### 3.4. 海洋哺乳动物

虽然尚未观察到海洋哺乳动物与海洋可再生能源设备的活动部件(如潮汐涡轮机叶片)发生碰撞,但此类碰撞的可能性及其后果(尚不清楚)仍然是热门研究领域。海洋哺乳动物被系泊绳索、缆索和锚纠缠是另一个新兴研究课题。人们认为,海洋哺乳动物因被单一设备纠缠而死伤的风险较低;但建模结果和实地观察相结合,将使这一风险得到更好的评估。知识缺口和不确定性包括将碰撞风险从单一涡轮机扩展到阵列,以及将个体碰撞风险转化为种群层面风险(Copping和Hemery,2020年)。

运行中的海洋可再生能源设备发出的水下噪声不太可能对海洋动物造成声学伤害,其导致行为改变的概率较低。另一方面,在海洋可再生能源设施建设阶段产生的水下噪声可能具有重大影响。例如,沉桩作业(带有桩柱的底部固定式近海风电场需进行此类作业)期间产生的水下噪声可能遮蔽一些海洋哺乳动物用于导航、捕猎和沟通的回声定位声,可能对鱼类和哺乳动物的听觉造成潜在损害。这些问题可通过限制沉桩作业(例如,可在海洋哺乳动物迁徙期间限制此类作业),或通过噪声缓解措施解决(Koschinski和Lüdemann,2013年)。在这方面,浮式风电技术和无需沉桩的底部固定式近海风电场基座(如重力式基础和吸力桶)与带有桩柱的底部固定式基座相比更具优势。其他水下噪声来源包括在建设和退役活动期间增加的船舶航行、涡轮机本身的旋转、涡轮机叶片产生的流体位移,以及水下爆炸、岩石倾倒和疏浚等作业。

### 3.5. 海洋系统和海岸地貌

以大规模阵列发展海洋可再生能源可能会改变由波浪、洋流和潮汐驱动的物理过程。根据数值模型模拟的结果,在可再生能源设施区域内部和周围,水循环、波高、流速、盐度、沉积物输送和水质会



发生变化。直至2020年,几乎没有实地和实验室研究对海洋可再生能源设备的影响进行量化。水文特征的改变和大规模海洋可再生能源设施的物理存在,特别是在此类设施靠近海岸的情况下,还可能影响邻近沿海地区,包括增加洪水风险(Cazenave等人,2016年;Soukissian等人,2017年)。

总之,要成功部署海洋可再生能源项目,就必须最大限度减少环境影响,同时确保以具有竞争力的成本生产能源。在这方面,需要有更多实际数据和协同研究,全面了解各类海洋可再生能源设备的环境影响。

## 4. 发展海洋可再生能源的社会经济效益和影响

### 4.1. 社会经济效益

海洋可再生能源有可能通过在沿海地区以及未与大陆电网相连的岛屿和岛国提供获得可靠能源的机会,推动区域和地方经济发展(Kuang等人,2016年)。在能源组合中加入海洋可再生能源,可降低面对能源价格波动和供应情况变化的脆弱性。

#### 4.1.1. 创造新岗位

发展海洋可再生能源可为沿海地区提供经济机会和就业(Hoegh-Guldberg等人,2019年)。海洋能源系统<sup>21</sup>为海洋可再生能源(近海风电除外)设定了到2050年达到300吉瓦的全球目标,这样可以在2050年之前减少多达52亿吨的二氧化碳排放量,并创造680 000个直接岗位(Huckerby等人,2016年)。

2018年,陆上和近海风能部门雇用了116万人(21世纪再生能源网,2019年)。2019年,全球近海风电部门获得299亿美元投资,其中中国获得的投资比例最高(140亿美元)(法兰克福学院和环境署中心/彭博新能源财经,2020年)。近海风电场与陆上风电场相比劳动密集度更高,可振兴沿海社区经济(国际可再生能源署,2019年)。

#### 4.1.2. 与其他海洋部门的协同增效

水产养殖和海洋可再生能源可以成为协同增效部门。水产养殖点主要分布在能量条件较低的区域;因此,海洋可再生能源设施可为发展水产养殖提供理想的庇护环境。此外,还可通过海洋空间规划

(见第26章),以及鱼笼加固设计方面的技术进步、自动化领域的技术发展、系泊系统的进步和惠益共享(海洋可再生能源阵列为养鱼场提供庇护),促进在同一地点发展这两个部门,发挥多种功能(如共享相同基础设施)。

另外,还可将废弃的油气平台转化为生产和储存设施,用于将近海风电场的电力转化为氢气和合成气(Jepma和van Schot,2016年;另见第19章)。海洋可再生能源部门还可与其他海洋产业之间协同增效,这些产业包括运输和作业、供应和制造、新材料和采矿(Huckerby等人,2016年),以及岸线保护和海洋养护工作(LiVecchi等人,2019年)。

### 4.2. 潜在的不利社会经济影响

要将海洋可再生能源作为一种新能源进行大规模部署,就不得不面临巨大挑战。海洋可再生能源设施与陆上设施相比,能源成本更高;此外,还需解决社会认可问题。不愿共享海洋空间的其他海洋部门和地方沿海社区可能会强烈反对建设海洋可再生能源设施(Dalton等人,2015年;Lange等人,2018年)。渔业和近海风电场相互作用产生的重要问题包括渔场消失和移位、渔具损坏、补偿方案不当,以及推动渔民更加积极参与规划过程的必要性(Gray等人,2016年)。由于潜在的视觉干扰,海洋可再生能源设施还可能引发沿海旅游部门的关切。在法国沿地中海地区以及联合王国北威尔士和新西兰进行的研究表明,沿海社区反对建设近海风电场和波浪能设施,在风景优美

<sup>21</sup> 海洋能源系统是各国之间的政府间协作方案,成立于2001年,在国际能源署建立的框架下运作,旨在促进世界各地发展海洋能源。见[www.ocean-energy-systems.org/](http://www.ocean-energy-systems.org/)。

的地点尤其如此(Devine-Wright和Howes, 2010年; Westerberg等人, 2013年; Brownlee等人, 2015年)。当海洋可再生能源设施靠近现有海运路线时, 还可能与海上船舶安全航行和运行有关的潜在冲突。

总之, 潜在的环境和社会经济风险突出表明, 在对海洋可再生能源项目进行规划和选址之前, 必须促进利益攸关方广泛参与, 并开展有效的环境影响评估和风险分析。

## 5. 知识和能力建设方面仍然存在的主要差距

### 5.1. 降低成本

降低成本是海洋可再生能源产业必须解决的最重要问题。在一些市场中, 底部固定式近海风电场的成本正在接近常规发电来源的成本; 但在缺乏进一步的研发、有针对性的创新和重大财政激励措施的情况下, 其他海洋可再生能源技术远未具备实现商业化的可行性。降低海洋可再生能源成本对于吸引投资者和促进该部门发展很有必要。降低成本可在以下支柱的基础上实现(海洋能源战略倡议, 2013年; Smart和Noonan, 2018年):

- **规模和数量。**扩大海洋可再生能源设备的体积和阵列设施的规模, 可降低制造和安装成本, 而扩大海洋可再生能源设备的生产规模, 则可降低单个部件的整体成本。
- **经验和知识生成。**知识生成对于海洋可再生能源的能力建设和降低成本相当重要。通过经验和实践获得的新知识将促进海洋可再生能源纳入国家相关政策。共享数据和信息、交流经验、研发和吸取经验教训是降低成本的重要驱动因素。
- **创新。**有针对性的创新(在海洋可再生能源概念的研发阶段, 或在业界实际的海洋可再生能源项目中进行此类创新)可降低成本, 提高海洋可再生能源设备的产量和可靠性。
- **能源储存。**准确的短期预测和能源储存分别与间歇发电和随机波动问题相关。当前的能源储存技术包括电化学系统(如蓄电池和燃料电

池, 以及氢能储存)、电储存系统(如超级电容器能源储存系统和磁系统)、机械系统(如飞轮和水泵)和热系统(Ould Amrouche等人, 2016年; Olabi, 2017年)。抽水蓄能是这些技术中最成熟、规模最大的技术(另见Wang等人, 2019年)。

### 5.2. 环境监测和缓解措施

对海洋生物和海洋气象(海洋学和气象学)特征的环境监测对于确定和量化从海洋可再生能源设施设计到退役期间海洋环境的变异性至关重要, 而海底测绘对于海洋可再生能源设施的恰当选址可能大有帮助(Mulcan等人, 2015年)。

建立环境基线(如进行海底测绘和确定海底特征, 包括沉积物成分以及浅层和深层地质)以及监测生物元素, 对于消除有关活动对生物多样性的任何不利影响必不可少。在这方面, 有必要为发展海洋可再生能源的地点订立环境监测数据分析标准, 并确定生物可能受到影响的区域, 以便为收集基线数据提供信息。<sup>22</sup>此外, 还有必要设定阈值, 确定物种丰度、多样性、分布和行为的变化情况, 并重新调整管理行动(Foley等人, 2015年)。在制定监测程序时, 应当考虑所用的海洋可再生能源技术和在海洋环境中引入的压力因素。预测模型可作为辅助工具使用, 最好是与原位观测相结合。

海洋气象数据可通过原位测量、数值模型输出结果和遥感仪器获得。要初步估计设施区域内可用

<sup>22</sup> 例如, 见United States Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, “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, 2019年4月30日。可查阅[www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2019-04-30/pdf/2019-08666.pdf](http://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2019-04-30/pdf/2019-08666.pdf)。



的海洋可再生能源资源和海洋气象特征,就需要长期数据。对海洋气象条件的短期(最多3天)和中期(3-7天)预测对于运行规划活动也很重要。在运行阶段,必须对预期发电量作出可靠的短期预测,才能开展大规模并网。

### 5.3. 发展海洋可再生能源的战略考虑因素(包括供资)

制定国家能源战略的工作可能涉及若干目标。在这方面,需要考虑的一些关键因素包括:降低海洋可再生能源成本,并改进其与电力系统大规模并网的情况;利用多样化的海洋可再生能源,并确定其地理分布情况;减少部署障碍,包括选址冲突和审批流程;吸引对该部门的大量投资。

此外,国际自然保护联盟(自然保护联盟)世界自然保护大会第六届会议请各国和主管当局实施一项考虑到环境问题的近海可再生能源发展战略,并对该战略进行严格的环境战略评估(自然保护

联盟,2016年)。这一承诺完全符合可持续发展目标7。

充分发展海洋可再生能源,可增加低碳能源选项的多样性,并提供替代化石燃料的可行方案。传统的商业供资来源往往不足以实现这一目标,因此需要创新战略。公私伙伴关系被认为对发展海洋可再生能源至关重要。例如,欧盟委员会设立海洋能源论坛,汇集业界、金融界、学术界和公共当局,确定解决方案,增加投资吸引力。在美国,近海风电企业网络<sup>23</sup>正在推动近海风电产业的发展。

公共部门提供支持的重要性并不局限于为新技术开发的早期阶段供资。同样重要(如果不是更加重要)的是,公共部门通过经济和财政激励措施、可再生能源配额制、碳抵消或上网电价补贴,在为私人投资创建有利环境方面发挥作用。对新技术的投资一般仅限于拥有一定财力、面对不具备商业化可行性的技术可以承受相关风险的国家。但发展中国家可以对较为成熟的海洋可再生能源技术进行投资。

## 6. 预期的未来趋势

虽然在开发海洋可再生能源方面已经取得巨大进展,但除近海风电部门外,该产业仍处于早期发展阶段。由于波浪能和潮汐能总体上尚不具备商业化可行性,近期的目标是鼓励在近海部署更多单一原型机或小规模阵列。此类部署如果成功,将建立起对该部门的信心,并鼓励人们为开发大规模发电场提供所需投资。此外,还需要技术进步,提升能量转化性能和可靠性,改进可最大限度增加能量吸收的控制系统。波浪能和潮汐能技术在存续性、可靠性和降低成本方面的潜力抵消了巨大的投资风险。

欧洲根据战略能源技术计划,制定了降低近海风能、波浪能和潮汐能平准化度电成本的远大目标(欧盟委员会能源总局等,2018年)。近海风能方面的目标是到2025年将固定式近海风电的平准化度

电成本降至无补贴水平,将浮式近海风电的平准化度电成本降至120欧元/兆瓦时以下。波浪能和潮汐能方面的相应目标分别为200欧元/兆瓦时和150欧元/兆瓦时。世界各国政府的支持将使该产业能够迎来转折点,从而大幅降低成本。盐梯度能和海洋热能转换方面相应的预期平准化度电成本分别为80欧元/兆瓦时和150-200欧元/兆瓦时(欧洲海洋能源协会,2016年)。

在开阔洋上增加部署波浪能、潮汐能和洋流能设备方面,最近的趋势是重点关注利基市场。本地的海洋可再生能源选项可为无电网地区以及偏远沿海和岛屿社区(如小岛屿发展中国家)的能源需求、包括海水淡化和水产养殖提供解决办法(LiVecchi等人,2019年;Rusu和Onea,2019年)。<sup>24</sup>在此类应用中,波浪能和潮汐能具备与柴油发电机竞争

<sup>23</sup> 见[www.offshorewindus.org/about-us/](http://www.offshorewindus.org/about-us/)。

<sup>24</sup> 见United States Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, “Powering the Blue Economy”。

的潜力。大多数情况下,波浪能和潮汐能设备与公用事业规模设备相比体积更小,因此无需较高资本支出。通过逐步扩大设备体积和阵列规模,达到公用事业规模,可为波浪能和潮汐能商业化提供途径。

预计近海风电部门将在全球范围、包括目前没有近海风电场运行的区域内扩张。今后10年,亚洲和美国预计将取得重大进展,新兴市场的近海风能

增长也将加速。浮式平台的使用对该产业而言是重大变革。浮式风能即将实现商业化部署,还有一些新技术处于早期开发阶段,具备在近海部署的潜力。例如,多涡轮机平台可提供替代选项,代替持续扩大风力涡轮机体积的方案。高空风电概念,如自动化风筝或无人机,以及在单一平台上结合不同类型海洋可再生能源技术的混合平台的开发进程也在向前推进。

**鸣谢:** 谨感谢Nikolaos Koukoulas在近海地热能相关内容方面给予的鼎力协助。

## 参考资料

- Alvarez-Silva, O.A., and others (2016). Practical global salinity gradient energy potential. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1387–1395.
- Arnett, E.B., and others (2016). Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, Voigt, C.C., and T. Kingston, eds. Springer International Publishing.
- Banerjee, A., and others (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., and others (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., and others (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., and others (2016). Expected effects of offshore wind farms on Mediterranean marine life. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 1, 18.
- Breeze, P. (2019). Chapter 14 - Marine Power Generation Technologies. In *Power Generation Technologies*, P. Breeze, ed. Third Edition, pp. 323–349. Newnes.
- Brownlee, M.T.J., and others (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](http://www.sciencefocus.com/planet-earth/marine-cultivation-technology-opening-the-door-to-the-rich-sources-of-clean-energy-in-our-oceans).
- Cazenave, P.W., and others (2016). Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography*, vol. 145, pp. 25–41.
- 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*, S. Sarp and N. Hilal, eds., pp. 273–295. Elsevier.

- 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., and others (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., and others (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, vol. 202, pp. 59–68.
- Dlugokencky Ed, and Pieter Tans (2020). Trends in Atmospheric Carbon Dioxide, NOAA/GML. [www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends](http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends).
- Edenhofer, O., and others (2011). Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York: Cambridge University Press.
- Encarnacion, J.I., and others (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.
- European Commission, Directorate-General for Energy and others (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](https://setis.ec.europa.eu/sites/default/files/setis%20reports/setplan_delivering_results_2018.pdf).
- Foley, M.M., and others (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.
- Frankfurt School-UNEP Centre/BNEF (2020). Global Trends in Renewable Energy Investment 2020. [www.fs-unep-centre.org/wp-content/uploads/2020/06/GTR\\_2020.pdf](http://www.fs-unep-centre.org/wp-content/uploads/2020/06/GTR_2020.pdf).
- Glarou, and others (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., and others (2016). Changes to Fishing Practices Around the UK as a Result of the Development of Offshore Windfarms—Phase 1. The Crown Estate, [www.thecrownestate.co.uk/media/2600/final-published-ow-fishing-revised-aug-2016-clean.pdf](http://www.thecrownestate.co.uk/media/2600/final-published-ow-fishing-revised-aug-2016-clean.pdf).
- Gunn, K., and C. Stock-Williams (2012). Quantifying the global wave power resource. *Renewable Energy*, vol. 44, pp. 296–304.
- Heijnen, L., and others (2019). Ultra-Deep Geothermal Program in the Netherlands. In *European Geothermal Congress*. The Hague, Netherlands: 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., and others (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\\_Climate\\_Change\\_final.pdf](https://oceanpanel.org/sites/default/files/2019-10/HLP_Report_Ocean_Solution_Climate_Change_final.pdf).
- Huckerby, J and others (2016). An International Vision for Ocean Energy. Version III. Ocean Energy Systems Technology Collaboration Programme. <https://testahemsidaz2.files.wordpress.com/2017/03/oes-international-vision.pdf>.

- ICES (2019). Working Group on Marine Benthic Renewable Developments (WGMBRED). ICES Scientific Reports. Denmark: 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](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/HAPISG/2019/Working%20Group%20on%20Marine%20Benthic%20and%20Renewable%20Energy%20Developments.pdf).
- International Energy Agency (IEA) (2019). Offshore Wind Outlook 2019. World Energy Outlook Special Report. International Energy Agency.
- \_\_\_\_\_ (2020). Global CO<sub>2</sub> emissions in 2019, IEA, Paris. [www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019](http://www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (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, V. Masson-Delmotte and others, eds. Intergovernmental Panel on Climate Change. In press.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2014). Salinity Gradient Energy: technology brief. International Renewable Energy Agency. [www.irena.org/publications/2014/Jun/Salinity-Gradient](http://www.irena.org/publications/2014/Jun/Salinity-Gradient).
- \_\_\_\_\_ (2019). Renewable Energy and Jobs. Annual Review 2019. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. [www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2019/Jun/IRENA\\_RE\\_Jobs\\_2019-report.pdf](http://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2019/Jun/IRENA_RE_Jobs_2019-report.pdf).
- \_\_\_\_\_ (2020a). Renewable Capacity Statistics 2020. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. [www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Mar/IRENA\\_RE\\_Capacity\\_Statistics\\_2020.pdf](http://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: International Renewable Energy Agency. [www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Jun/IRENA\\_Power\\_Generation\\_Costs\\_2019.pdf](http://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Jun/IRENA_Power_Generation_Costs_2019.pdf).
- Isaksson, Natalie, and others (2020). Assessing the effects of tidal stream marine renewable energy on seabirds: A conceptual framework. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 157, 111314.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (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, Hawaii, United States.
- Jepma, C., and M. van Schot (2016). Connect North Sea 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., and others (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., and others (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/mcbem-2014-01/other/mcbem-2014-01-submission-noise-mitigation-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbem-2014-01/other/mcbem-2014-01-submission-noise-mitigation-en.pdf).
- Kuang, Y., and others (2016). A review of renewable energy utilization in islands. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 59, pp. 504–513.
- Lange, M., and others (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., and others (2019). An Ecosystem Approach to the Culture of Seaweed. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-195. <https://spo.nmfs.noaa.gov/sites/default/files/TMSP0195.pdf>.
- Lewis, A., and others (2011). Ocean Energy. In *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, Edenhofer, O., and others, eds. Cambridge University Press.
- LiVecchi, A., and others (2019). Powering the Blue Economy; Exploring Opportunities for Marine Renewable Energy in Maritime Markets. U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy. Washington, D.C. [www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/73355-v2.pdf](http://www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/73355-v2.pdf).
- Marques, A.T., and others (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., and others (2019). A framework to evaluate the environmental impact of OCEAN energy devices. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 112, pp. 440–449.
- Mulcan, A., and others (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., and others (2019). 2018 Offshore Wind Technologies Market Report. National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States). [www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/2018%20Offshore%20Wind%20Technologies%20Market%20Report.pdf](http://www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/2018%20Offshore%20Wind%20Technologies%20Market%20Report.pdf).
- Ocean Energy Europe (2016). European Commission Issue Paper on Ocean Energy Industry Response. Technical Report. [https://setis.ec.europa.eu/system/files/tpoandoe\\_input\\_act1and2\\_ocean.pdf](https://setis.ec.europa.eu/system/files/tpoandoe_input_act1and2_ocean.pdf).
- Olabi, A.G. (2017). Renewable energy and energy storage systems. *Energy*, vol. 136, pp. 1–6.
- Ould Amrouche, S., and others (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](http://www.powermag.com/largest-otec-facility-inaugurated-in-hawaii).
- Pedamallu, L.R.T., and others (2018). Environmental Impacts of Offshore Geothermal Energy. *Geothermal Resources Council Transactions*, vol. 42, p. 10.
- Perlack, R.D., and others (2005). Biomass as feedstock for a bioenergy and bioproducts industry: The technical feasibility of a billion-ton annual supply. US Department of Energy and US Department of Agriculture. [www1.eere.energy.gov/bioenergy/pdfs/final\\_billionton\\_vision\\_report2.pdf](http://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., and others (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., and others (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-CO<sub>2</sub>-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](http://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr_2019_full_report_en.pdf).
- Roa-Ureta, R.H., and others (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., and others (2016). Floating photovoltaic power plant: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 66, pp. 815–824.
- Saibi, H., and others (2013). Geothermal energy. In *Handbook of Sustainable Engineering*, Kauffman J., and K.M. Lee, eds. Springer.
- Sandberg, A., and others (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., and others (2014). Strangford Lough and the SeaGen Tidal Turbine. In *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions. Humanity and the Sea*, Shields M., and A. Payne, eds. Springer.
- Schaetzle, O., and C.J.N. Buisman, (2015). Salinity Gradient Energy: Current State and New Trends. *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., and others (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](http://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., and others (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](http://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., and others (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](https://espi.boem.gov/final%20reports/BOEM_2019-049.pdf).
- Soukissian, T.H., and others (2017). Marine renewable energy in the Mediterranean Sea: status and perspectives. *Energies*, vol. 10, 1512.
- Spencer, R.S., and others (2019). Floating photovoltaic systems: Assessing the technical potential of photovoltaic systems on man-made water bodies in the continental United States. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, No. 3, pp. 1680–1689.
- Taormina, B., and others (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.
- Tedesco, M., and others (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., and others (2006). The future of geothermal energy. Impact of Enhanced Geothermal Systems (EGS) on the United States in the 21st Century. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA. [www1.eere.energy.gov/geothermal/pdfs/future\\_geo\\_energy.pdf](http://www1.eere.energy.gov/geothermal/pdfs/future_geo_energy.pdf).
- Topham, Eva. and others (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.

- Wang, Z., and others (2019). A review of marine renewable energy storage. *International Journal of Energy Research*, vol. 43, No. 12, pp. 6108–6150.
- Westerberg, V., and others (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean. *Tourism Management*, vol. 34, pp. 172–183.
- Willstead, E., and others (2017). Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground. *Science of the Total Environment*, vol. 577, pp. 19–32.
- World Meteorological Organization (WMO) (2020). WMO Statement on the State of the Global Climate in 2019. WMO-No. 1248. Switzerland: World Meteorological Organization. [https://library.wmo.int/doc\\_num.php?explnum\\_id=10211](https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10211).
- World Bank Group and others (2019). Where Sun Meets Water: Floating Solar Market Report. Washington, D.C.: World Bank. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/579941540407455831/pdf/Floating-Solar-Market-Report-Executive-Summary.pdf>.

# 第 22 章

# 入侵物种

**撰稿人:** Thomas W. Therriault (召集人)、Marnie L. Campbell、Alan Deidun、Bella S. Galil、Chad L. Hewitt、Graeme Inglis、Henn Ojaveer (牵头成员)、Chul Park (共同牵头成员)、乔冰、Renison Ruwa (共同牵头成员)和 Evangelina Schwindt。



## 主旨要点

- 全球各地约有2 000个海洋非本地物种经过人为导致的移动, 进入新的地点。其中少数具有经济价值, 但大多数对生态、社会经济或人类健康产生了负面影响。随着贸易增加和气候变化, 生物入侵的现象可能增加。
- 非本地物种会对生物安保和生物多样性造成重大危害。目前, 缺乏分类学覆盖广的大尺度非本地物种调查, 也缺乏记录接收环境潜在影响范围的研究。
- 在全球层面上(通常在区域层面上), 缺乏对主要入侵载体(也即压载水、生物污损、水产养殖、活体标本贸易、运河和塑料或其他废弃物的鉴定和认知; 除压载水和沉积物管理外, 其他方面缺乏监管。鉴于非本地物种引进和扩散的载体繁多, 需要制定全面、综合的法律文书, 并且强力执行, 减缓物种的移动, 还需要制定能探测物种的整体监测方案。
- 迫切需要更好的工具, 评估环境条件发生改变的情况下非本地物种带来的潜在风险, 识别面临最大风险的本地物种和生态系统, 确定最佳的应对方式(也即早检测、快反应)。就没有过往入侵历史记录物种来说, 尤其是如此。

## 1. 引言

非本地物种入侵是生物多样性变化的主要驱动因素, 可降低生物多样性, 改变群落结构和功能, 减少渔业和水产养殖业产量, 影响人类健康和福祉。这一现象会由于气候变化, 包括极端事件和其他人为引发的干扰而加剧(Bax等人, 2003年; 千年生态系统评估, 2005年; Ojaveer等人, 2018年)。非本地物种系指因人类从事的活动有意或无意产生的结果, 克服自然扩散障碍, 在原生地以外新的生物地理区建立种群的物种, 包括微生物(Carlton, 1999年)。然后, 该等物种可借助广泛的入侵载体(也即带动个体移动的物理方式, 包括生物污损、水产养殖、活体标本贸易和运河), 通过自然的方式或人类从事的额外活动在新入侵地区扩散(Carlton和Ruiz, 2005年; Richardson等人, 2011年)。入侵途径是指把个体从来源地转移到入侵地(非本地)的过程与机会的组合, 包括入侵载体的某些要素(“入侵途径”一词有时与“入侵载体”交替使用)(Carlton和Ruiz, 2005年; Richardson等人, 2011年)。因生态系统稳态转换或原生范围气候变化而在分布上发生改变的物种不被视为非本地物种; 隐源物种(原生范围未知)也不被视为非本地物种(Carlton, 1996)。所有非

本地物种中的一个子集——通常称为“外来入侵物种”——有重大的生物、经济或人类健康影响(Williamson, 1996年; 联合国环境规划署(环境署), 2002年)。鉴于通常无法预测哪些非本地物种会在哪些地区、哪种情况下成为入侵物种, 本章遵循了预防性办法, 也因此涵盖了海洋和河口系统的所有非本地物种。

非本地物种是促使被入侵生态系统发生变化的驱动因素。它们受到被入侵生态系统的影响, 也受到使其离开原生范围的活动和事件的影响。此外, 人们越来越认识到: 非本地物种是多种压力因素的关键组成部分, 特别是在沿岸海洋生境中; 其扩散受到全球经济发展和交通改善的推动(千年生态系统评估, 2005年)。海洋生态系统因其他人为造成的影响(例如过度捕捞、富营养化、海洋酸化和生境改变)而承受压力或退化, 事实表明这对非本地物种形成种群有利(Crooks等人, 2011年)。因此, 本地生物多样性的改变(包括与《濒危野生动植物种国际贸易公约》<sup>1</sup>附录所列物种有关的改变)、生产力(包括渔业)、有害藻类水华、生态系统结构和功能(第6、7、10和15章)都会对非本地物种成功入侵海洋造成直接影响, 包括在非本地物种为病

<sup>1</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第993卷, 第14537号。



原体的情况下。此外,会使污损物种在本不适合的环境内形成种群的人工生境预计增加(第14章),这可能有助于非本地物种的传入和扩散,非本地物种的分布范围也会因人类从事的活动而扩大,例如海洋运输和航运、水产养殖和渔业相关移动和增殖放流、生境恢复、运河和改道、海洋废弃物和垃圾(特别是塑料,它们不会迅速降解,因此可以持续存在,充当运输载体)以及研究活动(第16章)(Ruiz等人,1997年;Carlton等人,2017年;Galil等人,2018年;Therriault等人,2018年)。

非本地物种有可能直接或间接地影响健康的生产性人类社会所依赖的生物区系和生态系统。尽管无意引进或有意引进后逃逸到野外的非本地物种偶尔会得到开发利用(例如太平洋牡蛎(长牡蛎)、红海对虾(日本囊对虾)、亚洲虎虾(斑节对虾)、蓝泳蟹(青梭子蟹)和马尼拉蛤仔(菲律宾帘蛤),但经常带来负面的长期影响,致使本地多样性减少。这种影响会降低可持续渔业或水产养殖业传统上所依赖的海洋系统的总体生产力和复原力,进而直接或间接地延伸到沿岸社区(Molnar等人,2008年;Schröder和de Leaniz,2011年)。

## 2. 记录的非本地物种基线和变化情况

第一次世界海洋评估(联合国,2017年)不包括对非本地物种现状和相关趋势的正式评估,因此无法衡量自评估发布以来的变化。然而,有多条证据链证实,由于普遍缺乏管理和控制,非本地物种继续在全球蔓延,据报新的地点发生了新的引进事件。虽然2004年《国际船舶压载水及沉积物控制和管理公约》<sup>2</sup>已于2017年9月生效(国际海事组织(海事组织),2019年),但是《公约》在全球范围内得到落实的程度、在区域层面上减少海洋入侵现象的效果尚不清楚。不过,当前的经验积累阶段也许能提供重要的信息,用于将来的评估。同样,一些国家执行了国际海洋考察理事会(海考会)的《海洋生物引进和转移业务守则》(海考会,2005年),以减少有意引入新地区养殖的非本地物种所构成的威

为更好地了解全球范围内的入侵情况,需要有关于非本地物种的清单。清单得经过验证、详细、带有地理参考坐标,能在可搜索的数据库中查到;数据库要能用来更好地了解这类物种的分布情况以及造成其范围扩大的潜在机制。目前,人们对世界上许多地方的非本地物种、包括对非本地物种的首次到达(发现)日期以及可能的引进载体的了解有限、不完整或等于零。虽然生物多样性评估取得了进展(Costello等人,2010年;Narayanaswamy等人,2013年),特别是分子技术向前进步(Darling等人,2017年),但在非本地物种方面仍有重大差距。具体来说,不仅需要彻底摸清每个物种的分类地位,特别是在非本地物种和本地姐妹物种有重叠的地方,还需要了解此类物种的原生范围。同样,也得更好地从地理空间和时间的角度认识入侵载体和途径。尽管有些区域性研究涉及到压载水,但是关于多种入侵载体带入的非本地物种的信息基本上是有限的。再者,除其他外,对重要入侵途径的特点、路线、频率和强度的了解也不完整。总而言之,此类信息十分重要,可以为非本地物种政策和管理提供参考。

胁,但入侵现象仍在发生。由于认识到船体污损作为载体愈发重要,海考会建议采取四项行动,评估和减轻因生物污损而引进非本地物种的情况(海考会,2019年)。然而,目前仍有许多入侵载体未在全球范围内得到监管(见下文)。

放眼全球,关于非本地物种的现有信息在空间、时间和分类上差别相当大。许多地方不对非本地物种实施例行调查或监测。分类学覆盖面和专业知识的广度和深度也有很大偏差,关于较大、较显眼物种(即鱼和大型甲壳动物)的信息远比关于较小、较不显眼物种(即蠕虫和其他小型无脊椎动物)的信息扎实。

<sup>2</sup> 国际海事组织, BWM/CONF/36号文件, 附件。

必须指出, 海洋入侵的后果需要相当长的时间才会显现, 而且众所周知, 不好量化。从把非本地物种引入新的地方到发现这一物种或察觉这一物种的影响, 中间往往有时滞。另外, 入侵前的重要基线数据常常缺失。因此, 难以将观察到的生态系统变化具体归因于非本地物种, 特别是在海洋生态系统受到许多其他外部压力因素影响的情况下。不

过, 如果像Tsiamis等人(2019年)为欧洲联盟国家提出的建议那样, 建立全球或区域基线清单, 就有可能更好地了解非本地物种在空间和时间上的变化, 及其对生态系统和人类福祉的影响, 同时认识到需要对清单内容进行关键的验证, 确保其切合目的。下文有首次按区域对多个分类群的基线状况和趋势作出的综合分析(见第4节)。

### 3. 人类社会、经济和福祉受到的影响

非本地物种不仅会致使沿岸生境和相关生态系统产品、服务退化, 进而影响可持续发展目标14(保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展)的落实, 而且还可能直接或间接影响许多其他目标<sup>3</sup>的落实(见国际科学理事会等, 2017年)。目标1(在全世界消除一切形式的贫困)的实现可能由于非本地物种的持续蔓延而受阻, 因为有的非本地物种会改变生态系统的结构和功能, 从而直接或间接地对渔业和水产养殖业产生负面影响, 特别是在小岛屿发展中国家和最不发达国家, 那里缺乏关于非本地物种的法规、政策、监测和早期检测及快速反应计划。同样, 非本地物种可能会通过同样的机制损害海产食品的安全和保障, 从而危及目标2(消除饥饿, 实现粮食安全, 改善营养状况和促进可持续农业)的落实。在许多情况下, 可以把非本地物种、特别是有可能影响人类健康的非本地物种视为生物污染。因此, 非本地物种、特别是霍乱弧菌等人类病原体在全球的持续扩散, 也影响到目标3(确保健康的生活方式, 促进各年龄段人群的福祉)的达成。某些非本地物种可能急剧改变海洋沿岸环境和社区, 因此会对目标6(为所有人提供水和环境卫生并对其进行可持续管理)的实现产生负面影响。越来越多的证据表明, 许多引发生物污损的海洋非本地物种能利用人工构造物, 包括码头、石油平台和风电场。能源需求日益增长, 拉动着沿岸和近海基础设施的发展, 因此, 非本地物种还可能阻碍目标7(确保人人获得负担得起的、可靠和可持续的现代能源)实现。在有的地区, 非本地物种得

不到遏制、继续蔓延, 有损渔业和水产养殖业的可持续增长。因此, 非本地物种也有可能拖累目标8(促进持久、包容和可持续的经济增长, 促进充分的生产性就业和人人获得体面工作)和目标9(建造具备抵御灾害能力的基础设施, 促进具有包容性的可持续工业化, 推动创新)的实现。

良好的海洋治理关系到目标16(创建和平、包容的社会以促进可持续发展, 让所有人都能诉诸司法, 在各级建立有效、负责和包容的机构), 可以发挥重要作用, 帮助在全球提升对海洋非本地物种及其影响的认识。这种治理包括建立报告框架或数据库, 记录非本地物种不断变化的分布情况, 从而在国家管辖范围以外区域, 凭借掌握的信息进行管理或制定政策。此外, 就许多海洋生态系统而言, 连非本地物种的基本信息都很匮乏(见下文第2和第4节)。就此, 可以在目标17(加强执行手段, 重振可持续发展全球伙伴关系)下建立全球伙伴关系、建设能力。如果在实现可持续发展目标方面进展缓慢, 那么非本地物种的蔓延和影响就会加剧。例如, 若在目标13(采取紧急行动应对气候变化及其影响)上没有进展, 随着环境变得对广大生物分类群更加适宜、能防止入侵的非生物和生物屏障退化或消除, 在目前非本地物种数量较为有限的几个海洋生态系统, 例如北冰洋和南大洋(见下文第4节), 入侵的速度可能会加快。

其他全球政策文件, 特别是与生物多样性有关的文件也涉及到非本地物种, 因为生物多样性和非本

<sup>3</sup> 见大会第70/1号决议。

地物种是负相关关系。例如,《生物多样性公约》<sup>4</sup> 确认非本地物种会带来威胁,第8条(h)款规定,每一缔约国应尽可能并酌情防止引进、控制或消除那些威胁到生态系统、生境或物种的外来物种。生物多样性和生态系统服务政府间科学与政策平台也确认非本地物种在世界各地都会带来负面影响,并已启动进程对非本地物种开展评估。

某些非本地物种有可能破坏人类健康和福祉。例如,引进的弧菌和有害的藻类(腰鞭毛虫、硅藻和蓝藻)产生的毒素会对海洋生物区系和人类消费者产生负面影响。由于气候变化对它们有利,影响预计会进一步恶化(Ruiz等人,2000年; Paerl和Huisman,2009年)。地中海的非本土生物入侵情况严重,有9种来自印度洋或印度-太平洋海域西部、可分泌有毒物质和本身含有有毒物质的非本地物种对人类健康构成风险(Galil,2018年)。此外,印度-太平洋海域的狮子鱼(魔鬼蓑鲉)会分泌毒素,尽管很少导致死亡,但对人类有危险。然而,关于人类健康所受影响的空间和时间趋势,现有信息零碎分散,因为漏诊、漏报会妨碍对于全球医疗病例发生率的定量评估,无视新浮现的公共健康风险的范围、严重程度和趋势可能使风险分析受阻。

某些非本地物种,无论是否有意引进,都带来了经济效益,但经济效益与生态后果之间往往

彼此消长。例如,太平洋牡蛎引入世界各地包括北美洲、南美洲、非洲、澳大利亚和欧洲的沿岸环境后,带来了经济机会,全球产量逾400万吨(Shatkin,1997年;联合国粮食及农业组织(粮农组织),2019年)。然而,在许多地方,该物种已经扩散到养殖点外,在某些地区对本土生物多样性和生态系统机能运行以及人类福祉造成了负面影响(Molnar等人,2008年; Herbert等人,2016年)。大西洋鲑鱼(大西洋鲑)也被用来在世界各国创造经济机会,但大规模逃逸事件会对生态和社会经济造成负面影响(Schröder和de Leaniz,2011年)。在巴伦支海,红帝王蟹(堪察加拟石蟹)是为渔业有意引进的,迅速扩散到邻近水域,丰度也已上升,因此使不同的用户群体之间发生冲突,并且给生物多样性和生态系统机能运行带来负面影响,特别是在沿海峡湾(Falk-Petersen等人,2011年)。发展非本地物种渔业会产生长期影响,鉴于要大力确保渔业可持续发展,就尤其是如此。另外,某些非本地物种,比如盐沼草(互花米草),被有意引进中国,充当生态系统工程师后,显著改变了入侵的生态系统(Wan等人,2009年)。Schlaepfer等人(2011年)认为,某些非本地物种也许会带来生态或养护效益,但是效益预测工作往往错综复杂,而且要看环境。

## 4. 关键的区域性基线、变化和后果

### 4.1. 北冰洋

尽管缺乏对北冰洋非本地物种的全流域评估,但目前看来入侵物种相对较少(Molnar等人,2008年; Chan等人,2013年)。然而,随着环境快速变化,包括温度升高、海冰减少,这一水域将来可能会适合一些潜在的入侵物种(Ware等人,2016年; Goldsmit等人,2018年)。此外,环境变化可能引发北冰洋中人为造成的入侵载体状况出现变化,特别是海洋运输,它可能导致未来的繁殖体压力增加(Miller和Ruiz,2014年)。

### 4.2. 北大西洋、波罗的海、黑海、地中海和北海

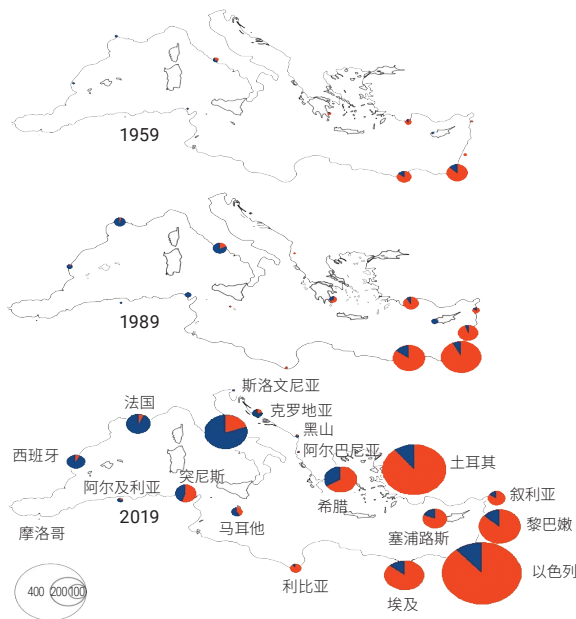
地中海遭非本土生物入侵的历史悠久,1900年以前记录的非本地物种有22个(Galil,2012年)。到21世纪初,国家一级的非本地物种清单编制工作已经启动;截至2011年,欧洲联盟海域(包括马卡罗尼西亚)共有787个非本地物种列入,其中报告位于西地中海的非本地物种数量最多(242个)(Tsiamis等人,2019年;另见Gómez,2019年,关于52个微藻物种)。然而,由于地中海东部和南部的数据缺

<sup>4</sup> 联合国,《条约汇编》,第1760卷,第30619号。



失,造成了很大的偏差,因为地中海东部的非本地物种远远多于地中海西部(仅在以色列沿海就记录了400多个非本地物种)。整个地中海有727个后生非本地物种,而且数量还在迅速增加(Galil等人,2018)(见下图);截至2018年,报告的黑海非本地物种和隐源物种有173个。尽管人们越来越意识到苏伊士运河在非本地物种入侵地中海中发挥的作用,但“新苏伊士运河”项目尚未考虑采取措施,缓解可能出现的非本地物种繁殖体增加问题,该项目于2014年启动,要大幅增加原运河的深度和宽度(Galil等人,2017年)。因此,地中海的主要入侵载体包括:经由苏伊士运河引进的红海生物区系;商业性和娱乐性航运;海水养殖;水族贸易。虽然后面几种载体引进的非本地物种较少,但有的产生了严重影响,其中包括随水族箱溢出物引进的绿藻(杉叶蕨藻)(Meinesz和Hesse,1991年)和在鱼饵包装中引进的褐藻(墨角藻)(Sanchole,1988年)。

### 关于地中海非本地物种的报告随时间推移所发生的变化



资料来源: Agnese Marchini和Bella Galil。

注: 红色表示经由苏伊士运河引进的物种,蓝色表示通过其他载体引进的物种。

自21世纪初以来,非本地物种引进波罗的海的表现速度为每年3.2个物种,几乎是1950年至1999年所作记录的两倍,那时为每年1.4个物种(海考会,2018年)。压载水和船体污损是初级引进的主要载体,非本地物种经河流和北海引进后的自然扩散位列其次。波罗的海的大多数非本地物种源自北美洲、黑海-里海地区和东亚,但近来引进的亚热带非本地物种越来越多。因此,在波罗的海共记录了174个非本地物种和隐源物种(AquaNIS,2019年;Ojaveer等人,2017年;海考会,2018年)。然而,即便是扩散范围最广的非本地物种,其对波罗的海生态系统结构和动态所造成影响的方向和程度仍有相当大的不确定性(Ojaveer和Kotta,2015年)。

虽然研究有一些重叠,但在东大西洋报告的非本地物种里面有至少80个在北海(Reise等人,2002年);90个在大不列颠及北爱尔兰联合王国周围水域(Minchin等人,2013年);104个在法国大西洋水域(Goulletquer等人,2002年);100多个在英吉利海峡(Dauvin等人,2019年)。在西大西洋至少报告了189个非本地物种(Ruiz等人,2015年),但实际数量可能更高。从政策和管理的角度来看,需要经过验证的区域清单。

### 4.3. 南大西洋和大加勒比海

南大西洋和大加勒比地区的非本地物种记录在空间和时间上都不完整。最早的历史汇编来自南非,1990年代初报告的非本地物种有12个,其中两个属于全球范围的入侵物种——欧洲绿蟹(普通滨蟹)和蓝(高卢)贻贝(地中海贻贝)(Griffiths等人,1992年)。Mead等人(2011年)重新评估了这一区域的非本地物种发生情况,确定了86种非本地物种,指出压载水和船舶污损是主要载体。除南非外,东南大西洋沿海的非本地物种基本上仍未得到描述,尽管安哥拉近期的一项研究报告了29个非本地物种(Barros Pestana等人,2017年)。在西南大西洋,最早的汇编针对的是阿根廷和乌拉圭,确定了31个非本地物种,包括一个有意引进的物种(太平洋牡蛎)(Orensanz等人,2002年)。近期经对这一地区进行重新评估,确定了120多个来自

不同分类群(从病毒到植物和鱼类)的非本地物种,包括2002年以来新发现的33个物种(Schwindt等人, 2020年),而且与南非的情况一样,船舶是物种引进的主要载体。最近通过在巴西开展调查,确定有73个非本地物种(Lopes等人, 2009年; Teixeira和Creed, 2020年)沿着漫长、航运历史悠久的海岸线分布,这说明数字本身可能低估了非本地物种的真实丰度。关于南美洲北大西洋沿海(从法属圭亚那到圭亚那)的数据存在差距,非本地物种在那里很少受到关注(Schwindt和Bortolus, 2017年);大加勒比地区没有覆盖广泛的汇编,尽管关于委内瑞拉玻利瓦尔共和国和哥伦比亚有较小尺度的信息——在委内瑞拉确定了22个非本地物种(Pérez等人, 2007年);在哥伦比亚记录了16个非本地物种(Gracia等人, 2011年)。狮子鱼(魔鬼蓑鲉)是加勒比地区问题最大、相关研究最多的非本地物种之一。同样,两种入侵型太阳花珊瑚——猩红筒星珊瑚和塔古斯湾筒星珊瑚在热带西大西洋和墨西哥湾迅速扩散,压制、排挤并取代了本地珊瑚(Creed等人, 2017年)。

#### 4.4. 印度洋、阿拉伯海、孟加拉湾、红海、亚丁湾和波斯湾

关于非本地物种的区域记录在空间和时间上都不完整。尽管印度洋面积大、物种多,但是对这一地区海洋非本地物种的研究很少,大多是定性的,而且在地理上很分散,存在巨大的知识差距(印度洋委员会, 2016年)。例如,引进原产于菲律宾的两种红藻(细齿麒麟菜和长心卡帕藻)后,沿东非海岸线(肯尼亚、坦桑尼亚联合共和国和莫桑比克)进行海产养殖,产生了有害影响(Bergman等人, 2001年; Halling等人, 2013年)。长心卡帕藻也被引进印度西海岸,并扩散到马纳尔湾生物圈保护区,对当地珊瑚造成冲击(Chandrasekaran等人, 2008年)。与其他地方一样,有意引进的原因是发展海产养殖活动、解决粮食不安全问题,以及开展水族贸易、获取经济利益;造成无意引进的主要因素是海洋运输活动或借助漂浮物移动(印度洋委员会, 2016年; Anil等人, 2003年)。

#### 4.5. 北太平洋

北太平洋面积大、生物地理多样性强,与其他区域一样,关于非本地物种的报告并不完整。然而,截至2012年,在研究的23个生态区(包括美利坚合众国夏威夷和印度—太平洋中海区北部)中,至少报告了747个非本地物种,约等于在地中海报告的数量。这些非本地物种有70%以上属于四个门,即节肢动物(224种)、脊索动物(被囊动物和鱼类)(114种)、软体动物(110种)和环节动物(89种)(Lee和Reusser, 2012年; Kestrup等人, 2015年)。其中,32%原产于北太平洋其他地方,48%原产于北太平洋以外区域,20%为隐源物种(Lee和Reusser, 2012年; Kestrup等人, 2015年)。东北太平洋(368个非本地物种)和夏威夷(347个非本地物种)的入侵物种数量相似,但在西北太平洋(208个)和印度—太平洋中海区北部(75个)观察到的数量较少,这可能是由于采样强度处于不同水平。此外,重要的是要注意到,由于调查工作没有系统地在北太平洋至少27个其他生态区开展,而是主要集中在东南亚(Spalding等人, 2007年),因此预计整个北太平洋的非本地物种数量会更多。一些研究更为全面,或在较小的空间尺度上进行,或侧重于特定的分类群。例如,中国渤海和港口至少有6个非本地浮游生物物种和10个非本地藻类物种(Qiao, 2019年)在以前基线调查(Liu, 2008年; Wang和Li, 2006年)中没有报告过,旧金山湾有超过234个非本地物种(Cohen和Carlton, 1998年)。

与其他区域的情况一样,压载水排放、船体污损、有意增殖流放、水产养殖逃逸、水产养殖相关物种以及水族和植物贸易都是北太平洋的重要载体。与东北太平洋或夏威夷相比,在西北太平洋较为重要的载体是有意增殖流放和水产养殖逃逸,原因可能是亚洲的水产养殖规模更大。东北太平洋和西北太平洋之间的另一个区别是,东北太平洋与水产养殖相关的非本地物种更突出(约占非本地物种的42%),原因可能是从北美大西洋海岸进口大西洋牡蛎(美洲牡蛎)、从亚洲进口太平洋牡蛎的过程中引进了大量非本地物种,进口会致使许



多“搭车客”在原生范围外形成种群。近几十年来,通过加强监管,有效减少了水产养殖相关非本地物种无意转移的数量。2011年日本东部大地震及其引发的海啸提供了独特的载体,使日本的本地物种跨越北太平洋进入夏威夷和北美洲(Carlton等人,2017年; Therriault等人,2018年)。

#### 4.6. 南太平洋

南太平洋的地理、文化和生态多样性丰富,目前尚无关于这一区域海洋生物入侵状况的综合评估。现有资料大多来自1990年代晚期以来在澳大利亚、新西兰和智利开展的文献和实地研究。通过文献综述加上1995年至2004年在澳大利亚41个航运港口实施的非本地物种调查,确定澳大利亚全国有132个非本地物种(Sliwa等人,2009年),仅在菲利普港湾就发现了100个非本地物种(Hewitt等人,2004年)。澳大利亚南部温带地区的非本地物种数量多于澳大利亚北部热带地区(Hewitt,2002年),但是,这一规律受到以下因素的干扰:热带环境的分类学分辨率较差;澳大利亚南部的城市中心较大、航运历史较长(Hewitt和Campbell,2010年)。根据2001年至2007年在新西兰进行的43次类似的基线调查(Seaward等人,2015年)、业已公布的记录、博物馆藏品和提交给海洋入侵生物分类服务机构的资料(Cranfield等人,1998年; Kospartov等人,2010年),截至2018年3月,在新西兰海域记录的非本地物种有377个(214个物种被认为已在接收系统中形成种群;至于剩余的163个物种,要么据记录发现的地点仅限船只或临时构造物,要么引进失败)。2010年至2018年,记录了46个新非本地物种,其中只有15个似乎已经形成种群(Seaward和Inglis,2018年)。

在智利至少报告了53种海洋非本地物种(1种海藻、15种藻类、26种无脊椎动物和11种鱼类)(Castilla和Neill,2009年; Turon等人,2016年)。然而,情况很可能被低估,因为关于港口和码头污损生物组合的研究似乎很少,而在那些地方,引进的物种往往更加丰富。例如,近期在厄瓜多尔加拉帕戈斯群岛报告了53种非本地海洋无脊椎动物(Carlton等人,2019年),其中有30种(57%)是在航

运码头和基础设施周围实施污物挂板和海岸线调查过程中首次记录的。Cárdenas-Calle等人(2019年)在厄瓜多尔内陆确定了6种非本地物种。

关于非本地物种在太平洋岛屿国家和领土的分布和影响的资料有限,因为在这一区域开展的系统研究相对较少。2002年在美国美属萨摩亚开展调查,确定了17个非本地物种,其中大多数只限于帕果帕果港,属于已知在广大地理范围内出现的物种(Coles等人,2003年)。在美国关岛确定的非本地物种为40个(Paulay等人,2002年),初步调查帕劳马拉卡勒港的污损生物组合后确定的非本地物种为11个(Campbell等人,2016年),两者主要都是海鞘、苔藓动物、水螅体和双壳贝。在偏远的美国巴尔米拉环礁记录了六个非本地物种,包括五种无脊椎动物和一种藻类(Knapp等人,2011年)。法国塔希提岛(Stiger和Payri,1999年)和图瓦卢(De Ramon N' Yeurt和Iese,2013年)报告过可能通过航运扩散的褐藻发生水华、造成滋扰的现象。

在澳大利亚和新西兰,80%以上的已知非本地物种与通过压载水或生物污损进行的偶然运输有关(Hewitt和Campbell,2010年; Kospartov等人,2010年),有意引进的水产养殖物种在记录中所占份额不到2%。智利和秘鲁(Castilla和Neill,2009年)以及太平洋岛国和领土引进的水产养殖物种更多。过去50年间,这些地方有意引进过至少38个非本地物种,以试图建立渔业或小型水产养殖企业(Eldredge,1994年)。1970年代和1980年代,购自菲律宾的青口(翡翠贻贝)先后被引进到新喀里多尼亚(法国)、斐济、汤加、社会群岛(法国)、萨摩亚和库克群岛(Baker等人,2007年)。

#### 4.7. 南大洋

南极绕极流是自然扩散的一大障碍,可能正因为此,南大洋才有着独特的群落。此外,南大洋的浅水大陆架有限,关于动物种群的描述不多(Brandt等人,2007年)。貌似最有可能促使非本地物种进入这片水域的载体要么是直接运输,由人为造成,比如航运,要么是间接运输,随人为产生的海洋废弃物进行较远距离的漂移(Lewis

等人, 2003年; Barnes等人, 2006年; Hughes和Ashton, 2017年)。另外, 凡是到达此处的非本地物种, 都会面临充满挑战的环境条件。然而, 由于气候变化的速度加快, 这里可能会变得更容易受到入侵。迄今为止, 似乎只有北大西洋蜘蛛蟹(大蜘蛛蟹)是由人类活动被引进南大洋的(Tavares和de Melo, 2004年), 但今后很可能发生变化。将来

## 5. 前景

由于人类活动的缘故, 非本地物种的引进仍在继续。尽管如此, 在许多区域, 因为关于非本地物种的信息要么未妥善记载、要么完全是空白, 所以无法进行时间分析。此外, 气候变化会催生出其他能促使海洋发生变化的驱动因素, 包括水污染、严重的风暴事件和过度捕捞。上述驱动因素有可能增加非本地物种的丰度、范围和影响, 因为它们会改变接收地的生态系统, 加重本地物种承受的压力, 还会通过切换载体和途径, 改变人为形成的连通性。世界上约40%的人口生活在沿岸社区, 给沿海海洋生态系统带来的压力越来越大, 这是因为包括航运、游艇业、海洋养殖、陆源污染和海洋垃圾、沿岸设施和开发、能源生产和多种开采活动(石油和天然气、沉积物和鱼类)在内的多种活动及其后果推动了非本地物种的引进和扩散。据预测, 在北极等地区, 随着环境条件变化, 多个分类群的物种成为新入侵者的可能性加大(例如Goldsmith等人, 2018年)。它们还可能导致航运模式的变化。北方海航道的交通预计增加, 西北航道的交通有望实现, 这反过来又会增加繁殖体的供应(Miller和Ruiz, 2014年)。

尽管非本地物种带来了风险, 但是现有数据库和登记册很少将之录入, 所以, 处理这类物种的过程中面临许多固有挑战, 其根源在于知识库从本质上说有局限或不完整。这种知识差距的程度和广度难以评估。它因分类群、生境和区域而异, 多是由于海洋生态系统难以企及所致, 而这是多种因

潜在的入侵物种包括蓝贻贝(Lee和Chown, 2007年)、掠食性海星(多棘海盘车)(Byrne等人, 2016年)和海带(裙带菜)(James等人, 2015年)。南大洋系统的生物多样性相对较低, 生态系统结构简单, 集群独特、以软体生物为主, 因此可能特别容易受到非本地物种引进的影响, 尤其是可能产生重大影响的掠食物种。

素造成的, 例如研究成本较之其他生态系统要高, 专业知识不足, 对于不能满足或干扰人类需求的非本地物种产生的兴趣不高。一般而言, 除非非本地物种能带来利润或造成严重破坏, 否则它们的影响得不到妥善记录。因此, 关于绝大多数海洋非本地物种的影响, 还没有在足够大的时间范围和空间尺度上开展定量研究或实验研究, 一切仍旧未知; 关于它们与会对海洋环境造成影响的其他变化驱动因素之间的累积和协同关系, 情况也是如此(Ojaveer等人, 2015年)。

载体管理是最为有效的战略, 能防止动植物易地, 进而减少海洋非本地物种的引进和扩散。由于缺乏对繁殖体凭借主要载体转移的有效控制, 管理限于根除、清除和控制, 而这些工作经常徒劳无果。如已知或怀疑非本地物种能造成危害, 而且在发现时它们还局限于特定空间, 则应当清除, 以减少长期、持续的管理成本。一旦非本地物种广泛扩散, 根除或清除基本没有可能, 就算尝试把数量削减到从长期来看在经济或生态上可以接受的水平, 也很少成功(Forrest和Hopkins, 2013年)。迄今为止, 立法、法规和政策是被动的、零散的, 经常在非本地物种爆发、引发灾难后果、造成巨大代价之后才出台。《联合国海洋法公约》<sup>5</sup>是首份涉及有意或偶然引进海洋物种问题的、具有法律约束力的全球文书。尽管《预防从船舶压舱水和沉积物排放中排出有害水生物和病原体国际准则》于1991年确立, 《国际船舶压载水及沉积物控制

<sup>5</sup> 同上, 第1833卷, 第31363号。

和管理公约》<sup>6</sup>于2017年生效,而且海事组织也于2011年通过了准则(海事组织,2019年;海事组织MEPC.207(62)号决议),但是尚未要求对船舶生物污损进行管理。此外,生物多样性公约缔约方大会在《2011-2020年生物多样性战略计划》和《爱知生物多样性目标》<sup>7</sup>中呼吁到2020年,查明外来入侵物种及其途径并确定优先次序,控制或根除重点的物种,并制定措施对途径加以管理。这一目标无法实现。《欧洲联盟海洋战略框架指令》的目标——除其他外,确保到2020年非本地物种的水平

不会对生态系统产生不利影响——也可能无法实现。欧洲议会和理事会关于防止和管理外来入侵物种引进和扩散的(EU)1143/2014号条例只关注广泛扩散的物种和“联盟关切”的物种,鉴于里面至今仅列有一个海洋物种,所以也不可能在海洋生态系统方面取得成功。尽管澳大利亚、加拿大、新西兰、美国等已有一些国家层面的法规,但仍没有具法律约束力且受严格监测的框架和工具涉及到全球和区域的主要引进载体,例如生物污损、活体生物的培育和贸易以及运河。

## 6. 其他

长期以来,非本地物种一直被认为是对本地生物多样性的主要威胁(Bax等人,2003年),但在养护和保护区规划、监管和管理中却在很大程度上被忽视(Giakoumi等人,2016年;Mačić等人,2018年)。考虑到全球对建立和扩大养护区作出的承诺(即爱知生物多样性目标11、《生物多样性公约》第8条和可持续发展目标14),这种遗漏可能有损在非本地物种占领区开展的养护工作,包括海洋保护区的效果(Galil,2017年;Iacarella等人,2019年)。在加勒比海和墨西哥湾,海洋保护区记录到大量的印度—太平洋狮子鱼(魔鬼蓑鲉和斑鳍蓑鲉),它们破坏了当地的生物多样性(Ruttenberg等人,2012年;Aguilar-Perera等人,2017年)。同样,在地中海,许多厄立特里亚古海物种已成为海洋保护区最显眼的“居民”,排挤并取代了本地物种,进而逆转了海洋养护工作,阻碍了具有重要经济和生态意义的物种的种群恢复(Jimenez等人,2016年;Galil,2018年;Stern和Rothman,2019年)。

迄今为止,在国家管辖范围以外区域报告的非本地物种很少。这可能是因为在这些生态系统中检测非本地物种而开展的调查工作有限,但也可能是因为全球报告的大多数非本地物种主要是在沿海水域(所有大陆的沿海水域)发现的。此外,因为关于海洋深渊群落的描述匮乏,所以即使检测到

潜在的非本地物种,也有可能没有认识到其为非本地物种,起码最初可能将之归为本地物种。南美洲的平滑网茅(互花米草)问题就是如此,“生态虚像”掩盖了真实情况(Bortolus等人,2015年)。

在全球范围内,海洋非本地物种对生物安保和生物多样性构成严重危害,但识别和缓解海洋系统所受危害的工作落后于针对陆地系统开展的类似工作,毕竟处理陆地系统农林害虫的历史更长。由于可能受后勤和能力所限,现有的海洋非本地物种数据通常少且不全,所以必须加大努力,在更大的空间尺度上记录非本地物种及其载体、途径和影响。出台旨在防止引进的政策、制定早期检测和快速反应计划,可以减少非本地物种的潜在影响。需要围绕物种入侵科学划拨专项资金、拿出政治意愿、开展能力建设,在全球范围内有效了解并最终管理海洋非本地物种及其载体。只有那时,才能确保海洋生态系统的可持续性。

<sup>6</sup> 海事组织, BWM/CONF/36号文件, 附件。

<sup>7</sup> 联合国环境规划署, UNEP/CBD/COP/10/27号文件, 附件, 第X/2号决定, 附件。

## 参考资料

- Aguilar-Perera, A., and others (2017). Lionfish invaded the mesophotic coral ecosystem of the Parque Nacional Arrecife Alacranes, Southern Gulf of Mexico. *Marine Biodiversity*, vol. 47, No. 1, pp. 15–16.
- Anil, Arga, and others (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](http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis).
- Baker, Patrick, and others (2007). Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical waters of the southeastern United States. *Journal of Shellfish Research*, vol. 26, No.2, pp. 345–356.
- Barnes, David K.A., and others (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, and others (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, and others (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, vol. 27, No.4, pp. 313–323.
- Bergman, Kajsa C., and others (2001). Influence of algal farming on fish assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, No. 12, pp. 1379–1389.
- Bortolus, Alejandro, and others (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, and others (2007). First insights into the biodiversity and biogeography of the Southern Ocean deep sea. *Nature*, vol. 447, No. 7142, p. 307.
- Byrne, Maria, and others (2016). From pole to pole: the potential for the Arctic seastar *Asterias amurensis* to invade a warming Southern Ocean. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 12, pp. 3874–3887.
- Campbell, Marnie L., and others (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., and others (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*, C.R. Veitch, and others, eds. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 62, Gland, Switzerland, 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*, Sandlund Odd Terje and others, eds., p. 431. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Carlton, James T., and others (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 bio-invasion ecology: conceptual frameworks. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*, vol. 63, pp. 36.
- Carlton, James T., and others (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., and others (2013). Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. *Biological Invasions*, vol. 15, No. 2, pp. 295–308.
- Chandrasekaran, Sivagnanam, and others (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., and others (2003). *Introduced Marine Species in Pago Pago Harbor, Fagatele Bay and the National Park Coast, American Samoa*. Bishop Museum Technical Report 26.
- Costello, Mark John, and others (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PLoS One*, vol. 5, No.8, p. e12110.
- Cranfield, H.J., and others (1998). *Adventive Marine Species*. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, New Zealand.
- Creed, Joel, and others (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., and others (2011). Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 1, pp. 165–176.
- Darling, John A., and others (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, and others (2019). The English Channel: Becoming like the Seas around Japan. 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, and others (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.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). FAO Fisheries & Aquaculture – Cultured Aquatic Species Information Programme – *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). 2019. [www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea\\_gigas/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_gigas/en).
- 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 Mediterranean Sea. *Integrative Zoology*, vol. 7, No. 3, pp. 299–311.
- \_\_\_\_\_ (2017). Eyes wide shut: managing bio-invasions in Mediterranean marine protected areas. *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, 187–206.
- \_\_\_\_\_ (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. *Invasive Species and Human Health*, vol. 10, p. 1.
- Galil, Bella S., and others (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., and others (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 201, pp. 7–16.
- Giakoumi, Sylvaine, and others (2016). Space invaders; biological invasions in marine conservation planning. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 12, pp. 1220–1231.



- Goldsmith, Jesica, and others (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, and others (2002). Open Atlantic coast of Europe—a century of introduced species into French waters. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*, pp. 276–290. Springer.
- Gracia, Adriana, and others (2011). Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia.
- Griffiths, C.L., and others (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, and others (2013). Introduction 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., and others (2016). Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. *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 introduction and translocation of invasive marine species. Commissioned by The Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF), Canberra. [www.marinepests.gov.au/what-we-do/research/vectors-introduction-translocation](http://www.marinepests.gov.au/what-we-do/research/vectors-introduction-translocation).
- Hughes, Kevin A., and Gail V. Ashton (2017). Breaking the ice: the introduction of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 27, No. 1, pp. 158–164.
- Iacarella, Josephine C., and others (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.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2005). ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005.
- \_\_\_\_\_ (2018). ICES Ecosystem overviews: Baltic Sea.
- \_\_\_\_\_ (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.
- International Council for Science (ICSU) and others (2017). *SDG14 Conserve and Sustainably Use the Oceans, Seas and Marine Resources for Sustainable Development*. International Council for Science.
- Indian Ocean Commission (2016). Marine invasive species: An emerging threat in the Western Indian Ocean. Ebene: Indian Ocean Commission. <https://studyres.com/doc/1377322/marine-invasive-species---commission-de-l-oc%C3%A9an-indien>.
- International Maritime Organization (IMO) (2019). Status of IMO Treaties. Comprehensive information on the status of multilateral Conventions and instruments in respect of which the International Maritime Organization or its Secretary-General performs depositary or other functions.
- James, Kate, and others (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, and others (2016). Veni, vidi, vici: The successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée*, vol. 41, p. 417.
- Kestrup, Åsa M., and others (2015). Report of Working Group 21 on Non-indigenous Aquatic Species. *PICES Scientific Report*, No. 48, p. I.
- Knapp, I.S., and others (2011). Records of non-indigenous marine species at Palmyra Atoll in the US Line Islands. *Marine Biodiversity Records*, vol. 4.
- Kospartov, M., and others (2010). Non-indigenous and cryptogenic marine species in New Zealand—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., and others (2003). Marine introductions in the Southern Ocean: 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., and others (2009). *Informe Sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas No Brasil*. 574.5 INF.
- Mačić, Vesna, and others (2018). Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 178.
- Mead, Angela, and others (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). Introduction 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, and others (2013). Alien species in British brackish and marine waters. *Aquatic Invasions*, vol. 8, No. 1, pp. 3–19.
- Molnar, Jennifer L., and others (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, No. 9, pp. 485–492.
- Narayanaswamy, Bhavani E., and others (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, and Jonne Kotta (2015). Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. *Hydrobiologia*, vol. 750, No. 1, pp. 171–185.
- Ojaveer, Henn, and others (2015). Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology*, vol. 13, No. 4, p. e1002130.
- Ojaveer, Henn, and others (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.
- Ojaveer, Henn, and others (2018). Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *PLoS One*, vol. 13, No. 8, p. e0202383.

- Orensanz, Jose Maria Lobo, and others (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.
- Paerl, Hans W., and Jef Huisman (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, vol. 1, No. 1, pp. 27–37.
- Paulay, Gustav, and others (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, and others (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, and others (2002). Introduced Marine Species of the North Sea Coasts. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*, Erkki Leppäkoski, Stephan Gollasch, and Sergej Olenin, eds., pp. 260–266. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Richardson, David M., and others (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., and others (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.
- Ruiz, Gregory M., and others (2000). Global spread of microorganisms by ships. *Nature*, vol. 408, No. 6808, p. 49.
- Ruiz, Gregory M., and others (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., and others (2012). Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, United States: 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., and others (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 South America: Geographic patterns, advances and perspectives. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, vol. 20, No. 4, pp. 322–333.
- Schwindt, Evangelina and others (2020). Past and Future of the Marine Bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquatic Invasions*, vol. 15, No. 1, pp. 11–29.
- 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 introduction 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, and others (2009). Marine bioinvasions in Australia. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, pp. 425–437. Springer.
- Spalding, Mark D., and others (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 Southern Ocean: the North Atlantic 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 Brazil. *Aquatic Invasions* vol. 15, No. 1, pp. 30–43.
- Therriault, Thomas W., and others (2018). The invasion risk of species associated with Japanese tsunami marine debris in Pacific North America and Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 82–89.
- Tsiamis, Konstantinos, and others (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, and others (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.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2002). *COP 6 Decision VI/23. Alien Species That Threaten Ecosystems, Habitats or Species. The Hague, 7–19 April 2002*.
- Wan, Shuwen, and others (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, and others (2016). Biological introduction risks from shipping in a warming Arctic. *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, No. 2, pp. 340–349.
- Williamson, Mark Herbert (1996). *Biological Invasions*. London, New York: Chapman & Hall.





# 第 23 章

# 海洋遗传资源的 勘探和利用情况

**撰稿人:** Robert Blasiak和Ellen Kenchington (联合召集人); Jesús M. Arrieta、Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve、Hilconida Calumpong (共同牵头成员)、邵长伟、Sanae Chiba (牵头成员)、Hebe Dionisi、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、Helena Vieira和Boris Wawrik。



## 主旨要点

- 海洋遗传资源仍然是范围不断扩大的商业和非商业应用的重点。
- 测序和基因合成成本快速下降, 生物技术部门内代谢工程与合成生物学领域迅猛发展, 所以, 科学家对实物样本的依赖减少, 对急剧扩大的基因序列数据公共数据库的依赖增加。
- 海绵和海藻因其天然化合物所具有的生物活性, 继续引发浓厚兴趣。
- 在可持续发展目标<sup>1</sup>的框架下, 能力建设问题依然存在, 仅少数几个国家的实体从事有关海洋遗传资源的大部分研究和开发。
- 与海洋遗传资源有关的国际进程和协定包括《生物多样性公约关于获取遗传资源和公正和公平分享其利用所产生惠益的名古屋议定书》,<sup>2</sup>以及根据《联合国海洋法公约》<sup>3</sup>的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的国际文书政府间会议。<sup>4</sup>

## 1. 导言

海洋中的生命形式多种多样, 构成了丰富的海洋遗传资源, 也即源自海洋的遗传物质, 所含遗传功能单位具备实际或潜在价值, 有着较高的生物和化学多样性(Appeltans等人, 2012年; 联合国, 2017年)。已有超过34 000种海洋天然产物得到描述, 近期的发现速度达到每年1 000多种化合物(Lindequist, 2016年; Carroll等人, 2019年)。自2008年以来, 总共描述了188种新的、来自深海生物(苔藓动物、脊索动物、刺胞动物、棘皮动物、软体动物、多孔动物和微生物)的海洋天然产物(Skropeta和Wei, 2014年)。大约75%的新产物有显著的生物活性, 其中50%对一系列人类癌细胞系表现出中至高等的细胞毒性。许多海洋天然产物的生物活性说明药物发现的潜力很大, 但是, 迄今只有13种来自海洋的药物获得了上市批准(Liang等人, 2019年; Mayer等人, 2010年)。<sup>5</sup>不过, 在撰文时, 有28个候选药物正在进行临床试验(Alves等人, 2018年)。海洋防污剂的研究目前主要集中在确定可行的无毒物质上, 近期一篇评论文章估计, 除了《第一次世界海洋评估》所强调的的大型藻和微型藻制成的产品外, 还从海洋无脊椎动物, 特别是海绵、柳珊瑚和软珊瑚中提取出超过

198种防污化合物(Qi和Ma, 2017年)。通过创新性研究, 也从鱼类废弃物中发现了适合用于高端化妆品及其他一些产品的成分(Young, 2014年)。截至2018年, 共有76种来自海洋天然产物的公开化妆品成分上市, 说明这是一个新的增长部门(Calado等人, 2018年)。

同时, 正如第一次评估中所预见的那样, 消费者对类药剂营养品的需求迅速增加。预计到2025年, 全球类药剂营养品市场将达到5 800亿美元, 是第一次评估所作预测(2017年1 800亿美元)的三倍多, 市场增长始终与创新增多、消费者意识增强有关(Grand View研究公司, 2017年)。诸如鱼油、胶原蛋白等海洋类药剂营养品占全球市场很大一部分, 亚太地区特别是中国和印度对该等产品的需求预计会增加(Suleria等人, 2015年)。

虽然海洋遗传资源对全球蓝色经济越来越重要, 但是大多数商业活动集中在相对较少的国家, 这说明有技术转让和能力建设的潜在可能(Thompson等人, 2017年; Blasiak等人, 2018年)。目前正在开展若干处理遗传资源包括海洋遗传资源的国际进程。

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>2</sup> 联合国环境规划署, UNEP/CBD/COP/10/27号文件, 附件, X/1号决定。

<sup>3</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第1833卷, 第31363号。

<sup>4</sup> 见大会第72/249号决议。

<sup>5</sup> 见Midwestern University, “Clinical Pipeline, Marine Pharmacology”。

## 2. 2010-2020年的趋势

技术创新是近期在勘探和开发海洋遗传资源方面取得进步的关键。特别是自1970年代以来,关于海洋分子及其来源的新发现一直在迅速增加(图一)。到2019年11月,共记录了34 197种海洋天然产物(Carroll等人,2019年)。这种增长很可能是由现代取样和分析技术推动的,凭借此类技术,可以从更深的环境中收集新的、涵盖更广泛化学多样性的海洋遗传资源。与专利申请相关的海洋遗传资源约有11%是在深海和热液喷口群落发现的,说明对偏远和极端海洋环境的研究越来越多(Blasiak等人,2018年)。然而,与整个海洋天然产物库相比,在50米以上深度收集的海洋遗传资源数量仍然微不足道(Skropeta和Wei,2014年)。新型筛选方法的发展加快了从海洋生物中发现酶的速度(Ferrer等人,2019年)。从适应极端条件的微生物上提取的酶通常能在严峻的操作条件下保持活性,可用于工业过程,因而引发了特别大的兴趣(Birolli等人,2019年)。

### 2.1. 商业应用亮点

#### 2.1.1. 医药方面的应用

13种源自海洋的药物获得了美国食品药品监督管理局或欧洲药品管理局的上市批准,其中6种是2010年以来获得上市批准的。大多数源自海洋的药物开发用于抗癌化疗(Calado等人,2018年;Liang等人,2019年;Mayer等人,2010年)。<sup>6</sup>自从1969年批准将阿糖胞苷用作抗癌药物以来,一直认为海绵是前景最好的抗癌药源之一(Hu等人,2015年;见下文2.3节)。其他海洋无脊椎动物,例如被囊类和芋螺科物种,和鱼类一样,也是十分重要的海洋天然产物来源。曲贝替定(ET-743)于2015年获得美国食品药品监督管理局批准,用于治疗软组织肉瘤和卵巢癌,普立肽于2018年获得澳大利亚药品管理局批准,用于治疗多发性骨髓瘤、白血病和淋巴瘤(见Mayer等人,2010年)。<sup>7</sup>最近,在2020年,Lurbinectedin获准用于治疗转移性小细胞肺癌(见

Mayer等人,2010年)。<sup>8</sup>在这三个案例中,相关化合物均从被囊动物中提取。大型藻也是医药产品的一个来源。例如,OligoG是褐藻胶寡糖,用褐藻制备,有明确结构,目前作为治疗囊性纤维化药物正处于二期临床试验(Rye等人,2018年),红藻生物聚合物Carragelose具备广泛的抗病毒特性,用于治疗呼吸道疾病(Hackl,2017年)。

#### 2.1.2. 医学护肤方面的应用

医学护肤品(具有药物特性的化妆品)是海洋天然产物商业化增长最快的市场之一。与药品和类药剂营养品相比,它们的开发周期更短,因此增长更快(Rampelotto和Trincone,2018年)。这些初露头角的新产品含生物活性成分,是别具一格的美容护肤类型,将成为未来几十年的一大特色。大多数医学护肤品系从大型藻和微型藻中提取,但越来越多的此类护肤品凭借基于细菌和真菌等微生物的海洋生物技术工艺制成(Calado等人,2018年)。不过,某些化妆品成分引发了环境方面的关切(Juliano和Magrini,2017年)。

#### 2.1.3. 食品和饲料方面的应用

摄入欧米伽-3长链多不饱和脂肪酸与多种积极的健康结果有关(Ruxton等人,2007年)。然而,养殖富含此类脂肪酸的水产养殖物种,仍旧依赖以鱼类为基础的饲料。因此,开发藻油和欧米伽-3长链多不饱和脂肪酸的转基因替代作物引发了浓厚兴趣。起初,努力的方向都集中在油料作物上,依靠海洋物种(即海藻)的酶(Ruiz-Lopez等人,2014年;Zhao和Qiu,2018年)。农工企业已申请了与该等创新相关的专利,并设想到2020年实现大规模生产(Sprague等人,2017年)。此外,大型藻不仅能直接作为人类食品,还可以作为饲料添加剂,目前正在展现缓解养牛业生物甲烷排放的潜力(Roque等人,2019年;Costello等人,2019年)。微型藻也逐渐兴起,成为重要的生物燃料(Fedder,2013年)。

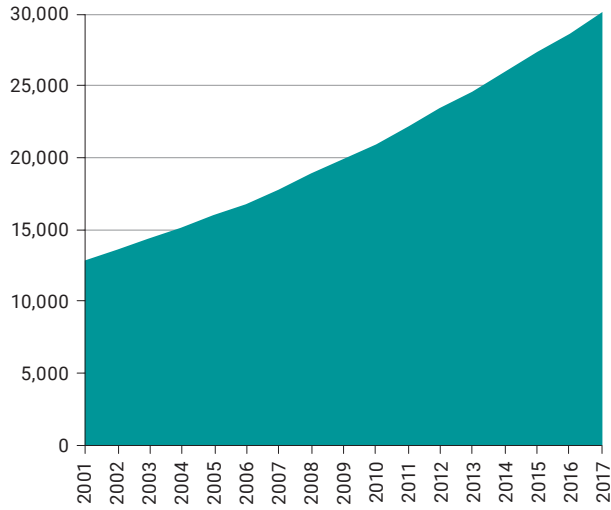
<sup>6</sup> 同上。

<sup>7</sup> 同上。

<sup>8</sup> 同上。

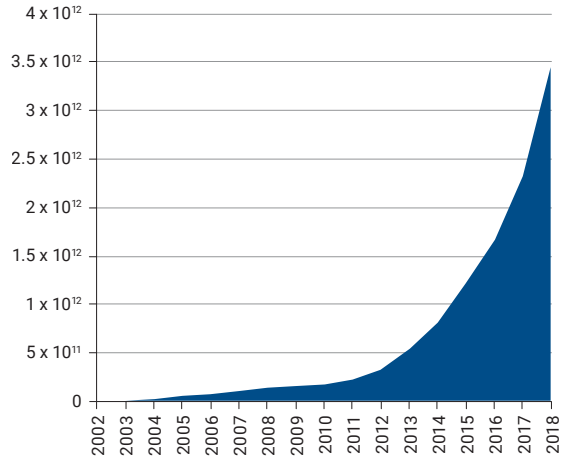
**图一**  
海洋遗传资源方面的近期趋势

**图一.A**  
新海洋天然产物数量(累计)



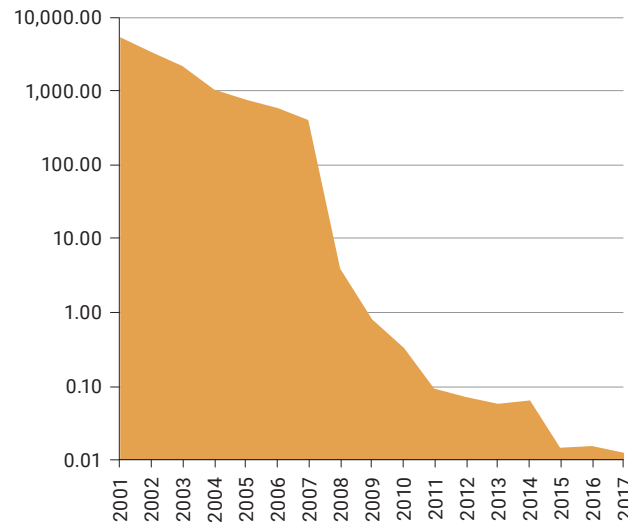
资料来源: Carroll等人, 2019年。

**图一.B**  
GenBank储存的序列数量(碱基对累计数量)



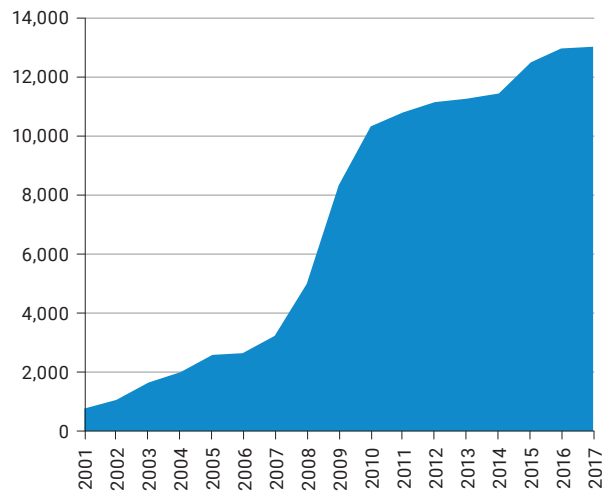
资料来源: 美国国立卫生研究院(Wetterstrand, 2018年; 美国国家生物技术信息中心, 2018年)。

**图一.C**  
测序成本(美元/碱基对)



资料来源: 国家人类基因组研究所。

**图一.D**  
专利申请所涉海洋基因序列数量(累计)



资料来源: Blasiak等人, 2018年。



## 2.2. 遗传序列数据公共数据库的增长

公共数据档案是现代生物学研究不可或缺的一部分(Ellenberg等人, 2018年; Rigden和Fernandez, 2019年),这在很大程度上是因为过去20年间技术快速发展,使核酸测序技术的可用性大幅民主化。仅在过去10年,每个碱基的测序成本就下降了四个数量级以上(Wetterstrand, 2018年),与此同时,公开可用的存储库规模呈指数增长(见图一)。总的来说,自1982年以来,GenBank中的碱基数量大约每18个月就翻一番(美国国家生物技术信息中心, 2018年)。

虽然公共数据库的规模大幅增加,但有充分理由相信,目前对海洋当前遗传多样性的了解仍有很大差距。基于组学的研究为这一解读提供了最佳证明。新近对海洋真核生物遗传多样性的全面调查识别了大约5 300万个基因(Carradec等人, 2018年),其中约一半未展现出与现有蛋白质的相似性(de Vargas等人, 2015年)。此外,对海洋浮游生物的估计表明,真核生物物种约有15万个,远远超过已正式描述的数量,也即大约11 200种(de Vargas等人, 2015年)。“塔拉海洋”(Sunagawa等人, 2015年)和“海洋采样日”(Kopf等人, 2015年)等大规模举措正在生成大量信息,凭借这些信息能增进对全球范围内海洋中微生物多样性的了解(Coutinho等人, 2018年)。由此产生的公共数据集为基于序列的研究工作提供了重要信息来源(Kamble等人, 2019年),为研究工作开辟新的方向,比如环境DNA在分子生态学和多样性评估中的应用(Seymour, 2019年)。

## 3. 经济社会影响及变化

在全球生物技术产业迅速发展并出现探索蓝色经济潜力各项倡议的同时,人们对勘探和利用海洋遗传资源的兴趣加大(Wynberg和Laird, 2018年)。关于海洋遗传资源的经济潜力,特别是国家管辖范围以外区域海洋遗传资源的经济潜力,观点存在分歧

## 2.3. 重点研究

2018年出版了两卷以海洋生物技术为重点的综合性文献。第一卷系统地描述了海洋生物技术部门的近期发展,并尝试说明海洋生物技术部门当前和以后的经济潜力(Rampelotto和Trincone, 2018年),第二卷则超越了研究开发的范畴,阐述知识产权法和通过专利主张可以获得的保护(Guilloux, 2018年)。之前关于海洋遗传资源相关专利的研究(Arrieta等人, 2010年; Arnaud-Haond等人, 2011年)进行了更新,加上了一项分析,在分析中列出了与862个海洋物种12 998个基因序列相关的专利申请(Blasiak等人, 2018年)。位于10个国家或总部设在10个国家的行为体占到专利申请所涉基因序列的98%,而165个国家未占任何份额(Blasiak等人, 2018年)。

SponGES<sup>9</sup>是一个四年期项目,自2016年以来一直通过欧洲联盟研究与创新框架计划“地平线2020”获得资助,旨在把勘探与生物勘探结合起来,以实现工业应用,即药物发现和组织工程。海绵及其相关微生物是新的海洋天然产物最丰富、最充沛的来源,在迄今已经得到描述的化合物中占大约30%(近5 000种)(Mehbub等人, 2014年)。从2001年到2010年,从671种海绵中发现了2 400多种天然产物(Mehbub等人, 2014年)。SponGES发现了出乎意料的微生物多样性和由此产生的生物技术潜力,包括非常规C30甾醇和可能具备防污活性的新巴雷肽(barrettides)(Lauritano和lanora, 2018年)。

(Leary, 2018年; Blasiak等人, 2020年)。然而,鉴于新药上市的过程可能耗资高达28亿美元(Wouters等人, 2020年),耗时10至15年(Blasiak等人, 2019年),而处于临床试验阶段的来自海洋的药物数量可观,说明大为有利可图。

<sup>9</sup> 见[www.deepseasponges.org](http://www.deepseasponges.org)。

根据海洋遗传资源是来自国家管辖范围以内区域还是来自国家管辖范围以外区域,关于海洋遗传资源获取及后续利用的监管框架各不相同。前者属于《生物多样性公约》<sup>10</sup>及其《名古屋议定书》的范畴。国家管辖范围以外区域的海洋遗传资源是2017年12月大会通过第72/249号决议后目前正在谈判的一揽子问题中的一个议题。大会在该决议中决定召开一次政府间会议,为根据《联合国海洋法公约》的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的国际文书拟订案文。政府间会议已于2018年和2019年举行过三次,第四次定于2020年召开。其任务是讨论海洋遗传资源专题,包括惠益分享等问题。

目前,正在政府间会议和《生物多样性公约》及其《名古屋议定书》的框架下,讨论是否处理和规范

数字序列数据和信息的使用。对这一问题和相关术语,发表的看法各有不同。2019年,生物多样性公约执行秘书委托开展研究,内容涉及数字序列信息的概念和范围(生物多样性公约秘书处,2020年)、可追溯性和数据库,以及国内措施。研究报告在公开评审期过后已经公布。

最后,2017年,世界知识产权组织(知识产权组织)大会延长了知识产权组织知识产权与遗传资源、传统知识和民间文学艺术政府间委员会的任务期限,并同意该委员会应当除其他外继续加快就确保遗传资源得到平衡和有效保护的知识产权协定达成一致意见。<sup>11</sup>

所有这些监管框架只适用于签署国,因此,也只适用于在相关文书缔约国境内或由相关文书缔约国采集的海洋遗传资源。

## 4. 具体区域在知识上取得的主要发展及其影响

在第一次评估中,重点对海洋遗传资源作出总体审查,而不是进行区域评估或概述。部分原因是很难获得包含趋势信息的区域摘要。下文简要概述了有关太平洋、南大洋和北冰洋的区域问题,着重介绍了过去10年的趋势。对于源自地中海和大西洋的海洋天然产物的开发相对比较有限(Skropeta和Wei,2014年),但地中海的生物多样性高,是新型药物和类药剂营养品的潜在来源(Briand,2010年)。

Skropeta和Wei(2014年)更新了2008年海洋天然产物报告中的区域分析,发现虽然来自澳大利亚的海洋天然产物比例仍然很高(24%),但关于从以下区域的深海沉积物样本中发现代谢物的报告明显增加:中国南海(增至18%)和太平洋,包括关岛(美利坚合众国)和帕劳沿岸海区(增至17%)。增长的原因是进入偏远区域深海环境的难度降低(Skropeta和Wei,2014年),在海洋自然产物发现方面,与区域模式有关的是载人潜水器和拖网作

业的掌握水平,而不是区域生物多样性。进入深海环境的难度降低也体现在发现的深度分布上,因为在2008年只有8%的海洋天然产物来自1000米以上深度的生物,而到2013年这类生物占发现的37%(Skropeta和Wei,2014年)。

在南极地区从事活动须遵守《南极条约》<sup>12</sup>和相关协定,统称“南极条约体系”(Oldham和Kindness,2020年)。关于生物勘探,在南极条约体系下有过探讨,但由于研究活动、道德和利益分享所涉及的治理问题,此项事务十分复杂。随着在南极洲开展的科学研究总体增加,生物多样性研究增多,在美国和欧洲提交的关于来自南极生物的产品专利申请数量也不断增长(Oldham等人,2014年;Oldham和Kindness,2020年)。

尽管对北极遗传资源生物技术潜力的研究主要在北极国家的专属经济区内进行,但已就北极建立了一个国际协作研究模式(Leary,2008年)。

<sup>10</sup> 联合国,《条约汇编》,第1760卷,第30619号。

<sup>11</sup> 见世界知识产权组织,WO/GA/49/21号文件。

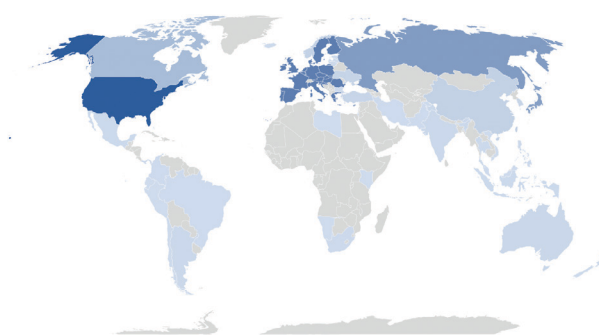
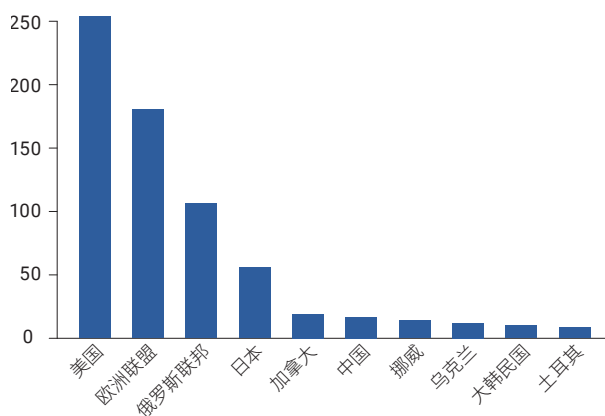
<sup>12</sup> 联合国,《条约汇编》,第402卷,第5778号。

## 5. 能力建设差距

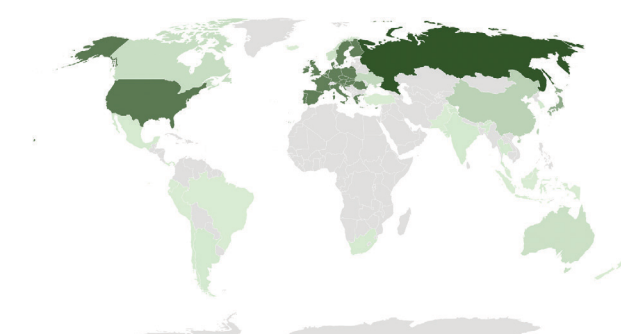
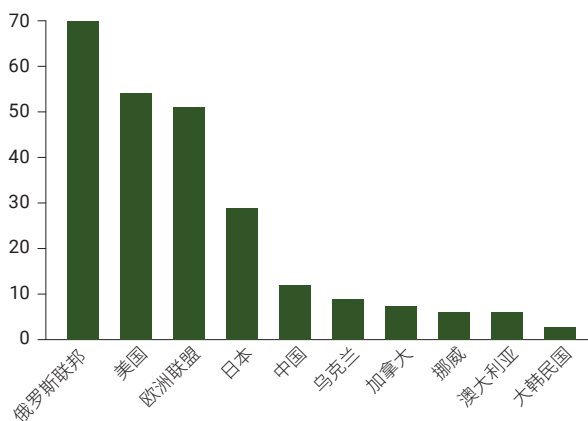
许多国家面临的一些挑战有碍其直接参与海洋遗传资源研究。此类挑战包括: 对生物多样性的了解有限; 在设施和技术专长方面能力有限; 供研究开发工作使用的财政资源有限; 缺乏获取和惠益分享机制方面的经验; 需要加强学术界、政府和私营部门之间的协作(Thompson等人, 2017年)。能力建设举措, 比如巴西建立的国家海洋生物技术研究网络(Thompson等人, 2018年), 是摆脱其中一些制约的关键。

Wynberg (2016年)强调, 西印度洋的研究活动迅速扩大, 特别是在东部和南部非洲海岸线一带, 后者的生物多样性和特有性较高。这种研究大体上由其他区域的发达国家开展, 除南非和肯尼亚外, 鲜有西印度洋国家以协作方的身份参与。自行拥有研究船的国家相对较少, 仅少数国家有能力从国家管辖范围以外区域或深海环境中从事采集作业(图二)。虽然基因序列数据公共数据库面向全球开放, 但许多国家缺乏网络基础设施, 无法获得此类数据集或建立和管理有可比性的国家数据库。(Thompson等人, 2017年)。

**图二.A**  
按船旗国分列的研究船数量和分布情况(2019年6月)



**图二.B**  
具有出海航行能力(长60米或以上)的研究船数量和分布情况(2019年6月)



资料来源: 国际研究船数据库。

## 6. 方法上的挑战和未来趋势

### 6.1. 组学方法的新发展

近几十年来,在生物分子分析技术创新的促进下,对海洋生物及其群落的研究更加全面(Coutinho等人,2018年)。超高通量测序技术使微生物群落分析有较高的覆盖率,单分子测序技术能从DNA和RNA中生成较长的序列,便携式实时测序仪可在野外使用(Ip等人,2015年)。目前的重点是开发针对特定应用的测序平台,在降低测序错误率的同时,提高序列长度和输出量(Wuyts和Segata,2019年)。序列长度和精度的改进是生成较少碎片化数据集的关键。组装推导出的氨基酸序列,而不是DNA数据,也可以从复杂的宏基因组数据集里生成完整的蛋白质序列大目录(Steinberger等人,2019年)。生物技术应用与生态学研究不同,需要完整的蛋白质和基因簇。

虽然借助高通量测序平台,获取序列数据变得更加容易,但是对预测的基因、蛋白质和路径的功能分配仍然存在问题(Woyke等人,2019年)。通常不能分配一个假定的功能,或者只能进行一般的功能预测,特别是对于酶。针对具有生物技术潜力的选定序列进行实验表征耗时长、成本高。现正研究把基因合成、无细胞蛋白表达体系和敏感的高通量筛选方法结合起来,用于寻找特性更好的新型生物催化剂和酶变体(Rolf等人,2019年)。在功能宏基因组学中使用的检测系统方面取得的进展(一种不同的生物勘探方法)也对生物发现产生了积极影响(van der Helm等人,2018年)。

尽管近期测序技术向前进步,但仍然难以从未培养的微生物中获得高质量的近完整基因组。通过对单个微生物细胞基因组进行测序和从复杂的宏基因组数据集里重建基因组,已经从数千种未培养的海洋微生物中生成了基因组信息(Parks等人,2017年; Coutinho等人,2018年; Tully等人,2018年),为生物勘探创造了可用的公共资源。然而,需要推动技术进步,使这种基因组更加完整,降低用非培养法生成的DNA鸡尾酒在扩增前

的污染水平(Woyke等人,2019年)。宏基因组染色体构象捕获(meta3C)也在促进对未培养微生物基因组的分析,这种技术可以揭示细胞内存在的DNA不同区域中的物理接触。把它应用于微生物群落,既能方便基因组的组装,又能分析基因组的三维组织结构(Marbouty等人,2014年)。海洋微生物的培养技术也需要改进,如将微生物海洋遗传资源用于工业目的,则更是如此。

不同组学方法产生的数据呈指数增长构成了挑战。新的生物信息学工具和平台不断被开发出来,用于分析和整合此类数据,从而更好地了解生物系统(Dihazi等人,2018年; Rohart等人,2017年)。其中一个例子是美国能源部系统生物学知识库,<sup>13</sup>这是一个开源软件和数据平台,能用来对多组学信息实施协作分析,包括基因组或宏基因组组装、注释、转录组学和代谢建模(Arkin等人,2018年)。通过整合代谢组学数据分析,即分析来自生物体或微生物群落的小生物分子,可以验证已识别的路径,并且将微生物群落结构、动态、相互作用和功能联系起来(Baidoo和Benites,2019年)。另一个例子是mixOmics,属于多组学整合工具,侧重于数据探索和数据挖掘(Rohart等人,2017年)。<sup>14</sup>

### 6.2. 海洋遗传资源与合成生物学

鉴于海洋生物特殊的生物多样性,海洋遗传资源是一个很有前景的基因和基因簇来源,可用于为工业应用而开展的生物体人工再设计(Bloch和Tardieu-Guigues,2014年; Reen等人,2015年)。合成生物学与酶和代谢工程相结合,可以极大地促进开发出高性能菌株,用于生产化学品、生物材料和服务。例如,当从原始来源中提取不可持续时,合成生物学方法可用于替代化学合成,生产海洋天然产物(Kiran等人,2018年)。公共健康和伦理考量是合成生物学的重要问题,公众对转基因生物安全性的看法也会影响工业部门对这一技术的采用(Kiran等人,2018年)。

<sup>13</sup> 见<http://kbase.us>。

<sup>14</sup> 见<http://mixomics.org>。



## 7. 海洋遗传资源和可持续发展目标

无论海洋遗传资源商业化能带来多大的经济效益，始终都存在能力建设方面的差距(第5节)，这对实现可持续发展目标有重大影响。下表简述海洋遗传资源与最适用的可持续发展目标的相关性。

### 海洋遗传资源和可持续发展目标

可持续发展目标相关具体目标	海洋遗传资源的相关性
<p><b>14.2</b> 到2020年，通过加强抵御灾害能力等方式，可持续管理和保护海洋和沿海生态系统，以免产生重大负面影响，并采取行动帮助它们恢复原状，使海洋保持健康，物产丰富</p> <p><b>14.5</b> 到2020年，根据国内和国际法，并基于现有的最佳科学资料，保护至少10%的沿海和海洋区域</p>	<p>确保照顾保护区内种群的遗传多样性，除其他外，促进抵御灾害能力</p> <p>使用海洋遗传资源作为了解生物和非生物相互作用的工具，帮助管理生态系统服务</p> <p>促进和重点开发可持续获取或开发的海洋天然产物</p>
<p><b>14.a</b> 根据政府间海洋学委员会《海洋技术转让标准和准则》，增加科学知识，培养研究能力和转让海洋技术，以便改善海洋的健康，增加海洋生物多样性对发展中国家，特别是小岛屿发展中国家和最不发达国家发展的贡献</p> <p><b>9.5</b> 在所有国家，特别是发展中国家，加强科学研究，提升工业部门的技术能力，包括到2030年，鼓励创新，大幅增加每100万人口中的研发人员数量，并增加公共和私人研发支出</p> <p><b>9.b</b> 支持发展中国家的国内技术开发、研究与创新，包括提供有利的政策环境，以实现工业多样化，增加商品附加值</p> <p><b>17.6</b> 加强在科学、技术和创新领域的南北、南南、三方区域合作和国际合作，加强获取渠道，加强按相互商定的条件共享知识，包括加强现有机制间的协调，特别是在联合国层面加强协调，以及通过一个全球技术促进机制加强协调</p>	<p>促进包容型创新和其他机制，以确保各国有更广泛的能力来参与海洋遗传资源的勘探和利用</p>
<p><b>3.b</b> 支持研发主要影响发展中国家的传染和非传染性疾病的疫苗和药品，根据《〈关于与贸易有关的知识产权协议〉与公共健康的多哈宣言》的规定，提供负担得起的基本药品和疫苗，《多哈宣言》确认发展中国家有权充分利用《与贸易有关的知识产权协议》中关于采用变通办法保护公众健康，尤其是让所有人获得药品的条款</p>	<p>处于临床试验阶段的来自海洋的药物数量可观，海洋生物有可能成为新的抗生素来源</p>

## 参考资料

- Alves, Celso, and others (2018). From marine origin to therapeutics: The antitumor potential of marine algae-derived compounds. *Frontiers in Pharmacology*, vol. 9.
- Appeltans, Ward, and others (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, vol. 22, No. 23, pp. 2189–2202.
- Arkin, Adam P., and others (2018). KBase: the United States department of energy systems biology knowledgebase. *Nature Biotechnology*, vol. 36, No. 7.



- Arnaud-Haond, Sophie, and others (2011). Marine biodiversity and gene patents. *Science*, vol. 331, No. 6024, pp. 1521–1522.
- Arrieta, Jesús M., and others (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., and others (2019). Applications of marine-derived microorganisms and their enzymes in biocatalysis and biotransformation, the underexplored potentials. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10.
- Blasiak, Robert, and others (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6, p. eaar5237.
- Blasiak, Robert, and others (2019). Scientists Should Disclose Origin in Marine Gene Patents. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- Blasiak, Robert, and others (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 Mediterranean Science Commission.
- Calado, Ricardo, and others (2018). How to Succeed in Marketing Marine Natural Products for Nutraceu-tical, Pharmaceutical and Cosmeceutical Markets. In *Grand Challenges in Marine Biotechnology*, pp. 317–403. Springer.
- Carradec, Quentin, and others (2018). A global ocean atlas of eukaryotic genes. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, p. 373.
- Carroll, Anthony R., and others (2019). Marine natural products. Natural Product Reports.
- Costello, Christopher, and others (2019). The Future of Food from the Sea. Washington, D.C.: World Re-sources Institute. [www.oceanpanel.org/future-food-sea](http://www.oceanpanel.org/future-food-sea)
- Coutinho, Felipe Hernandes, and others (2018). Metagenomics sheds light on the ecology of marine mi-crobes and their viruses. *Trends in Microbiology*, vol. 26, No. 11, pp. 955–965.
- De Vargas, Colomban, and others (2015). Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, vol. 348, No. 6237, pp. 1261605.
- Dihazi, Hassan, and others (2018). Integrative omics-from data to biology. *Expert Review of Proteomics*, vol. 15, No. 6, pp. 463–466.
- Ellenberg, Jan, and others (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 Perspec-tives*. Routledge.
- Ferrer, Manuel, and others (2019). Decoding the ocean's microbiological secrets for marine enzyme bio-discovery. *FEMS Microbiology Letters*, vol. 366, No. 1, p. fny285.
- Grand View Research (2017). Nutraceu-ticals Market Analysis By Product (Dietary Supplements, Func-tional Food, Functional Beverage), By Region (North America, Asia Pacific, Europe, CSA, MEA), And Segment Forecasts, 2018–2025. Grand View Research. [www.grandviewresearch.com/industry-analysis/nutraceuticals-market](http://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, and others (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.
- Ip, Camilla L.C., and others (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, and others (2019). In-silico bioprospecting: finding better enzymes. *Molecular Biotechnology*, vol. 61, No. 1, pp. 53–59.
- Kiran, Seghal, and others (2018). Synthetic biology approaches: Towards sustainable exploitation of marine bioactive molecules. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 112, pp. 1278–1288.
- Kopf, Anna, and others (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, and others (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, and others (2014). Metagenomic chromosome conformation capture (meta3C) unveils the diversity of chromosome organization in microorganisms. *Elife*, vol. 3, p. e03318.
- Mayer, A.M.S., and others (2010). The Odyssey of Marine Pharmaceuticals: A Current Pipeline Perspective. *Trends in Pharmacological Sciences*, vol. 31, pp. 255–265. [www.midwestern.edu/departments/marinepharmacology/clinical-pipeline.xml](http://www.midwestern.edu/departments/marinepharmacology/clinical-pipeline.xml), <https://doi.org/10.1016/j.tips.2010.02.005>
- Mehub, Mohammad Ferdous, and others (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.
- National Center for Biotechnology Information (NCBI) (2018). GenBank and WGS Statistics. Available at [www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/statistics](http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/statistics).
- National Human Genome Research Institute. DNA Sequencing Costs: Data. Available at [www.genome.gov/about-genomics/fact-sheets/DNA-Sequencing-Costs-Data87](http://www.genome.gov/about-genomics/fact-sheets/DNA-Sequencing-Costs-Data87).
- Oldham, Paul, and Jasmine Kindness (2020). Biodiversity research and innovation in Antarctica and the Southern Ocean. Preprint bioRxiv 2020.05.03.074849; <https://doi.org/10.1101/2020.05.03.074849>.
- Oldham, Paul, and others (2014). Valuing the deep: Marine genetic resources in areas beyond national jurisdiction. *Defra Contract. MB*, vol. 128.
- Parks, Donovan H., and others (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, and others (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, and others (2017). mixOmics: An R package for 'omics feature selection and multiple data integration. *PLOS Computational Biology*, vol. 13, No. 11, p. e1005752.
- Rolf, Jascha, and others (2019). Application of cell-free protein synthesis for faster biocatalyst development. *Catalysts*, vol. 9, No. 2, p. 190.
- Roque, Breanna Michell, and others (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, and others (2014). Successful high-level accumulation of fish oil omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in a transgenic oilseed crop. *Plant Journal*, vol. 77, No. 2, pp. 198–208.
- Ruxton, C., and others (2007). Commentary on Ruxton, C.H.S., and others (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: Official Journal of the British Dietetic Association*, vol. 20, No. 3, p. 286.
- Rye, P.D., and others (2018). Alginate Oligomers and Their Use as Active Pharmaceutical Drugs. In *Alginates and Their Biomedical Applications*, pp. 237–256. Springer.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020). Digital Sequence Information on Genetic Resources: Concept, Scope and Current Use. Convention on Biological Diversity CBD/DSI/AHTEG/2020/1/3. [www.cbd.int/doc/c/fe9/2f90/70f037ccc5da885dfb293e88/dsi-ahteg-2020-01-03-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/c/fe9/2f90/70f037ccc5da885dfb293e88/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, and others (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, and others (2019). Protein-level assembly increases protein sequence recovery from metagenomic samples manyfold. *Nature Methods*, vol. 16, pp. 603–606.
- Suleria, Hafiz Ansar Rasul, and others (2015). Marine-based nutraceuticals: An innovative trend in the food and supplement industries. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 10, pp. 6336–6351.
- Sunagawa, Shinichi, and others (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, vol. 348, No. 6237, p. 1261359.
- Thompson, Cristiane C., and others (2017). Unlocking marine biotechnology in the developing world. *Trends in Biotechnology*, vol. 35, No. 12, pp. 1119–1121.
- Thompson, Fabiano, and others (2018). Marine biotechnology in Brazil: recent developments and its potential for innovation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 236.
- Tully, Benjamin J., and others (2018). The reconstruction of 2,631 draft metagenome-assembled genomes from the global oceans. *Scientific Data*, vol. 5, p. 170203.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Wetterstrand, K.A. (2018). DNA Sequencing Costs: Data from the NHGRI Genome Sequencing Program (GSP). [www.genome.gov/sequencingcostsdata](http://www.genome.gov/sequencingcostsdata).
- Wouters, Olivier J., and others (2020). Estimated research and development investment needed to bring a new medicine to market, 2009–2018. *JAMA*, vol. 323, pp. 844–853.
- Woyke, Tanja, and others (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—Notes from the RINGS19 Conference. *Genome Biology*, vol. 20, No. 93, pp. 1–3.
- Wynberg, Rachel (2015). Marine Genetic Resources and Bioprospecting in the Western Indian Ocean. *Western Indian Ocean*, p. 407.
- Wynberg, Rachel, and Sarah A Laird (2018). Fast Science and Sluggish Policy: The Herculean Task of Regulating Biodiscovery. *Trends 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](http://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.

# 第 24 章

# 海洋水合物——

# 一个可能出现的新问题

撰稿人: Alan Simcock (召集人兼牵头成员)、Aninda Mazumdar、Aaron Micallef、Katherine E. A. Segarra和 Leonid Yurganov。





## 主旨要点

- 海洋水合物(主要为甲烷水合物)主要存在于大陆坡,那里的海洋含有大量甲烷气体,压力足够高,温度足够低。
- 海洋水合物可能突然释放大量甲烷,由此带来的气候风险令人关切。然而,这一假设目前没有得到广泛支持,政府间气候变化专门委员会最近发布的《气候变化中的海洋和冰冻圈特别报告》也未提及。
- 在化能合成细菌的支持下,与天然气水合物有关的深海天然气渗漏区拥有非常丰富的生物多样性。
- 最近,中国和日本在从海洋甲烷水合物中提取甲烷方面取得了初步成功。

## 1. 导言

《第一次世界海洋评估》(联合国,2017年c)没有列入关于海洋水合物的详细资料。总体摘要指出,这类水合物属于引发持续关注、但当时并未开采的深水矿藏。

《第一次评估》第21章报告称,海洋水合物是未来近海能源开发的一个潜在领域,并就全球海洋水合物量及其碳当量作了估计。尽管水合物可能蕴藏着巨量碳氢化合物,但该章指出,除了小规模实地试验外,尚无关于从水合物中生产甲烷的记录;随着陆上天然气开发的增加,水合物对全球天然气供应的重要意义可能会被掩盖。

《第一次评估》第35章指出,大陆边缘的天然气渗漏区与资源勘探(石油、天然气和甲烷水合物)相关区域存在密切关系,因此,在进行可能的改造和开采之前,必须对相关的丰富生物多样性的性质及其在生态系统机能运行中的作用进行评估。此类生物多样性在本评估关于热液喷口和冷渗漏的第7P章中予以讨论。

本章旨在更全面地评估海洋水合物的来源和估计丰度、其作为能源来源的潜力以及由此带来的对地球气候、大陆坡稳定性和人类社会的风险。

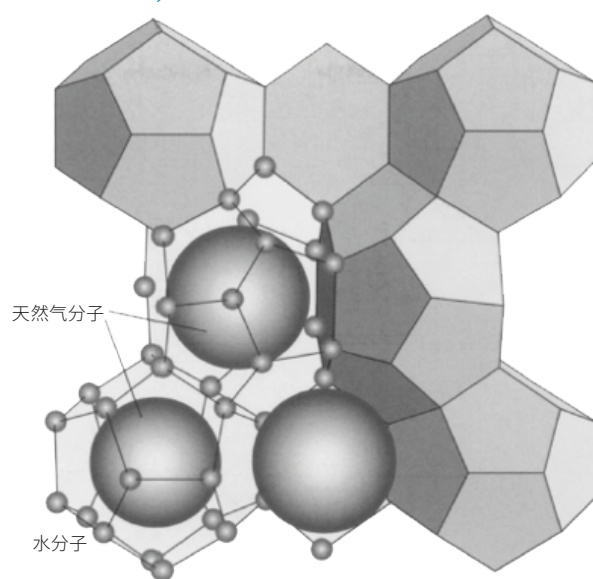
## 2. 什么是海洋水合物?

海洋水合物是由冰状水分子笼包裹天然气分子所组成的晶态固体。海洋水合物最常见的形式是甲烷水合物,其化学式为 $(\text{CH}_4)_4(\text{H}_2\text{O})_{23}$ ,即每5.75摩尔水对应1摩尔甲烷,相当于甲烷占总质量的13.4%(Maslin等人,2010年;Chou等人,2000年)。海洋水合物通常被称为海洋笼形包合物或甲烷笼形包合物(源自拉丁文“clathri”,意为“格子”),原因是水分子形成格子,将天然气分子包裹其中。图一为天然气水合物示意图。

甲烷水合物最早发现于十九世纪晚期(Wróblewski,1882年;Villard,1894年)。1930年代,天然气管道中形成的甲烷水合物在寒冷的天气里堵塞了管道,因此在自然界中被发现。1950年代,天

然气水合物理论模型被提出。1960年代,Vasiliev等俄罗斯科学家认为,世界各地存在大量这类海洋矿藏(Vasiliev等人,1970年)。1970年代初,从黑海海底提取的甲烷水合物样本证实了这项结论(Yefremova和Zhizhchenko,1974年)。此后,世界各地进行了类似的提取作业(见图二),加拿大、中国、德国、印度、日本和美利坚合众国等国家都建立了大型水合物研究方案(Sloan和Koh,2007年;Maslin等人,2010年;Song等人,2014年)。

**图一**  
**天然气水合物的典型结构, 相互连接的水分子形成笼子, 将甲烷等天然气分子包裹其中**



资料来源: Maslin等人, 2010年。

## 2.1. 海洋水合物的地点和规模

天然气水合物出现在天然气大量生成的地区, 这些地区的温度足够低, 压力足够高, 足以形成和维持天然气水合物。绝大多数天然气水合物以海洋水合物的形式存在, 仅有略多于1%的水合物位于永久冻土中(Ruppel, 2015年)。大多数海洋水合物是由埋藏沉积物中的有机质降解所产生的甲烷积累形成的。天然气水合物矿藏(通常厚达数百米)嵌入沉积物中(Milkov和Sassen, 2002年; Ruppel和Kessler, 2017年)。流经沉积物柱体断层和通道的天然气是海洋水合物的主要成因, 裸露的海洋水合物可见于海底。

海洋水合物的分布由气源、稳定水合物所需的水深(通常超过500米, 但取决于天然气组分)和温度(地温梯度)以及沉积物渗透率共同决定。地震调查是最常见的推断天然气水合物存在的方法: 天然气水合物与含游离气的下伏沉积物之间的界面为负阻抗反射界面, 该界面与海底情况相仿(海底模拟反射层), 可据此确定为天然气水合物稳定带的基底。海底样本也可以直接用岩心或其他采样

设备采集, 但需要采取特殊步骤, 确保样本在带到海面时保持稳定(Maslin等人, 2010年)。地震数据表明, 甲烷水合物见于大陆坡的沉积物中, 北冰洋的甲烷水合物则由于柱状水体温度较低, 所处深度较浅(Dillon和Max, 2012年)。洋盆中部由于缺乏有机质, 生物成因气量较少, 海底压力较低的边缘海则不会形成水合物。阿拉斯加和西伯利亚的陆地永久冻土及其下方也会形成水合物(Maslin等人, 2010年)。图二是一份近期的已知和推断存在甲烷水合物的地点图。

海洋水合物能否持续存在, 受到条件制约。首先, 需要有一个气源, 通常为生物甲烷(由封存在海底沉积物中的有机质腐解形成), 使得存在的甲烷量超过周围水体的可溶量。其次, 海底必须同时具备适当的高压和低温条件。在温度极低的北极水域, 根据气体组分的不同, 在水深400米处便可达到所需压力。在较温暖的水域, 所需深度可达1 000米。第三, 海洋水合物的形成存在更低深度限制: 即使是在高压下, 与海床以下深度有关的温度上升(地温梯度)也会将海洋水合物可维持稳定的深度限制在1 600米左右(Kvenvolden和Lorenson, 2001年; Maslin等人, 2010年)。甲烷水合物的存在还可以起到封盖游离气的作用, 从而在其下方的沉积物中封存大量甲烷(Hornbach等人, 2004年)。

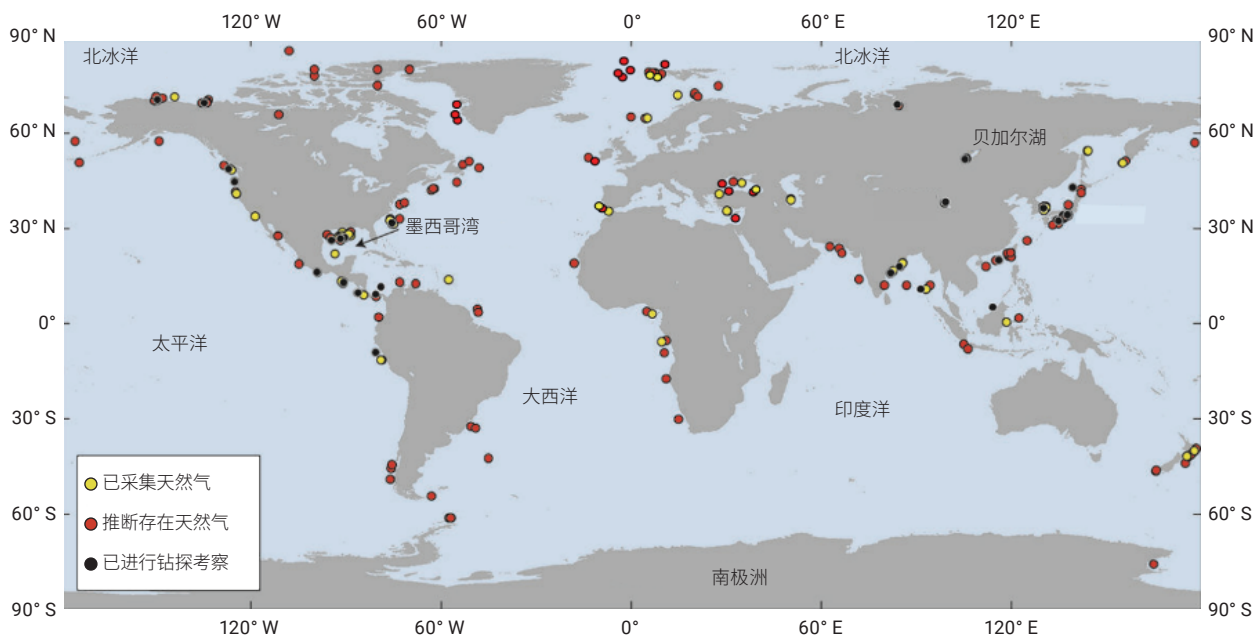
1988年和1990年的两次独立估算显示, 全球水合物总量为 $21 \times 10^{15}$ 立方米(MacDonald, 1990年; Kvenvolden, 1999年), 这成为一种共识。然而, 2011年, 根据对其他评估的详尽审查, 并考虑到众多钻探方案的经验教训, 按照标准温度和压力计算, 估计甲烷气量达 $3 \times 10^{15}$ 立方米(Boswell和Collett, 2011年)。这与Milkov (2004年)计算的范(介于 $1-5 \times 10^{15}$ 和 $15-20 \times 10^{15}$ 立方米)下限相似, 不到Klauda和Sandler (2005年)估计的 $1 \times 10^{17}$ 立方米的1/30。一些专家仍然支持更大的估计量(Kvenvolden, 2012年)。Milkov提出的范围相当于500-1 000到7500-10 000吉吨的碳(Maslin等人, 2010年)。相比之下, 美国地质调查局在2000年估计, 所有其他化石燃料的总储量中含有5 000

吉吨碳(美国地质调查局世界能源评估小组, 2000年)。后续开展的工作为在伦敦皇家学会2010年广

泛讨论的基础上进一步研究全球海洋水合物总量的呼声提供了支持(Day和Maslin, 2010年)。

## 图二

地图中标明了已采集天然气水合物的地点、根据地震数据推断存在天然气水合物的地点以及已完成永久冻土或深海环境天然气水合物钻探考察将可采集天然气水合物的地点



资料来源: Ruppel, 2018年, 有所改动, 以反映Ryu等人, 2013年; Minshull等人, 2020年。<sup>1</sup>

注: 地图所示任何边界或名称以及所用称号并不代表联合国正式认可或接受。

## 3. 海洋甲烷水合物的潜在风险

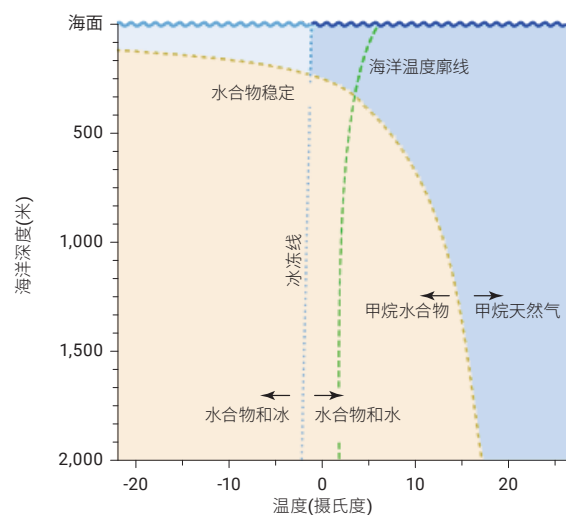
### 3.1. 与大气有关的风险

甲烷是一种强有力的温室气体, 据政府间气候变化专门委员会估计, 甲烷一个世纪的吸热潜力是二氧化碳的25倍(政府间气候变化专门委员会(气专委), 2013年)。最近的一些计算表明, 这一系数应该更高, 可能高25%(Etminan等人, 2016年)。在2008至2017年的十年间, 全球甲烷排放量估计为每年0.572吉吨(Saunois等人, 2019年)。天然气水合物的稳定性取决于温度和压力, 主要取决于温度(见图三), 这引发了一种看法, 即

全球变暖可能导致天然气水合物储层释放甲烷、酿成灾难(笼形枪假设)(Henriet和Mienert, 1998年; Haq, 1999年)。类似的机制还被用来解释第四纪期间的快速变暖时期(Kennett等人, 2000年; Maslin等人, 2004年)。不过, 该假设没有得到广泛支持, 经验证据也没有定论(Sowers, 2006年; O' Hara, 2008年)。

<sup>1</sup> 撰稿团队感谢Chibuzo Ahaneke Valeria协助更新地图。

**图三**  
**甲烷水合物的稳定性**



资料来源: [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Undersea\\_methane\\_hydrate\\_phase\\_diagram.svg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Undersea_methane_hydrate_phase_diagram.svg)。

最近对气候变化与甲烷水合物之间的相互作用进行了彻底审查,得出的结论是,目前没有任何观测证据表明来自水合物的甲烷正在进入大气层,也没有任何证据表明可能进入大气层的气量足以影响总体甲烷收支。审查还指出,在考虑海洋甲烷水合物分解对大气甲烷通量的潜在影响时,必须考虑甲烷在到达大气前被拦截的过程(汇):甲烷在通过沉积物时可能被微生物的厌氧氧化所分解。总的结论是,水合物中分解出来的甲烷不会到达大气;它可能溶于沉积物中的水或溶于柱状水体中,并可能在水体中被微生物氧化而进一步分解。不过,未来需要增加观测数据,完善数值模型,以便更好地表征气候与水合物之间的协同作用(Ruppel和Kessler, 2017年)。

因此,甲烷水合物在当前和未来气候变化中的作用尚不明确。海洋水合物因海洋温度上升而释放甲烷的过程可能是在过去逐渐发生的,这一过程可能在几千年或更长的时间尺度上发生,而不是造成灾难性的突发影响(Archer, 2007年; Archer等人, 2009年)。

然而,北冰洋正在以比全球其他地区更快的速度变暖(Larsen等人, 2014年),有证据表明,有大量甲烷释放到北冰洋中,这些甲烷可能来自东西伯利亚北极大陆架的近岸海底永久冻土(Shakhova等人, 2014年)。不过,柱状水体混合的季节性变化似乎阻止了甲烷在夏季进入大气(Yurganov等人, 2019年)。

政府间气候变化专门委员会在其最近发布的《气候变化中的海洋和冰冻圈特别报告》(气专委, 2019年)中并未提及海洋水合物,只是在(报告第5章)以较低的置信度指出,海底温度上升或大陆边缘暖流的变化可能会增加埋藏在边缘的天然气水合物的分解,有可能加剧甲烷厌氧氧化(产生硫化氢),扩大甲烷渗漏区群落的覆盖范围。

### 3.2. 与海底稳定性有关的风险

当被封闭在沉积物中且饱和度足够高时,天然气水合物可以像水泥一样压实和稳定海底。然而,如果是在仍未固结的沉积物中形成,随着沉积物重量的增加,天然气水合物反而会阻止压实度的正常增加。若由于压力降低、或者特别是由于海底温度升高而变得不稳定时,天然气水合物就会发生分解。这种情况下,可能发生海底斜坡失稳现象(Maslin等人, 2010年)。一个被认为与天然气水合物有关的著名例子是大约8200年前发生在挪威西海岸中部附近海域的Storegga滑坡事件。据计算,滑坡体积为3 000立方公里,引发了海啸,波及挪威、法罗群岛(丹麦)、苏格兰和英格兰北部(大不列颠及北爱尔兰联合王国),波浪爬高高达20米。尽管地震可能是直接原因,但海洋水合物分解似乎是导致事件发生的重要原因(Bondevik等人, 2005年; Bryn等人, 2005年; Micallef等人, 2009年)。总的来说,目前的共识似乎是,海洋水合物分解可能会扩大大型斜坡失稳事件的规模和影响,但通常有一个单独的触发因素,即地震或极端天气事件(Tappin, 2010年)。



## 4. 作为能源来源的海洋水合物

甲烷作为天然气,是众所周知的能源来源。一些国家已经开展了大规模的研究方案,研究利用海洋水合物生成天然气的可能性。中国和日本等国家由于缺乏陆地天然气资源,在此类勘探上投入了最多精力。

日本于2002年成立了日本甲烷水合物资源开发联盟(MH21),负责勘探和开发其海域中的海洋水合物能源。该联盟汇集了日本石油天然气和金属国有公司、国立先进工业科学和技术研究院和日本工程促进会。按照规划,这项工作分为三个阶段。第一阶段为2002年至2008年,涉及与加拿大、德国、印度、美国等其他一些国家的合作。主要成果是增进了对日本海洋水合物资源的了解,并成功进行了两次陆上甲烷水合物试采,甲烷产气量13 000立方米。第二阶段为2008年至2015年,期间成功进行了一次近海试采,制定了环境影响评估方案,并完成了经济估值和实地验证。第三阶段仍在推进中,主要重点是建立商业化的技术平台。自2011年东日本大地震以来,该方案的重要性增加,原因是地震促使日本出台了一项政策,以减少原先规划的对核能的依赖(Oyama和Masutani, 2017年)。能源厅国家能源技术实验室、日本石油天然气和金属国有公司、美国地质调查局和阿拉斯加石油技术资源公司开展协作,并与普拉德霍湾单位持有人合作,钻探了一口天然气水合物试验井,发现了两个适合未来试采的天然气水合物储层。普拉德霍井在地表以下约700米和844米处打出了储层。据美国地质调查局称,在构成岩层的上层储层中,发现有65%至80%以上的砂粒和粉砂之间的空间,即孔隙,充满了天然气水合物。2021/22财年,日本还将与美国合作,在普拉德霍湾油田进行试采。从这项合作中汲取的经验将有助于日本在2027/28财年开展中试。

在墨西哥湾,与能源相关的甲烷水合物勘探一直十分广泛。墨西哥湾天然气水合物联合工业项目第一阶段于2005年实施,旨在开发技术,收集数据,帮助确定墨西哥湾深水中自然形成的天然气水合

物的特征。该方案的主要目标是了解水合物开采对海底稳定性和气候变化的影响,同时评估甲烷水合物作为未来能源来源的潜力。雪佛龙公司、康菲石油公司、哈里伯顿公司、日本石油天然气和金属国有公司、信实工业公司、斯伦贝谢公司、道达尔公司和美国矿务管理局与佐治亚理工学院、莱斯大学和美国地质调查局合作参加了该方案。调查(Ruppel, 2018年)显示,在细粒沉积物中钻探天然气水合物是安全的,不会因水合物分解而对海底造成预期的破坏。调查结果还揭示了流经砂体或裂缝等局部渗透带的集中气流对于形成横向伸展非常有限的水合物矿藏的重要性。调查结果还强调,在决定位置更深、储量更大的储层的取心点时,海底特征(如丘体和水合物)的重要性相对较低。在水深超过500米处进行了取心、钻探和电缆作业,作业深度至海床以下200米至459米。作为墨西哥湾天然气水合物联合工业项目第二阶段的一部分,2009年的主要目标是在墨西哥湾3个地点的7口井中从预期含天然气水合物的砂岩储层中收集随钻测井数据。第二阶段的结果表明,不含被封存游离气的高饱和度天然气水合物砂岩不构成钻探风险,因此可以安全开采。在沃克洋脊(Walker Ridge)和绿峡(Green Canyon)发现了厚厚的含水合物砂岩,验证了钻前选址过程中所使用的综合地质和地球物理方法的有效性,提高了对墨西哥湾和其他海洋沉积盆地天然气水合物量所作评估的置信度。

2015年3月至7月,印度国家天然气水合物方案与日本海洋研究开发机构和美国地质调查局合作,在Chikyu号钻井船上对克里希纳—戈达瓦里盆地深层水域进行了第二次考察。考察旨在确认根据地震数据确定的含沙水合物储层的存在,并根据水合物饱和度和砂体尺寸计算储量。按照方案,进行了保压取芯、随钻测井、电缆测井和地层测试作业。考察(Collett等人, 2019年)证实,克里希纳—戈达瓦里盆地中存在预测的斜坡——盆地互层沉积模式,富含砂砾的通道——天然堤相中充满了甲

烷水合物。在L1天然气水合物积累区块的B区,通过间隔密集的随钻测井和钻孔获得了异常详细的岩石物理信息,提供了世界上已知天然气水合物储层系统的最完整的三维岩石物理视图之一。

甲烷水合物已被确定为中国潜在的新气源,南海据信蕴藏着一些世界上最富前景的矿藏。在中国,相当多的机构已经对利用海洋水合物作为能源来源的可能性进行了研究,尤其是对开采所需的技术进行了研究。所考虑的方法包括降压和热力增产措施。天然气生产过程中含甲烷水合物沉积物

的安全性以及相关的环境影响也一直是研究的重点(Song等人,2014年)。2017年5月10日至7月9日,中国地质调查局在南海神狐海域进行了初步试采,从海洋水合物中采集了30.9万立方米甲烷(Lee等人,2018年)。继2017年首次从甲烷水合物中试采天然气(中国在60天内共产气30.9万立方米)后,中国在南海进行了为期一个月的试采作业,从甲烷水合物(又称“可燃冰”)中提取了86.14万立方米天然气。

## 5. 关键知识和能力建设差距

在甲烷水合物的全球分布和储量大小方面存在明显的知识差距。图二地图显示,在世界大部分地区,对天然气水合物存在的评估主要基于外推法,而不是直接观测。同样,对全球现有的水合物量的估计主要基于对甲烷水合物稳定带体积的估计,而不考虑是否存在形成水合物的天然气。此外,海洋中的一个主要过程、即洋壳蛇纹石化产生的非生物甲烷基本上被忽略。最近发表了一篇关于欧洲天然气水合物的综述(Minshull等人,2020年),但尚无新的全球层面的综述。

关于甲烷水合物在不断变化的环境中(特别是在海洋温度变化的环境中)会如何表现、甲烷水合物的

可能分解方式和甲烷释放后的表现方式,以及甲烷水合物对气候和斜坡稳定性的影响,也存在重大的认知差距。此外,海底排出的甲烷(部分可能来自分解的水合物)的氧化作用是否会极大地加剧海洋酸化,仍有待确定。在海洋甲烷释放进入大气层及其随后的温室气体作用方面,此种知识差距可能会特别大,尽管主流意见认为这种可能性有限(见上文第4节)。

中国、日本和其他地方显然正在发展能力,以获取以海洋水合物形式储存的甲烷。目前,这些能力仍处于试验或测试阶段,但对于天然气资源有限的国家来说,可能会变得很重要。

## 6. 展望

综上,这方面的前景在很大程度上取决于在减少煤炭和其他化石燃料消耗的情况下对天然气的需

求、甲烷水合物试采是否成功,以及是否能够进一步确定值得开采的大型甲烷水合物矿藏的位置。

## 参考资料

- 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., and others (2009). Ocean methane hydrates as a slow tipping point in the global carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 106, No. 49, pp. 20596–20601.
- Bondevik, Stein, and others (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, and others (2005). Explaining the Storegga slide. *Marine and Petroleum Geology*, vol. 22, Nos. 1–2, pp. 11–19.
- Chou, I-Ming, and others (2000). Transformations in methane hydrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 97, No. 25, pp. 13484–13487.
- Collett, T.S., and others (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. Berlin: Springer Science and Business Media.
- Etminan, M., and others (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>.
- 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. outlook 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., and others (2004). Critically pressured free-gas reservoirs below gas-hydrate provinces. *Nature*, vol. 427, No. 6970, pp. 142–144.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Thomas F. Stocker and others, eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2019). *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. Geneva.
- Kennett, James P., and others (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 United States 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](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., and others (2014). Polar regions. In *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, V.R. Barros and others, eds., pp. 1567–1612. Cambridge: Cambridge University Press.

- Li, Jin-fa, and others (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, and others (2004). Linking continental-slope failures and climate change: testing the clathrate gun hypothesis. *Geology*, vol. 32, No. 1, pp. 53–56.
- Maslin, Mark, and others (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, and others (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, and others (2020). Hydrate occurrence in Europe: a review of available evidence, *Marine and Petroleum Geology*, vol. 111, pp. 1–11.
- O’Hara, Kieran D. (2008). A model for late Quaternary methane ice core signals: wetlands versus a shallow marine source. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 2.
- Oyama, Ai, and Stephen Masutani (2017). Review of the Methane Hydrate Program in Japan, *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, and others (2013). Scientific results of the Second Gas Hydrate Drilling Expedition in the Ulleung Basin (UBGH2), *Marine and Petroleum Geology*, vol. 47, pp. 1–20.
- Saunio, Marielle, and others (2019). The global methane budget 2000–2017. *Earth System Science Data*.
- Shakhova, Natalia, and others (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, United States of America.
- Song, Yongchen, and others (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 CH<sub>4</sub> 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.
- United Nations (2017a). Chapter 21: Offshore hydrocarbon industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 35: Extent of assessment of marine biological diversity. In *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.
- United States Geological Survey (USGS) (2019). *Map of Gas Hydrates*. [www.usgs.gov/media/images/map-gas-hydrates](http://www.usgs.gov/media/images/map-gas-hydrates).
- United States Geological Survey World Energy Assessment Team (2000). *US Geological Survey World Petroleum Assessment 2000: Description and Results*. USGS Digital Data Series DDS-60. US Geological Survey.
- Vasiliev, V.G., and others (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, and others (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.





# 第 25 章

# 积累效应

撰稿人: Karen Evans (召集人兼牵头成员)、Roland Cormier、Piers Dunstan、Elizabeth Fulton、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Vanessa Stelzenmüller、Ca Thanh Vu (共同牵头成员)和Skipton Woolley。



## 主旨要点

- 海洋环境承受的多源压力日益增加,正在导致生物多样性丧失、生境破坏和破碎以及疾病。
- 要有效实施基于生态系统的管理,就必须了解人类活动和自然事件如何以及在何种程度上相互作用并影响生态系统各组成部分及其机能。还必须确定解决方案,预防和减轻这些相互作用造成的压力。
- 在过去20年里,已经制定了不少相互作用(又称积累效应)评估框架。这些框架采用了不同的方法和术语,并在不同层面得到应用。
- 虽然方法各不相同,但迄今进行的积累效应评估大多包括三个主要步骤:(a)整理有关可能正在影响海洋生态系统的各类活动的强度和足迹的信息;(b)查明生态系统各组成部分的反应;(c)确定可行的管理应对措施。
- 尽管评估的使用情况越来越多,但在欧洲和北美以外地区,基本上缺乏遵循上述相同的一般步骤、以特定区域、地区或价值为重点的评估。
- 积累效应评估实施中存在的地域偏差突出表明,存在明显的知识和能力差距,有必要制定符合以下条件的方法:(a)可在数据稀少的区域实施;(b)易于实施;(c)产出易于理解并可转化为决策过程,特别是在发展中国家。

## 1. 引言

当前,海洋环境受到多重压力,其中许多压力来自人类活动。这些压力包括气候变化、资源开采、污染(陆源和海源污染)和入侵物种,导致生物多样性丧失、生境破坏和破碎以及疾病(如,Evans等人,2017年)。基于生态系统的管理旨在平衡人类活动与环境管理,以维持生态系统的特征、功能和服务。<sup>1</sup>为此,必须了解人类活动和自然事件如何以及在何种程度上相互作用并影响生态系统组成部分及其机能。还必须确定解决方案,预防和减轻此类相互作用造成的压力(Halpern等人,2008年;Levin等人,2009年;Ban等人,2010年;Curtin和Prellezo,2010年)。这些相互作用被称为积累影响或积累效应。

“积累影响”和“积累效应”两个术语经常互换使用,用于描述压力如何影响生态系统。使用标准化的语言是跨管理边界和在各利益攸关方和组织之间转让知识、评估方法和专长的关键。有研究发现,人们更倾向于使用“积累效应”一词,理由是影响是假设性的,要么没有被直接观测到,要么无从确定直接原因(Murray等人,2015年)。为保持一致性,本章使用“积累效应”一词。积累

效应和影响至今还没有公认的定义,文献中的定义则视评估对象和评估实施环境的不同而有所不同(如,Anthony,2016年;Spaling和Smit,1993年;Hegmann等人,1999年;Halpern等人,2008年;Johnson,2016年;Uthicke等人,2016年)。本章遵循的前提是,效应可以定义为对环境(包括其人类组成部分)造成的变化,而影响是指这种变化的后果(Johnson,2016年)。

积累效应一般有四类:累加、协同、拮抗(补偿)和掩蔽(Sonntag等人,1987年;Hegmann等人,1999年;Crain等人,2008年;Halpern等人,2008年)。累加效应是指一项活动造成的压力随着时间的推移而逐渐增加,每一次的增量都会叠加到之前的增量之上。协同效应,也称放大效应或指数效应,即放大单个压力的后果,从而产生比累加效应更大的联合后果。拮抗效应或补偿效应产生的联合后果小于累加效应。掩蔽效应对生态系统或社会组成部分产生的后果与单独暴露于其中一种压力下产生的后果相同。可视为积累性的影响可能来自一段时间内反复产生单一压力的单一活动、产生多重压力的单一活动、产生单一压力

<sup>1</sup> 与海洋空间规划有关的评估概述另见第26章,基于生态系统的管理方法概述另见第27章。

的多项活动或产生多重压力的多项活动(Foley等人, 2017年)。

《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017a)没有列入积累效应评估专题,但在每个区域章节中都考虑了影响生态系统服务的各种因素,并在第54章中概述了影响海洋环境的各种压力(联合国, 2007b)。然

## 2. 积累效应评估

在过去20年里,已使用不同方法和术语制定了许多评估环境积累效应的框架(Stelzenmüller等人, 2018年)。同样,这些框架的侧重点各不相同。有些采取了全系统方法,将所有现有的压力因素及其对一系列海洋环境组成部分的影响纳入评估。另一些则侧重单一压力因素和单一物种或生境(Korpinen等人, 2012年; Marcotte等人, 2015年; Coll等人, 2016年)。在Stelzenmüller等人(2018年)综述的154项研究中,针对所使用的各种方法得出了几个关键结论,包括:(a)各项评估零星或较少使用专家知识和定性数据;(b)使用地理信息系统几乎是评估的先决条件;(c)在处理每项评估各组成部分的不确定性方面存在巨大差距;(d)正在越来越多地开发新的综合方法,供评估使用,例如结合定性数据和定性建模评估生态系统的状况和压力。

尽管方法可能各不相同,但已经确定了几个共同要素,应纳入旨在为管理和规划提供建议的积累效应评估(Halpern等人, 2008年;Kappel等人, 2012年; 国际海洋考察理事会(海考会), 2019年)。这些要素大致可分为以下几方面信息:造成可能影响海洋生态系统的压力的活动;为管理这些活动以及相应压力可能采取的措施;生态系统各组成部分的反应,这些反应又取决于各组成部分对所施加压力的韧性和恢复潜力。

迄今为止,开展积累效应评估的过程基本上是基于测绘过程,这一过程需要考虑一个或多个压力的时空足迹(包括作为强度计量标准的活动和相关压力的频率)与正在或可能受到影响的海洋生态系统组成部分的关系(Elliott等人, 2020年)。该过程还考虑到这些生态系统组成部分的脆弱性或风险(包括其敏感性),同时考虑到一切可能正在实施的

而,第54章并未试图对这些压力的积累效应进行评估,也没有确定可进行此类评估的框架。因此,本章概述了积累效应评估的关键要素,并概述了各种方法及结果,包括详细介绍了若干区域方法实例。概述的目的是为各种方法及其使用情况确立基线,以便在未来全球评估中把握方法和应用的变化。

管理措施。通过这一过程,能够确定在扣除管理因素后的剩余压力,并计算出预期积累效应的程度(Halpern等人, 2008年; Kappel等人, 2012年; 海考会, 2019年)。各类信息要素见图一。生态系统组成部分、功能和过程的连通性和异质性、生物物理过程的不确定性,以及影响环境的活动的不同强度,决定了积累效应评估的复杂性。

积累效应评估的主要功能性步骤是:

### 1. 界定被评估的海洋系统的价值

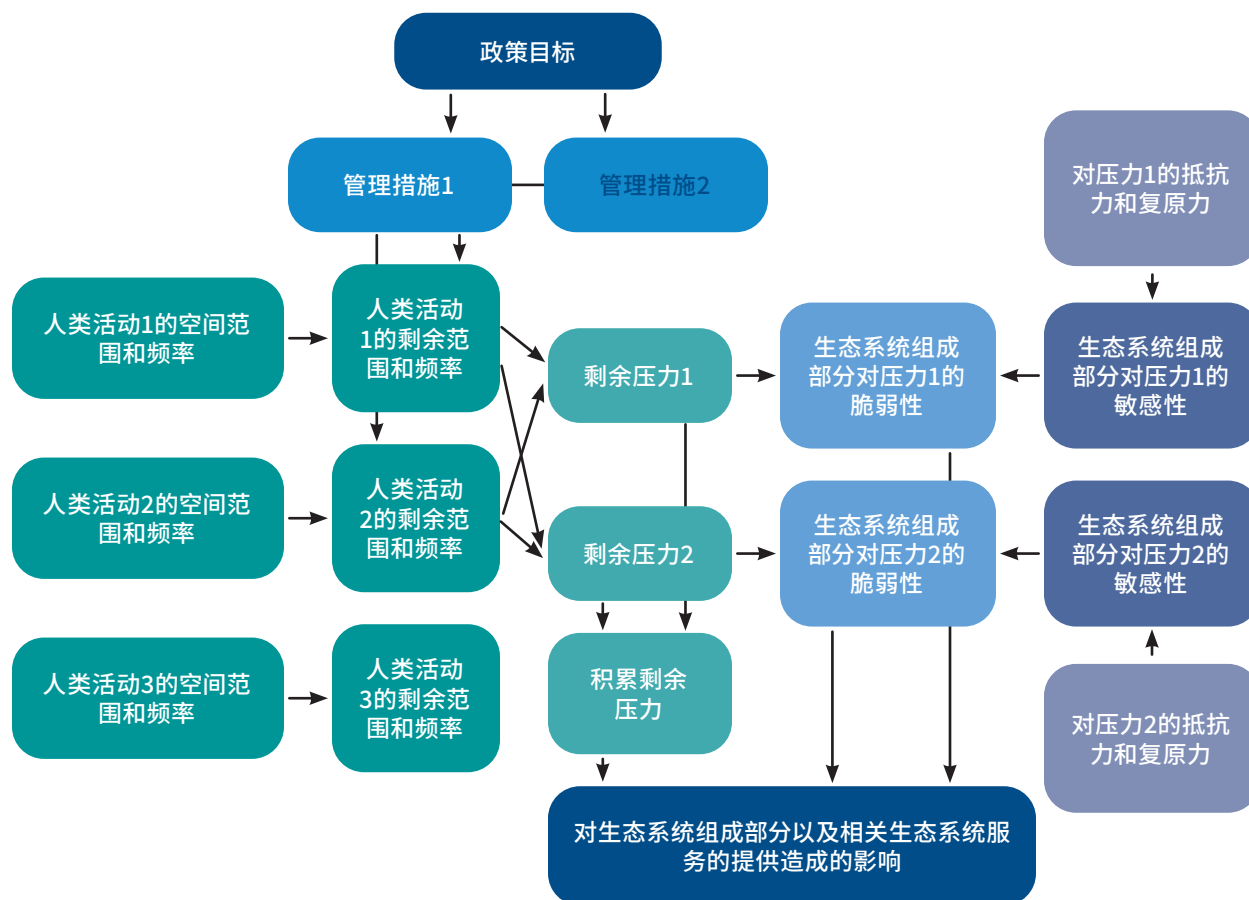
评估的第一步是确定评估地点的重要价值及其在评估区域内的时空分布。价值可以是生态、社会、经济或文化方面的。

### 2. 界定对海洋系统造成压力的活动(压力因素)

要确定潜在积累影响的具体表现形式,就必须确认系统价值与压力确实存在相互作用。有必要确定可能对评估区域的海洋系统造成压力的干扰和活动,并对压力的性质(如直接、间接、连续或脉冲)及其时空分布进行测绘和量化。这是积累效应评估的一个关键因素。许多活动或干扰在短时间内集中在一个小区域内,可能导致压力或压力因素因拥挤效应而积累。一个地区可能对某种程度的干扰具有抵抗力,但如果干扰超过该程度的速度快于自然恢复速度,可能会超过某一有价值组成部分的生态或社会阈值(Johnson, 2016年)。此外,压力效应可能会从活动区域扩散,致使活动直接足迹之外的区域受到滞后影响。因此,在评估风险敞口时,需要考虑与某项活动相关的压力的范围、扩散性、频率和持久性(Borgwardt等人, 2019年)。此外,应考虑评估区域内及其附近的所有潜在压力因素,以确定潜在的新风险。



图一  
积累效应评估的各项要素, 侧重量化人类活动对生态系统的影响



资料来源: 整理自海考会(2019年)。

可用于测绘和量化价值和压力因素的时空范围的方法多种多样, 如地理信息系统、空间插值和动态模型(如Andersen等人, 2013年; Robinson等人, 2013年; Borgwardt等人, 2019年; Dunstan等人, 2019年)。价值和压力因素及其计量方法的性质不同, 有助于测绘过程的可用数据或信息的性质也不同, 因此, 单一的方法不可能适合所有情况。相反, 所采取的方法应适合可用数据(包括在复杂性方面), 适当反映数据的时空组成部分, 并解决一切与数据有关的不确定性、偏差或假设。

### 3. 从概念上将压力与价值联系起来

可以使用概念方法(如确定影响路径的定性或定量模型)将确定的价值与评估区域中的各种潜在活动和压力因素联系起来(如Dambacher等人, 2009

年; Anthony等人, 2013年), 从而确定海洋环境各组成部分和过程如何相互关联、自然和人为压力如何影响系统以及系统方面的知识差距和关键不确定性。理想情况下, 应考虑多个压力因素造成的压力之间的潜在相互作用的性质, 认识到相互作用可能是非线性的, 可能具有协同、拮抗或掩蔽性质(见上文第1节)。一开始可以使用定性模型来理解价值和压力间的相互作用方式, 此类模型有助于确定相互作用的方向、性质和程度。然后, 可通过概率建模来估计预测的变化(如, Anthony等人, 2013年)。采用这种方法可以确定对价值所产生效应的程度(即严重性), 从而确定那些最重要的相互作用, 以便集中精力更好地理解、测绘和量化效应。

#### 4. 评估风险和不确定性

一旦了解了压力对价值的效应路径, 就可以量化其对价值的效应规模, 从而将不同压力因素造成的风险水平纳入各自的空间范围——“影响区”(Anthony等人, 2013年; 另见图二)。之后, 可以估算与压力造成的影响有关的价值风险和不确定性, 同时谨记, 对价值和压力的有限理解本身往往也是不确定性的来源。例如, 压力的时空格局通常并不完全为人所知, 特定价值对可能随时空变化的压力的反应也不完全为人所知(Stock和Micheli, 2016年)。不确定性的来源及其对评估结果的影响本身就难以确定, 因此应进行适当的敏感性分析, 研究所有压力因素的影响及其相互作用(Stock和Micheli, 2016年)。风险估算需要能够反映系统组成部分的复杂性、与各项活动相互作用的复杂性以及相关不确定性, 并纳入一切后果、包括积极和消极后果的相关时空分布(如Gregory等人, 2012年; Stock和Micheli, 2016年)。

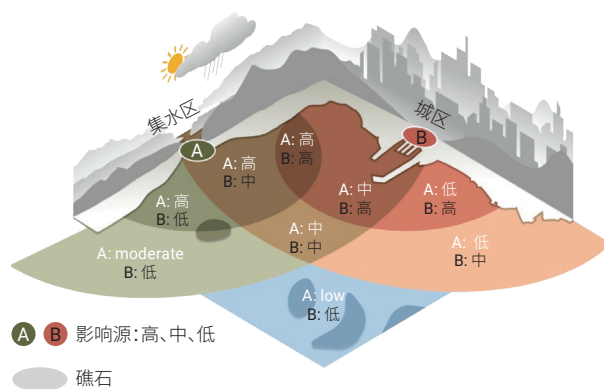
#### 5. 验证

最后, 如有可能, 应对相互作用网、风险图和积累效应进行观测验证(尽管实践中较少进行此类验证; 见Halpern和Fujita, 2013年)。为便利开展此类验证, 风险评估报告需要以可观测的方式进行; 亦即需要进行实地计量和测绘。

动因—压力—状况—影响—回应框架是开发效应估算定量模型以及与政策制定者和其他决策者沟通的有效框架(Smeets和Weterings, 1999年; Elliot等人, 2017年)。它基于这样一个概念, 即动因(潜在的自然和人为力量)对环境施加压力(直接因素), 导致环境状况变化。积累效应评估若要具备实操性, 还应明确包含对管理措施有效性的评价

(Cormier等人, 2018年; Stelzenmüller等人, 2018年), 特别是, 首先, 量化任何管理措施对压力及其产生的影响的效应, 其次, 确定如何调整管理措施以进一步减少这些压力及其产生的影响。管理措施有可能规范造成各类压力的活动。然而, 迄今, 大多数积累效应评估没有在管理措施与积累效应评估之间建立联系(Hayes等人, 2015年; Cormier等人, 2017年)。结果是, 许多积累效应评估在规划过程和监管框架之间提供的联系有限, 监管框架可确定哪些地方可能需要实施预防方法, 哪些地方需要改进管理进程(海考会, 2019年)。此外, 大多数被广泛接受的积累效应评估方法认为, 生态系统服务的提供和社会文化效应的估算不属于评估范围(海考会, 2019年)。

**图二**  
概念模型, 以两个点源(A)集水区的河流径流以及(B)城市或港口开发为例, 说明其影响区



注: 在每个影响区内, 计算出每项生态系统价值的变化概率和可能受影响的生态系统价值量(含导致不确定性的各种概率)。

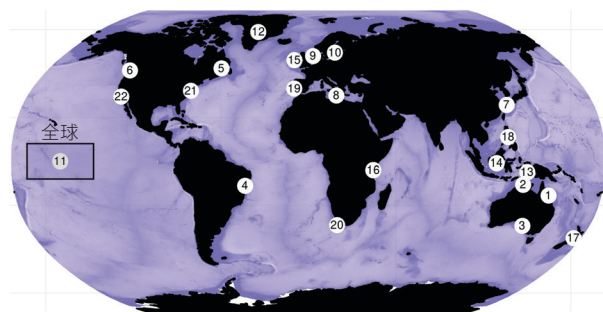
资料来源: Anthony等人(2013年)。

### 3. 海洋环境积累效应评估的区域应用: 分布和方法

过去20年来, 随着积累效应评估在区域海洋评估、规划和监管过程中得到应用, 在海洋系统内实施此类评估的情况迅速增加(Halpern等人, 2015年; 海考会, 2019年)。然而, 尽管使用情况增多, 但欧

洲和北美以外地区基本上没有按照第2节概述的一般步骤进行评估(Korpinen和Andersen, 2016年; 另见图三和下表)。

**图三**  
海洋生态系统中所实施积累效应评估的全球分布情况(2016–2019)



注: 对Korpinen和Andersen (2016年)详述的积累效应评估进行了更新。图中数字对应下表所示摘要。

最近, Korpinen和Andersen (2016年)对积累效应评估进行了一次综述, 力求概述海洋环境中与评估相关的方法和做法。综述重在确定积累效应评估中使用的不同估计变量是否具有可比性, 以及积累效应评估的验证是否可靠。在所综述的研究中, 发现有一半使用了类似方法, 这些方法基于Halpern等人(2008年)的方法, 但较少有研究解决了Halpern和Fujita (2013年)概述的此类方法使用中的主要不确定性。此次综述确定了积累效应评估需要推进的几个关键领域, 包括验证或比照评估压力、纳入对人类活动时间组成部分的准确计量(许多评估假定活动是长期的, 在时间上是重叠的), 以及考虑已造成海洋环境改变的历史影响。

本次《评估》在这项研究的基础上对2016年以来发表的同行评审文献进行了审查, 具体做法是在Scopus上搜索关键词“积累效应”和“积累影响”, 汇总最新的评估情况。下表概述了每种方法以及每项积累效应评估的产出。

此次最新审查得出了以下重要见解:

- 评估需要纳入数据的范围和时空变异性以及相关的不确定性(包括与数据质量相关的不确定性), 不仅要确保积累效应评估获得有力产出, 而且要关注哪些方面可能存在知识差距, 以及今后应在哪些方面作出努力, 以改进评估和减少不确定性。
- 大多数积累效应评估对生态系统组成部分对压力因素效应的敏感性缺少实验计量或观测计量, 因此, 评估产出应通过观测加以验证。
- 许多评估继续提供积累效应的单点评价或时间平均值, 而不是进行重复的时间研究, 后者可以提供关于积累效应随时间变化的信息(即趋势)。
- 为了确保决策过程中被采纳, 积累效应评估应将评估与可能规范造成各种压力的活动的管理措施联系起来。许多评估仍然缺乏这种联系。同样, 对于那些旨在规范对环境造成各种压力和积累效应的活动的管理措施, 很少有评估考虑评价其执行情况。
- 在大多数情况下, 与管理与监管进程挂钩的评估只考虑活动在监管区域内造成的效应, 而不考虑效应向评估区域以外扩散的情况(即区域或生态系统尺度上的效应)。因此, 有必要考虑活动地点和压力效应的空间分离(如Stephenson等人, 2019年)。
- 为了使积累效应评估在决策过程中被尽可能采纳, 需要清晰表述风险和风险估算方面的不确定性。评估需要明确描述有害效应的原因和后果, 以帮助管理人员、利益攸关方、科学家和工程师了解风险的因果路径(如Nicol等人, 2019年)。
- 积累效应评估的实施在地理上偏向于欧洲和北美, 但令人鼓舞的是, 在Korpinen和Andersen (2016年)确认尚无此类评估的地区也发表了评估。许多发展中经济体的管辖区尚未接受任何层面的正式评估, 仅在全球总括分析(如Halpern等人(2015年)所作的分析)中提及。这突出表明存在明显的的能力差距, 有必要制定符合以下条件的办法: (a)可在数据稀少的区域实施; (b)可纳入非传统数据来源, 如社区观察

- 评估方法需要因地制宜。在这方面, 积累效应评估方法的制定除了应包括本章概述的功能性步骤外, 还需要考虑以何种尺度(和分辨率)进行评估、所评估的价值、可用于进行此类评估的数据、与数据相关的不确定性、进行评估的特定管理目标以及产出形式, 尤其是这些产出是否适合为规划和管理提供参考。

(如公众科学)和传统知识; (c)易于实施(在技能和时间方面); (d)可在新的信息或压力出现时随时更新; (e)产出易于理解并可转化为决策过程。

详细介绍全球范围内在海洋环境中实施的众多积累效应评估方法,超出了本章的范围。下文进一步详细介绍了为评估南半球和北半球的积累效应而实施的各类框架实例,并进一步介绍了积累效应评估实施程度较低的区域进展情况。

### 3.1. 澳大利亚大堡礁

大堡礁被认定受到从地方到全球层面的一系列压力,包括以下方面压力:气候变化、(气旋)风暴和洪水、土地使用产生的营养盐和沉积物径流、污染物(包括杀虫剂、海洋废弃物、塑料、纳米颗粒、噪声和光)、人类对海洋环境的利用以及疾病(Uthicke等人,2016年)。人们发现,一段时间以来,珊瑚礁的整体健康状况一直在下降(De'ath等人,2012年),2016年、2017年和2020年发生的大规模白化事件使得其健康状况进一步下降(Smith和Spillman,2020年)。一些资料显示,由于上述压力,珊瑚礁的北部已经永久改变(Hughes等人,2017年)。

对珊瑚礁的积累效应评估一直在迭代发展。2012年进行了首次正式的积累效应评估,使用了积累影响和结构化决策相结合的框架,该框架利用定性和概率模型,研究一组积累压力因素(营养盐、浊度和沉积作用、生境侵蚀和气候变化)对珊瑚礁和海草生态系统的影响(Anthony等人,2013年)。该框架纳入了一个决策过程,以便探索假设的管理干预措施、后果和权衡取舍。

积累影响和结构化决策方法已得到进一步发展,纳入了统计、生态毒理学、概念、半定量和定量机理模型以及结构化决策分析,以评估对珊瑚礁环境的积累效应(Uthicke等人,2016年)。该框架的产出包括风险和风险敞口图,以及对特定地点和有

关生态群落的压力和价值阈值的评估。该框架的应用使人们认识到: (a)生态系统中很少出现线性变化(即变化不一定是累加的); (b)通过驯化(可以减轻效应)或动态复合效应(可以放大反应),生态阈值和对多重压力的反应可能在具有生态意义的时间框架内发生变化; (c)在没有对反应进行实验或实地确认的情况下进行预测,可能导致错误的结论和对管理过程的欠佳投资。

Uthicke等人(2016年)的方法并非简单地对压力因素的分布进行空间分层,也不假设积累效应在本质上是线性相加的,原因是该方法能够从机理上理解具有管理影响的非线性作用(通过绘制考虑到拮抗和协同作用的完整反应曲线)。这个称为“大堡礁2050”积累影响管理政策的积累效应评估框架<sup>2</sup>及其拟议实施准则(Dunstan等人,2019年)最近才投入应用。<sup>3</sup>大堡礁海洋公园管理局(大堡礁的主管机构)参与了该框架的制定,确保了该框架在区域一级以及在具体的开发应用层面上被纳入今后所有的规划和审批程序。该准则的首次(说明性)应用将收集到的浅层珊瑚礁系统数据与压力分布的空间数据通过结构方程模型联系起来,表明积累效应具有很强的环境依赖性(Dunstan等人,2019年),突显了长期监测在评价积累效应时为评估提供信息的作用。

### 3.2. 北海

北海是世界海洋中受影响最严重的海洋生态系统之一(Halpern等人,2008年),受到与全球和区域发展相关的多种人为压力因素的影响,包括沿海开发和生境丧失、富营养化、污染和捕捞(Emeis等人,2015年)。此外,北海是一个气候变化热点地区(Burrow等人,2011年; Holt等人,2012年),受海平面、海洋温度和酸化方面的趋势影响,其食物网结构和功能据报发生了巨大变化(Reid等人,2001年; Beaugrand, 2003年; Weijerman等人,2005年; McQuatters-Gollop等人,2007年; Kenny等人,2009年; Lynam等人,2017年)。北海的鱼类

<sup>2</sup> 见[www.gbrmpa.gov.au/our-work/reef-strategies/Reef-2050-policies#](http://www.gbrmpa.gov.au/our-work/reef-strategies/Reef-2050-policies#)。

<sup>3</sup> 见<http://hdl.handle.net/11017/3389>。



群落受捕捞和气候变化的影响尤为严重, 据报自2000年以来发生了迅速且巨大的变化(Engelhard等人, 2014年; Fock等人, 2014年; Sguotti等人, 2016年; Frelat等人, 2017年)。

为调查人类活动对北海生态系统组成部分的影响而进行的评估主要包括侧重于不同底层捕捞做法效应的建模研究, 以及对这些做法造成的海底干扰总量的计算(Stelzenmüller等人, 2015年; Rijnsdorp等人, 2016年; Hiddink等人, 2019年)。只是在过去十年里, 人们才越来越重视评估捕捞以外的人类活动对海洋环境的综合效应。(Stelzenmüller等人, 2010年; Fock, 2011年; Foden等人, 2011年)。这不仅是由于积累效应评估可用数据方面的限制, 还由于北海区域主要因多国管辖所致的复杂的社会生态相互关联性。

最近, 人们更加重视制定这样一类方法, 这类方法不仅可用于评估人类活动的积累效应, 还可以在比以往考虑的大得多的空间尺度上评估这些效应(Knights等人, 2015年; Piet等人, 2019年), 以便提供更具针对性的管理建议(Piet等人, 2017年; Cormier等人, 2018年)。这些方法包括在部门—压力—生态组成部分联系矩阵的基础上对风险敞口效应进行风险评估(Knights等人, 2015年; Piet等人, 2019年), 以及对活动或压力因素及生态系统组成部分进行空间测绘, 同时结合专家启发所确定的联系路径(Andersen等人, 2013年), 这些方法与Halpern等人(2008年)描述的方法相似。通过这类评估, 已经确定了积累效应最大的关键区域以及相关的压力因素。然而, 迄今尚未对整个北海进行评估。

新近出现了一种评估该区域积累效应、特别是在管理或监管背景下开展评估的方法。该方法为框架结构, 将因果关系路径的概念结构同效应定量评估结合起来(Cormier等人, 2018年)。该方法突出表明, 有必要评估管理措施在减少人类压力方面的效力, 以了解各生态系统组成部分普遍承受的积累压力负荷。

### 3.3. 其他区域

正如本章所述的审查所指出, 北美和欧洲以外地区很少开展积累效应评估(见下表)。北美和欧洲以外的积累效应评估实例包括亚洲区域的例子。在亚洲, 使用了基于专家的分步决策逻辑过程, 对中国胶州湾所受的10种压力(包括城市化; 沿海、锚地和港口基础设施; 污水排放; 水产养殖; 一个天然气平台; 一个盐场; 旅游业)的强度进行评分(Wu等人, 2016年)。然后, 将加权结果与使用地理信息系统软件计算的测距值相结合, 生成积累效应总和图。在中国香港, 采取了类似方法研究当地的印太洋驼海豚(中华白海豚)种群生存所受的潜在影响(Marcotte等人, 2015年)。不过, 在该例子中, 权重是根据对海豚生存产生的每种效应的严重程度来确定的。

除了上述积累效应评估的具体实例外, 亚洲和拉丁美洲的一些地点也开展了其他相关或前兆评估, 突出表明可以在这些区域开展更多积累效应评估。例如, Zhang等人(2011年)开发了适用生态系统方法的渔业风险综合分析法。该分析法从生态系统管理方法的目标出发审视渔业管理战略的绩效, 可以很容易地从渔业扩展到其他人类活动。该方法明确考虑了当地鱼类种群、生境、生物多样性措施和渔业经济指标的各个方面。重要的是, 该方法考虑到了渔业给生态系统带来的各种压力。正是在这一点上, 该方法可以作为设计积累效应评估的一种手段, 扩展到其他活动。旨在探索智利巴塔哥尼亚可持续水产养殖的未来管理、发展或扩大所涉问题的动态过程模型明确汇集了渔业、水产养殖、城市发展、海洋运输、采矿、林业、农业和旅游业等多种人类活动, 也可作为积累效应评估的基础(Steven等人, 2019年)。



## 4. 展望

迄今开展的大多数积累效应评估都侧重于评估海洋环境中已经发生的活动和效应。人们越来越热衷于开展具有前瞻性或预测预报性的评估, 目的是为未来的活动规划或适应性和预见性管理方法提供信息(如, Lukic等人, 2018年; 另见第26章)。预计到2030年, 海洋产业对全球经济的贡献将翻一番(经济合作与发展组织, 2016年), 达到3万亿美元之多, 其足迹和相互作用将呈指数(或类似)增长(McCauley等人, 2015年; Plagányi和Fulton, 2017年)。要避免不良结果和海洋系统价值退化, 需要有信息翔实的积累效应评估, 为适应性管理和循证决策提供信息。为此, 需要跨学科的动态研究语言、方法和模型。这方面的发展并非一帆风顺, 需要付出大量努力, 尤其是要以时空明确的方式预测每个压力因素的未来以及考虑到各压力因素之间相互作用不断变化的性质。然而, 由于解决未来预测中的关键不确定性存在固有困难, 至少在不久的将来, 一个统一和广泛适用的前瞻性积累效应评估方法很可能是不可行的。这方面的一项有益步骤是, 改进准则和最佳做法, 以促进此类积累效应评估方法。

无论是前瞻式还是回顾式, 越来越多的人同意, 有必要扩大与积累效应评估相关的方法, 从考虑单一发展活动的多重影响或单一工业部门内多种类似活动的积累效应扩大到考虑海洋生态系统所受的所有压力的综合影响。上文详述的建模框架发现, 海洋系统的反应往往是非线性的和协同的, 拮抗效应在塑造环境方面发挥重要作用(Crain等人, 2008年; Hunsicker等人, 2016年; Uthicke等

人, 2016年)。需要提高使用概念建模和统计建模方法的能力, 以便从机理上理解压力因素之间的非线性相互作用、对海洋环境的非累加效应以及由此引发的海洋环境反应。如上所述, 人们认识到, 制定这类方法并非一帆风顺, 需要付出大量努力。这方面的一项有益步骤是, 改进准则和最佳做法以促进此类积累效应评估方法, 努力建设应用和使用这些方法的能力。

元分析(如Crain等人, 2008年)正在帮助研究人员了解累加、协同和拮抗相互作用的普遍程度, 而统计方法正在帮助确定非累加相互作用的存在和性质(如, Teichert等人, 2016年)。此外, 在处理评估中的不确定性方面取得了重大进展(如, Rochet等人, 2010年; Foster等人, 2014年; Gissi等人, 2017年), 在定义评估中使用的阈值和参考点方面也取得的一些进展, 尽管这些阈值和参考点可能存在一定主观性, 因为它们是由社会目标定义的(如, Samhour和Levin, 2012年; Large等人, 2015年; Samhour等人, 2012年; 2017年)。纳入不确定性不仅可以更有力地解释评估结果, 而且还有利于开展适应性管理过程, 并为填补知识空白、持续改进管理确定研究重点。

归根结底, 要扩大积累效应评估的地理范围, 今后必须努力开发可应用(特别是在数据匮乏的情况下)的方法, 并生成易于理解和转化为决策过程的产出(Stelzenmüller等人, 2020年)。这将使决策者能够更好地应对快速变化的海洋生态系统的动态性质, 在这些生态系统中, 不同压力的组合和相对优势会随着时间和空间的变化而变化。

## 按国家和地区列的2016-2019年文献中发表的积累效应评估汇总

地图中 编号 <sup>a</sup>	地理区域	海洋区域	评估方法	评估目标	评估结果	参考资料
1	澳大利亚	南太平洋	定性概念模型 贝叶斯信念网络 统计模型 机理模型 指数计算 文献综述	摸清对珊瑚生境的科学认识情况，找出差距 确定现有评估方法的局限性 评估虾拖网作业的影响 查明影响珊瑚礁生境和群落的影响 评估珊瑚对海洋暖化和沉积作用的反应 确定气候变化情景下多个物种分布范围发生变化所产生的积累效应，并评价管理对策	大堡礁的整体状况持续下降 考虑开展积累效应评估的各项因素(包括不确定性和偏差)，提出推进评估的建议，包括制定适用一系列活动和地区的评估框架 查明知识差距 多个物种重新分布可能导致营养级联，并对生态系统动态和生产力产生负面影响	Grech等人(2011年); Marzloff等人(2016年); Uthicke等人(2016年); Bessell-Browne等人(2017年); Richards和Day (2018年); Dunstan等人(2019年)
2	澳大利亚	南太平洋和印度洋	空间测绘	评价海龟兼捕的积累模式	在卡奔塔利亚湾查明一个兼捕渔获物热点，该热点有多个物种受到商业渔业影响	Riskas等人(2016年)
3	澳大利亚	印度洋	空间测绘	评估对海洋环境的积累效应，同时通过专家启发把握不确定性	通过评估专家提出的不确定性，提高了管理实施的透明度和稳健性	Jones等人(2018年)
4	巴西	南大西洋	空间测绘 指数计算	评估人类活动积累效应对珊瑚礁造成的风险敞口	风险敞口导致空间变化和珊瑚礁所受压力因素类型的变化。风险敞口最大的地区离人口中心最近。	Magris等人(2018年)
5	加拿大	北大西洋	物种分布模型	评估海洋暖化和氧气减少对三种海洋物种的影响	预计20-30年内物种分布将以不同方式发生重大变化	Stortini等人(2017年)
6	加拿大和 利坚合众国	北太平洋	空间测绘 统计模型	评估溶解氧浓度和底拖网捕捞法随深度梯度递增而产生的影响 评估硬质海岸工程的影响 评估海洋噪声的影响	即使是在群落由强烈环境梯度形成的地方，底拖网捕捞法也会对深水底栖生物产生影响 硬质海岸工程可能增进积累效应 预测海洋动物会躲避巨大海洋噪声，或受到此类噪声的伤害	De Leo等人(2017年); Dethier等人(2016年); Ellison等人(2016年)

地图中 编号 <sup>a</sup>	地理区域	海洋区域	评估方法	评估目标	评估结果	参考资料
7	中国	北太平洋	文献综述 统计模型 数值模型	对导致渔业衰退的潜在压力因素进行定性审查 评估金属和多环芳烃对浮游细菌群落的积累效应 评估恢复项目对水质的	需要开展基于生态系统的管理, 以实现渔业可持续发展 镉和菲对细菌集群的个体和积累效应在暴露早期具有时变性和拮抗性 恢复项目改善了水质, 但项目往往是在单一目标框架内实施, 没有考虑到降低水质的其他活动	Qian等人(2017年); Zhao等人(2016年); Ma等人(2017年)
8	欧洲和非洲	地中海和黑海	元分析 专家启发 不确定性估算 回归模型 指数计算 空间测绘 机理模型 统计模型	测绘并计算与一系列人类活动相关的积累影响 测绘入侵物种及其对生物多样性价值的效应	现有的养护举措不足以应对突尼斯专属经济区的积累威胁 对影响的不确定性的估算差异巨大, 仅对亚得里亚海和爱奥尼亚海少数地区所受影响进行了有力确认 海砂开采和倾倒的积累效应被忽视 关于已观测到的珊瑚露头退化现象的不同驱动因素的重要性, 模型与专家综合意见不一致	Coll等人(2016年); Katsanevakis等人(2016年); Ben Rais Lasram等人(2016年); Corrales等人(2017年); Depellegrin等人(2017年); Gerakaris等人(2017年); Gissi等人(2017年); Trop (2017年); Bevilacqua等人(2018年); Brodersen等人(2018年); Corrales等人(2018年)
9	欧洲	北大西洋	生物学性状分析 空间测绘 专家启发 元分析 空间分析 指数计算	评估五个海洋部门对底栖生物群落的积累影响 评估气候变化对公海地区划区管理工具的影响 评估噪声对两个物种的积累效应	生境对活动的敏感性存在差异, 在底栖生境上设置硬结构导致生物学性状和功能性状显著变化 由于气候变化, 公海地区划区管理工具的有效性预计会降低 查明这两个物种的高风险区	Merchant等人(2017年); Johnson等人(2018年); Kenny等人(2018年)
10	欧洲	波罗的海	基于地理信息系统的视域模型	对现有和规划中的人类活动所造成的积累压力进行视觉影响评估	对地貌复杂的沿海掩护区的潜在视觉影响最大	Depellegrin (2016年)

地图中 编号 <sup>a</sup>	地理区域	海洋区域	评估方法	评估目标	评估结果	参考资料
11	全球	全球	文献综述 元分析 空间分析 统计模型	对涉及一系列人类活动的积累效应评估、包括社会和管理目标进行审查 评估大型海洋保护区保护生态系统免受积累影响的能力 评估深海生态系统服务对深海采矿的脆弱性 评估油砂生产和运输对海洋环境的积累效应	提出了开展积累效应评估的考量因素(包括不确定性和偏差)和推进评估的建议, 包括制定适用于一系列活动和地区的评估框架 查明知识差距	Borja等人(2016年); Briscoe等人(2016年); Hazeem等人(2016年); Lucke等人(2016年); Lundquist等人(2016年); Davies等人(2017年); Foley等人(2017年); Green等人(2017年); Le等人(2017年); Willstead等人(2017年); Faulkner等人(2018年); Stelzenmüller等人(2018年)
12	格陵兰	北冰洋	空间测绘	评估多种压力因素对生物多样性价值的积累效应	格陵兰西海岸的压力因素和关键物种之间高度重叠, 突出表明该地区今后需要管理和保护	Andersen等人(2017年)
13	印度尼西亚	南太平洋	专家综合意见 贝叶斯信念网络	评估影响渔业活动的社会、经济和环境因素之间的相互作用和习惯海洋保有制度的效力	习惯海洋保有制度的社会、经济和环境结果受社区对渔业和旅游业的看法与相关冲突之间复杂的相互关系的影响。	Hoshino等人(2016年)
14	印度尼西亚	印度洋	半定量风险评分	评估一系列人类活动对海洋生态系统的积累风险	渔业、气候变化和沿海开发对海洋生态系统造成的风险最大	Battista等人(2017年)
15	爱尔兰	北大西洋	统计模型	评估船舶和建筑相关活动对海洋哺乳动物的影响	受船舶和建筑相关活动影响, 三个物种的出现减少	Culloch等人(2016年)
16	肯尼亚	印度洋	统计模型	评估旅游船的存在对印太海洋豚种群的积累效应	海豚的行为时间分配受到旅游船存在的影响, 尽管目前的积累效应水平并不显著	Pérez-Jorge等人(2017年)

地图中 编号 <sup>a</sup>	地理区域	海洋区域	评估方法	评估目标	评估结果	参考资料
17	新西兰	南太平洋	文献综述 元分析 专家启发	评估科学、治理和社会之间的相互依存关系,以确定海洋生态系统的风险 评估各种活动和压力因素对生态系统服务的重要性的影响程度	提出识别风险的考量因素和风险评估建议 所考察的所有生态系统服务的总积累影响严重,其中气候变化、商业捕捞、沉积和污染的影响最大	Thrush等人(2016年); Singh等人(2017年)
18	菲律宾	北太平洋	半定量风险评分	评估一系列人类活动对海洋生态系统构成的积累风险	渔业和气候变化对海洋生态系统构成的风险最大	Battista等人(2017年)
19	葡萄牙	北大西洋	空间测绘	评估一系列人类活动与海洋环境之间的相互作用	人类活动在葡萄牙海域、特别是在近海海域造成高度积累影响	Fernandes等人(2017年)
20	南非	大西洋和印度洋	统计模型	描述用于界定海洋空间规划区域的远洋生物区	通过生物区分析确定三个关键生物区和若干次区域,为生态系统报告和系统养护规划提供框架	Roberson等人(2017年)
21	美国	北大西洋	机理模型	模拟多重压力因素对海洋生物资源的效应	温度升高对系统生产力的影响最大	Ihde和Townsend (2017年)
22	美国	北太平洋	空间测绘 统计模型	绘制整个海洋保护区网络中单一和多重压力因素的潜在影响图 评估科学活动对海洋保护区生境和群落的适宜性 评估风暴事件和踩踏对潮间带生态系统的积累效应	大多数海洋保护区受到强烈的陆源和海源影响,其中气候压力因素的影响最大 就评估科学活动的决策框架提出建议 风暴和踩踏对类似的物种造成影响,由此确定脆弱物种,干扰具累加效应	Micheli等人(2016年); Mach等人(2017年); Saarman等人(2018年)

<sup>a</sup> 地图编号见图三。



**鸣谢:** 编写小组感谢德国不来梅哈芬杜能海洋渔业研究所的Nicole Stollberg编制图一, 并感谢三位同行评审员和会员国提供意见, 帮助改进本章。

## 参考资料

- Andersen, Jesper H., and others (2013). Human uses, pressures and impacts in the eastern North Sea. Technical report, Danish Centre for Environment and Energy, No. 18.
- Andersen, Jesper H., and others (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., and others (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., and others (2010). Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 876–886.
- Battista, Willow, and others (2017). Comprehensive Assessment of Risk to Ecosystems (CARE): a cumulative ecosystem risk assessment tool. *Fisheries 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. *Fisheries Oceanography*, vol. 12, Nos. 4–5, pp. 270–283.
- Ben Rais Lasram, F., and others (2016). Cumulative human threats on fish biodiversity components in Tunisian waters. *Mediterranean Marine Science*, vol. 17, No. 1, pp. 190–201.
- Bessell-Browne, Pia, and others (2017). Cumulative impacts: thermally bleached corals have reduced capacity to clear deposited sediment. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 2716.
- Bevilacqua, S., and others (2018). A regional assessment of cumulative impact mapping on Mediterranean coralligenous outcrops. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 1–11.
- Borgwardt, Florian, and others (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, and others (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., and others (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, and others (2018). Cumulative impacts from multiple human activities on seagrass meadows in eastern Mediterranean waters: the case of Saronikos Gulf (Aegean Sea, Greece). *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No. 27, pp. 26809–26822.
- Burrows, Michael T., and others (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, vol. 334, No. 6056, pp. 652–655.
- Coll, Marta, and others (2016). Modelling the cumulative spatial–temporal effects of environmental drivers and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. *Ecological Modelling*, vol. 331, pp. 100–114.

- Cormier, Roland, and others (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.
- Cormier, Roland, and others (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., and others (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.
- Corrales, X., and others (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, and others (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, vol. 11, No. 12, pp. 1304–1315.
- Culloch, Ross M., and others (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., and others (2009). Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish and Fisheries*, vol. 10, pp. 305–322.
- Davies, T.E., and others (2017). Large marine protected areas represent biodiversity now and under climate change. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, p. 9569.
- De'ath, Glenn, and others (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 United States of America*, vol. 109, No. 44, pp. 17995–17999.
- De Leo, Fabio C., and others (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 Baltic Sea. *Ocean and Coastal Management*, vol. 119, pp. 184–198.
- Depellegrin, Daniel, and others (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., and others (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., and others (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., and others (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, and others (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., and others (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, and others (2015). The North Sea: a shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems*, vol. 141, pp. 18–33.

- Engelhard, Georg H., and others (2014). Climate change and fishing: a century of shifting distribution in North Sea cod. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 8, pp. 2473–2483.
- Evans, Karen, and others (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., and others (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *Journal of Applied Ecology*.
- Fernandes, Maria da Luz, and others (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, and others (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, and others (2011). Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 428, pp. 33–47.
- Foley, Melissa M., and others (2017). The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 62, pp. 122–134.
- Foster, Scott D., and others (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, and others (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., and others (2017). Effectiveness of *Posidonia oceanica* biotic indices for assessing the ecological status of coastal waters in Saronikos Gulf (Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, vol. 18, No. 1, pp. 161–178.
- Gissi, Elena, and others (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., and others (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., and others (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, and others (2012). *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. John Wiley and Sons.
- Halpern, Benjamin S., and others (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, vol. 319, No. 5865, pp. 948–952.
- Halpern, Benjamin S., and others (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., and others (2015). Identifying indicators and essential variables for marine ecosystems. *Ecological Indicators*, vol. 57, pp. 409–419.
- Hazeem, Layla J., and others (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, and others (1999). *Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide*. Citeseer.

- Hiddink, Jan Geert, and others (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., and others (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, and others (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., and others (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, p. 373.
- Hunsicker, Mary E., and others (2016). Characterizing driver–response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management. *Ecological Applications*, vol. 26, No. 3, pp. 651–663.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (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>.
- 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, and others (2018). Climate change is likely to severely limit the effectiveness of deep-sea ABMTs in the North Atlantic. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 111–122.
- Jones, Alice R., and others (2018). Capturing expert uncertainty in spatial cumulative impact assessments. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 1469.
- Kappel, Carrie V., and others (2012). Mapping cumulative impacts of human activities on marine ecosystems. Boston, Massachusetts: SeaPlan.
- Katsanevakis, Stelios, and others (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 6, pp. 694–707. <https://doi.org/10.1111/ddi.12429>.
- Kenny, Andrew J., and others (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.
- Kenny, Andrew J., and others (2018). Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on North Sea benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 3, pp. 1080–1092.
- Knights, Antony M., and others (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, and others (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea 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., and others (2015). Quantifying patterns of change in marine ecosystem response to multiple pressures. *PLOS One*, vol. 10, No. 3, p. e0119922.
- Le, Jennifer T., and others (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., and others (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, and others (2016). Auditory sensitivity in aquatic animals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 6, pp. 3097–3101.
- Lukic, I., and others (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](http://www.msp-platform.eu/sites/default/files/vision_handbook.pdf).
- Lundquist, Carolyn J., and others (2016). Science and societal partnerships to address cumulative impacts. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 2.
- Lynam, Christopher Philip, and others (2017). Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, No. 8, pp. 1952–1957.
- Ma, Deqiang, and others (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., and others (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, and others (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, and others (2015). Mapping cumulative impacts on Hong Kong's pink dolphin population. *Ocean and Coastal Management*, vol. 109, pp. 51–63.
- Marzloff, Martin Pierre, and others (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., and others (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- McQuatters-Gollop, Abigail, and others (2007). A long-term chlorophyll dataset reveals regime shift in North Sea phytoplankton biomass unconnected to nutrient levels. *Limnology and Oceanography*, vol. 52, No. 2, pp. 635–648.
- Merchant, Nathan D., and others (2017). Marine noise budgets in practice. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 3, p. e12420.
- Micheli, Fiorenza, and others (2016). Combined impacts of natural and human disturbances on rocky shore communities. *Ocean and Coastal Management*, vol. 126, pp. 42–50.
- Murray, Cathryn Clarke, and others (2015). Advancing marine cumulative effects mapping: an update in Canada's Pacific waters. *Marine Policy*, vol. 58, pp. 71–77.
- Nicol, Sam, and others (2019). Quantifying the impact of uncertainty on threat management for biodiversity. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–14.
- Organization for Economic Cooperation and Development (2016). *The Ocean Economy in 2030*. <https://doi.org/10.1787/9789264251724-en>.
- Pérez-Jorge, Sergi, and others (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, and others (2017). Ecological risk assessments to guide decision-making: methodology matters. *Environmental Science and Policy*, vol. 68, pp. 1–9.
- Piet, Gerjan, and others (2019). An integrated risk-based assessment of the North Sea 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, and others (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., and others (2001). Pulses in the eastern margin current and warmer water off the north west European shelf linked to North Sea 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., and others (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., and others (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., and others (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., and others (2013). *ODEMM Pressure Assessment Userguide V.2. ODEMM Guidance Document Series No. 4*. Liverpool: University of Liverpool.
- Rochet, Marie-Joëlle, and others (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., and others (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., 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.
- Samhuri, Jameal F., and others (2012). Sea sick? Setting targets to assess ocean health and ecosystem services. *Ecosphere*, vol. 3, No. 5, pp. 1–18.
- Samhuri, Jameal F., and others (2017). Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere*, vol. 8, No. 6, p. e01860.
- Sguotti, Camilla, and others (2016). Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 8, pp. 2729–2743.
- Singh, Gerald G., and others (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., and others (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, and others (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 398, pp. 19–32.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (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.

- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 1132–1140.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2020). Operationalizing risk-based cumulative effect assessments in the marine environment. *Science of the Total Environment*, vol. 724, p. 138118.
- Stephenson, Robert L., and others (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., and others (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., and others (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, and others (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, and others (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.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- \_\_\_\_\_ (2017b). Chapter 54: Overall assessment of human impact on the oceans. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Uthicke, Sven, and others (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, and others (2005). Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 298, pp. 21–39.
- Willstead, Edward, and others (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, and others (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, and others (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, and others (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.



# 第六部分

# 海洋环境管理方法

# 的趋势





# 第 26 章

# 海洋空间规划的发展动态

撰稿人：Alan Simcock (召集人兼牵头成员)、Jarbas Bonetti、Louis Celliers、Karen Evans (共同牵头成员)、Leandra Gonçalves、Marcus Polette、Julian Reyna和Ca Thanh Vu (共同牵头成员)。



## 主旨要点

- 人类活动规模的不断扩大及其对海洋环境的影响意味着,不同海洋用途之间的冲突日益增多。海洋空间规划是解决此类冲突的有效办法。
- 在过去20年里,许多管辖区以各种形式实行了越来越多的海洋空间规划:一些仅为分区规划;另一些则包括更复杂的管理体系。
- 海洋空间规划的法律地位因管辖区而异:在一些管辖区,作为指导意见予以考虑;在另一些管辖区,则具有法律效力,对特定管理决定起到约束作用。
- 总的来看,在所有相关当局和利益攸关方参与下编制的海洋空间规划是最有效的。

## 1. 导言

正如《第一次世界海洋评估》(联合国,2017年)摘要所指出,“当前,人类活动对海洋的影响是如此之多、如此之大,以至于海洋的承载能力正在(或在某些情况下已经)达到极限”。造成这些影响的原因既包括海洋传统用途增强和向新领域扩张,也包括新用途的开发。对海洋空间的利用越来越不能想当然,各种用途往往相互冲突,尤其是在海岸带。本章将讨论海洋空间规划这一旨在规划和管理此类潜在冲突的方法的作用。

对国家管辖范围内海域的货物和服务的需求往往超出了这些海域满足各项需求的能力。在缺少专门监管制度的情况下,海洋资源可能遭到过度开发,海洋的其他用途(如排入废弃物)可能造成海洋环境退化。此类开发和利用的外部性在相关市场体系内往往得不到考虑,有必要在分配海洋用途时进行有效权衡(Tuda等人,2014年)。因此,可能需要建立一项公共程序协调所有这些因素。

与此同时,人们日益认识到海洋对实现可持续发展的重要性。许多国家已经为可持续地扩大利用其

海洋资源(蓝色经济)制定了方案,以期在可持续发展目标<sup>1</sup>框架下实现经济发展(最高审计机关国际组织,2019年)。

### 1.1. 《第一次世界海洋评估》所载海洋空间规划情况

《第一次评估》没有将海洋空间规划视为独立专题,但在关于生态系统服务、陆海物理相互作用、海洋可再生能源和近海油气开发、渔业的各章节中提到了其相关性(联合国,2017年)。其定义是“分析和分配人类活动在海洋区域的时空分布以实现通常由政治程序确定的生态、经济和社会目标的公共程序”(联合国,2017年,第15章)。《第一次评估》指出,海洋空间规划与基于生态系统的管理、海洋保护区、渔业生态系统方法等其他工具和方法存在联系,这些工具和方法通过让不同利益攸关方参与,有可能有助于管控他们之间的冲突(联合国,2017年)。

## 2. 海洋空间规划类型

关于海洋空间规划的性质以及如何对其进行评价,目前尚未达成广泛的一致意见(Platman,2008年)。不过,已经厘清了海洋空间规划与“基于生态

系统的管理”、“海洋利用管理”和“海洋分区”等术语的关系(Ehler和Douvere,2009年)。

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

海洋空间规划的概念涵盖一系列流程。最基本的海洋空间规划可能只涉及编制为各类活动分配区域的规划。与此相对，海洋空间规划也可能提供复杂的海洋活动规划体系，包含规划、管理、许可、执法等内容(见Collie等人的综述，2013年；Jones等人，2016年)。在决定哪种类型的海洋空间规划适合哪些区域时，需要考虑到海洋所受压力的范围和强度、国家和地方的行政框架以及经济发展水平(Douveire和Ehler，2009年)。

许多国家已经实施了一定形式的土地开发控制措施，限制土地所有者开发和变更财产用途的能力。此类控制措施的具体程度各异(经济合作与发展组织(经合组织)，2017年)。大多数国家还建立了沿海和海洋活动监管体系。保护东北大西洋海洋环境委员会在一项审查中确定，以下方面可纳入海洋空间规划：海岸防护和填海造地；倾倒；渔业；港口建筑设施和航道疏浚；海水养殖；油气以外的海底矿物；自然保护；航行；近海油气；管道和电缆；休闲活动(包括海水浴和游艇)；水下文化遗产；风能和波能；沉船和其他历史遗迹(保护东北大西洋海洋环境委员会，2009年)。

### 3. 海洋空间规划：循序渐进走向生态系统管理

尽管关于沿海和海洋区域多种用途规划的想法始于1980年代(见第5.4节，中国)，但对海洋空间规划的兴趣在2000年代初才开始迅速增加。教科文组织认识到，海洋空间规划可以有效推动“人与生物圈计划”和政府间海洋学委员会的工作(Ehler和Douveire，2007年)。2006年举办了一次讲习班，促成制定了一份指南(Ehler和Douveire，2009年)。

该指南建议海洋空间规划进程采取以下10个步骤。这些步骤并非线性流程，应从一开始就建立反馈环路，允许在实施过程中进行审查和修订(Ehler和Douveire，2009年)。

**第1步：**确定需求并设立主管部门。这包括明确说明开展海洋空间规划的原因，并设立适当机构负责规划和实施工作。世界各地的大多数海洋空间

此外，许多国家建立了促进利用海洋和海洋资源的制度，以推动经济发展。在近海油气的勘探和开采(见第19章)和海洋可再生能源设施(见第21章)方面，尤其如此。然而，海洋空间规划的社会经济方面可以远远超出对近海设施位置的简单规划，进而考虑如何加强沿海经济体的海洋部门、提高沿海社区的国内家庭总收入(Jay，2017年)。

纵观一系列监管和经济发展制度，可以明显看出，有必要整合此类控制措施，确保互不冲突，形成一致办法。海洋空间规划的作用恰在于此(Ehler和Douveire，2009年)。

鉴于海洋空间规划涵盖的潜在要素范围甚广，并且海洋空间规划种类繁多，规划生成的系统差异巨大，但已尝试整合各项良好做法(如，Foley等人，2010年)。联合国教育、科学及文化组织(教科文组织)编写的指南《海洋空间规划：循序渐进走向生态系统管理》便是这方面的一项尝试(Ehler和Douveire，2009年)。

规划举措往往会为海洋空间规划设立新的主管部门，实施工作则通过现有部门和机构开展。

**第2步：**获得财政支持。这包括编制财务计划，估算编制和实施海洋空间规划所需费用，并确定这些费用的资金来源。通常有必要确定备用资金来源，原因是相关机构往往在没有获得额外经费的情况下，被赋予开展海洋空间规划活动的职责。在许多情况下，可以对规划中的授权活动收取一定形式的费用。

**第3步：**通过预规划确定流程。海洋空间规划需要开展大量准备工作，包括组建一支跨部门团队，负责制定工作计划；确定边界、时间框架、原则、目标和目的；查明风险；制定应急计划。

**第4步：**组织利益攸关方参与。让主要利益攸关方参与编制海洋空间规划至关重要，特别是因为海

海洋空间规划旨在实现一系列社会、经济和生态目标,因此应尽可能多地反映所考虑地区的期望、机会或冲突。这一步包括确定应参与海洋空间规划进程的主体及其参与的时间和方式。

**第5步:** 定义和分析现有状况。了解海域是为其制定有效海洋空间规划的前提。因此,编制相关信息的清单对于制定规划至关重要。这些清单应包含海域的生态、环境和海洋状况以及人类活动的信息,这些信息将被映射到规划海域。之后需要确定现有人类用途之间以及这些用途与保护和保全海洋环境之间的冲突和兼容情况。

**第6步:** 定义和分析未来状况。这包括评价在不作任何改变(“一切照常”)的情况下海域未来可能的发展,估算新的海洋空间需求所造成的影响,并确定海域未来的各种可能情景。这一步的结果是选择一个首选情景,以此作为海洋空间规划的努力方向。

**第7步:** 编制和批准空间管理规划。这一步应编制海洋空间管理规划,以确定能够实现首选情景的具体管理措施,规定措施的选择标准,编制分区规划,之后通过正式流程评价和批准空间管理规划。

## 4. 海洋空间规划工具

海洋空间规划多种多样,既可以是为某一特定海洋区域编制规划的过程,也可以是对人类活动进行规划、管理、许可、监管、监测和执法进而管理人类对海洋的影响的一整套系统。管理方法在第27章中讨论。

如上所述,对于正在编制海洋空间规划的海域,其生态、环境和海洋状况信息是开展此类工作的重要基础。因此,生境制图成为必要工具:如果不较详细地了解自然海洋环境的现状,就只能猜测政策和单个项目可能产生的影响。就海底层而言,自2000年代初以来,回声探测技术的改进——特别是能够通过单次扫描勘探整片海底——大大提高了海底勘探的分辨率。借助地球物理技术(多波束、侧扫或地震),使得有可能断定海床性质(泥、

**第8步:** 实施空间管理规划并开展执法。在这一阶段,规划环节结束,实施环节启动。相关机构为实施海洋空间管理规划采取行动,确保规划得到遵守,包括为此开展执法行动。需要为这些活动不断提供有关正在规划海域实际动态的新信息,还需要各类机构采取行动,收集、评估和处理这些信息。

**第9步:** 监测和评价绩效。与所有政策活动一样,有必要重新审视已经通过的结论,了解当前的进展情况。就海洋空间规划而言,除了衡量管理措施的绩效外,评估环境系统的状况同样有意义。

**第10步:** 调整海洋空间管理程序。监测和评价的结果将用于调整海洋空间规划和管理,使规划行动达到预期效果。

海洋空间规划可能需要包含或附带一项投资开发计划,以提供确保实现蓝色经济发展愿景所必需的基础设施、设备以及最为重要的技能人员(Schultz-Zehden等人,2019年)。对相关科学技术进行回顾可能是有帮助的(Pinarbaşı等人,2017年)。利益攸关方的参与也很重要。关于让利益攸关方参与的实际操作研究正在涌现(如Twomey和O’ Mahony,2019年)。

沙、砾石或岩石)、岩石性质和沉积厚度。第二个层面是收集海床所支持的植物和生物区系的相关信息,这些信息与海床信息一道,将反映相关海域的整体情况。这些技术正在为支持海洋空间规划和其他海洋决策提供大量新信息(Colenutt等人,2013年)。在线地理空间制图工具为获取与海洋空间规划方法相关的公开来源信息提供了便利(如Menegon等人,2018年)。

生境制图并不能全面反映构成各类生境的生态系统组成部分,包括生态系统组成部分的功能和连通性。因此,在较先进的海洋空间规划系统中,生态系统概览通常是规划系统的基础之一。一个例子是太平洋北部沿海综合管理区的生态系统概览(Lucas等人,2007年),涵盖地质学、气象学和气



候、物理和化学海洋学、浮游生物、海生植物、无脊椎动物、鱼类、海洋哺乳动物、海龟和海鸟。

同样,在渔业被纳入海洋空间规划进程的情况下,不妨纳入关于鱼类种群及其开发情况的时空知识。法国制定了一种纳入渔民知识的方法,确保将这些方面的知识纳入海洋空间规划进程(Trouillet等人,2019年)。

环境战略评估旨在确保在制定政策、计划和方案时有效考虑到相关方面,因为往往是在这些较一般的层面上作出的决定制约了具体项目。这类评估最初专注环境方面,现已扩大到涵盖社会和可持续性(Fundingsland Tetlow和Hanusch,2012年)。

在中国,这一做法源于长期建立的对具体项目进行环境影响评估的行政程序,这些程序载于2002年修订的《环境影响评价法》,该法规定对土地使用以及区域、流域和海洋区域开发的综合规划进行评估(Zhu等人,2005年)。

在欧洲,这一做法源于《越境环境影响评估公约》(《埃斯波公约》)<sup>2</sup>,并在2003年的《战略环境评估议定书》中加以概述。<sup>3</sup>《议定书》规定了6个阶段:筛选,以确定实施规划或方案时是否需要开展环境战略评估;界定范围,以确定哪些信息与环境

报告相关;编写环境报告,以确定、描述和评价规划活动可能产生的影响;向公众、相关当局和任何可能受影响的国家通报情况并为之协商;将环境战略评估纳入决策过程;监测规划和方案实施后的效果。世界银行认为,环境战略评估是将环境和社会考量因素纳入政策、规划和方案的重要手段(世界银行,2013年),一些国家按照2005年《援助实效问题巴黎宣言》,将此类评估纳入发展支助管理(经合组织,2006年)。

在单个项目层面,环境影响评估旨在确保在决定开始对环境作出实际改变之前考虑到环境后果(如Morgan,2012年)。《埃斯波公约》还详细介绍了通过的适用欧洲各国的评估形式。

如果要纳入社会经济方面的内容,就需要对规划地的海洋工业部门进行调查。然而,可能难以将相关部门与规划中的海域联系起来,原因是渔船可能来自远方港口,海域外的其他工业可能对规划区产生影响。为了纳入更广泛的社会经济方面,可能需要对海洋空间规划进程所涉海域的有关社区进行社会调查。除就业外,此类调查可能还需要(视区域而定)包含文化方面、土著权利和传统以及社区对海洋的其他传统参与情况(Sullivan等人,2015年)。

## 5. 海洋空间规划实施进展

### 5.1. 概览

在世界各地,各国政府已经编制,或者更常见的是,正在编制海洋空间规划。2017年3月,政府间海洋学委员会和欧盟委员会在巴黎举办第二届海洋空间规划国际会议,会上通过了加速全球海上/海洋空间规划进程的联合路线图。该路线图设想建立一个国际论坛,在国际层面探讨和交流跨境海洋空间规划问题。海洋空间规划国际论坛已经举办了4次讲习班:2018年5月在布鲁塞尔;2019年3月在留尼汪岛;2019年5月在西班牙比戈;2019年

11月在里加。这些会议在广泛交流良好做法和互动讨论的基础上,努力制定跨界海洋空间规划国际准则(国际海洋学委员会(教科文组织—政府间海洋学委员会,2019年)。

下表是国际海洋学委员会(教科文组织—政府间海洋学委员会,2020年)提供的全球海洋空间规划汇总情况。

在波罗的海,正在努力编制跨界海洋空间规划。《2013-2020年波罗的海区域海洋空间规划路线图》概述了到2020年整个区域编制和实施海洋空

<sup>2</sup> 联合国,《条约汇编》,第1989卷,第34028号。

<sup>3</sup> 同上,第2685卷,第34028号。

间规划的计划步骤。为了促进协调一致的海洋空间规划进程, 赫尔辛基委员会制定了关于在波罗的海海域海洋空间规划中实施基于生态系统的办法的准则, 涵盖跨界协商、公众参与和合作以及跨界海洋空间规划产出数据结构(赫尔辛基委员会, 2016年)。

大韩民国<sup>4</sup>、秘鲁和厄瓜多尔也在进一步推进海洋空间规划。<sup>5</sup>

鉴于不同区域实施的海洋空间规划方法各不相同, 下文通过一系列案例研究进一步详细介绍其中的一些方法, 选择这些案例是为了概述不同大陆的情况和不同问题。

## 按区域分列的已批准或已规划、启动或正在推进全部或部分海洋空间规划的国家

区域	已批准全部或部分(某些方面或某些海域)海洋空间规划的国家	已规划、启动或正在推进海洋空间规划的国家
非洲		安哥拉、加纳、肯尼亚、马达加斯加、毛里塔尼亚、毛里求斯、摩洛哥、纳米比亚、塞舌尔、南非
亚洲	中国、菲律宾、越南	印度尼西亚、缅甸、泰国
澳大利亚/大洋洲	澳大利亚、基里巴斯、新西兰、帕劳	斐济、所罗门群岛、汤加、瓦努阿图
欧洲	比利时*、德国*、拉脱维亚*、荷兰*、挪威、大不列颠及北爱尔兰联合王国	保加利亚*、克罗地亚*、塞浦路斯*、丹麦*、爱沙尼亚*、芬兰*、法国*、希腊*、冰岛、爱尔兰*、意大利*、立陶宛*、马耳他*、波兰*、葡萄牙*、罗马尼亚*、俄罗斯联邦、斯洛文尼亚*、西班牙*、瑞典*
中东		以色列、阿拉伯联合酋长国
美洲	安提瓜和巴布达、伯利兹、加拿大、墨西哥、美利坚合众国	哥伦比亚、多米尼克、格林纳达、牙买加、圣基茨和尼维斯、圣卢西亚、圣文森特和格林纳丁斯、特立尼达和多巴哥

资料来源: 教科文组织—政府间海洋学委员会(2019年)。

注: 欧洲联盟22个沿海国(标有星号)承诺到2021年在本国水域实现海洋空间规划全覆盖。

### 5.2. 案例研究: 澳大利亚

澳大利亚于1975年建立大堡礁海洋公园, 其海洋空间规划开端令人印象深刻。澳大利亚通过了界定大堡礁区域的立法, 并成立了大堡礁海洋公园管理局, 负责管理和保护公园。公园设有治理安排, 管理局据此与澳大利亚政府其他部门和昆士兰政府进行联络, 协调政策。公园根据生态可持续原则和分区规划(包括设立多用途区)进行管理, 通过将公园33%的面积以及各生物区至少20%

的面积划为禁渔区网络, 为生物多样性价值提供保护(Vince, 2014年)。大堡礁分区规划为开展公园内管理提供了基石(Kenchington和Day, 2011年; 大堡礁海洋公园管理局, 2019年), 不过, 还采取了许多其他综合的时空管理工具和战略(Day等人, 2019年; 另见第25章)。公园管理面临的主要挑战与全球压力有关, 如气候变化导致的海洋暖化以及由此带来的对珊瑚礁生态系统的影响(见第7D章和第25章3.1节的案例研究)。

<sup>4</sup> 大韩民国于2019年出台了《海洋空间规划与管理法》以及相应的《国家海洋空间框架计划》。

<sup>5</sup> 见[www.fao.org/in-action/coastal-fisheries-initiative/activities/latin-america/en](http://www.fao.org/in-action/coastal-fisheries-initiative/activities/latin-america/en)和 [www.pe.undp.org/content/peru/es/home/projects/iniciativa-de-pesqueras-costeras---america-latina.html](http://www.pe.undp.org/content/peru/es/home/projects/iniciativa-de-pesqueras-costeras---america-latina.html)。

在澳大利亚其他地方, 进展较为曲折。澳大利亚于1998年着手制定综合海洋战略, 后更名为国家海洋政策。最初的目标是各级政府(特别是州和国家两级)之间以及各相关部门之间实现通盘统筹。然而, 这需要改变1979年确定的立法安排(澳大利亚总检察长办公室, 1980年), 因此没有采用这一模式。国家海洋政策对每个海洋部门和水域状况进行了全面审查。2004年, 发布了东南区域海洋规划, 涵盖从新南威尔士南部到南澳大利亚东部(包括维多利亚和塔斯马尼亚)的水域。该规划设想在接下来的十年中采取合作行动并于2014年开展审查(国家海洋办公室, 2004年)。然而, 该规划设想的具体行动几乎没有进展, 审查也没有进行。2005年, 国家一级重新着手规划, 重点是内水的海洋生物区规划。这些规划基于以下养护价值: 主要生态特征、受保护物种(以及这些物种的生境)和受保护地。规划通过汇集科学知识和信息, 描述了每个海洋区域的海洋环境和养护价值, 制定了广泛的生物多样性目标, 确定了区域优先事项, 并概述了解决这些问题的战略和行动, 目的是为相关部门决策提供指导(Vince等人, 2015年)。在推进承诺的过程中, 主要工作集中在建立具有代表性的国家海洋保护区制度。2015年完成了对大部分指定海洋保护区(面积320万平方公里, 约占国家政府海洋管辖范围内水域的36%)管理规划的审查(Beeton等人, 2015年)。不过, 审查结果招致学术界的批评(澳大利亚海洋科学理事会, 2017年)。

### 5.3. 案例研究: 加拿大(太平洋沿海)

最初, 加拿大在《海洋法》(《1996年加拿大法规汇编》, 第31章)中制定了海洋管理综合办法。该国2002年的海洋战略为根据可持续发展、综合管理和预防性办法的原则实施《海洋法》提供了政策指导。2005年的《海洋行动计划》确定了海洋规划的5个优先区域, 包括后来被称为太平洋北部沿海综合管理区的区域。2005年, 太平洋沿岸的一些第一民族开始将海洋空间规划视为共同关心的若干问题之一。这最终推动建立了太平洋沿海海洋规划伙伴关系, 该伙伴关系汇集了省政府和(最终汇集了)16个第一民族。这类伙伴关系规划被认为不

具有法律功能, 而是旨在为16个第一民族与不列颠哥伦比亚省建立伙伴关系确立指导方针。规划包含一项分区制度, 确定了对生物多样性、一般用途和海洋产业具有重要意义的区域。4项次区域规划经过整合, 形成了整个规划区的区域行动框架(Rodriguez, 2017年)。加拿大渔业与海洋部对该区域组织了一次全面生态概述, 为编制太平洋北部海综合管理区的规划提供了大量基本辅助材料(Lucas等人, 2007年)。到2010年, 加拿大政府、第一民族和不列颠哥伦比亚省之间达成了一项不具约束力的三方协议。2017年初, 加拿大政府、第一民族和不列颠哥伦比亚省批准了这项区域规划。这项规划为海洋活动和资源的基于生态系统的适应性合作管理提供了框架。这项规划目前正在推进的一个关键优先事项是设计海洋保护区网络, 为今后建立此类区域和其他划区养护措施提供指导。

### 5.4. 案例研究: 中国

在中国, 海洋功能区划被认为是海洋空间规划的一种形式, 由中国政府于1988年引入(Feng等人, 2016年; Kang等人, 2017年)。其发展可视为经历了三个阶段, 并通过2001年颁布的《海域使用管理法》实现了制度化。该法确立了海域使用审批、使用费和海洋功能区划制度的原则。根据该法, 海洋功能区划的基础是, 根据海域的地理和生态特征、自然资源、使用现状和社会经济发展需要, 将海域(包括岛屿)划分为不同的空间区域, 供开展人类活动(Fang等人, 2018年)。

1989年至1993年是编制海洋功能区划的第一阶段, 期间于1990年在渤海实施了海洋功能区划试点项目。沿海各省随后于1991年至1997年编制并实施了省级海洋功能区划。1993年, 国家海洋局绘制了领海近海海域的第一批全国海洋功能区划图。

1997年至2002年是海洋功能区划的第二阶段, 该阶段之初发布了指导性的技术指令。1997年, 厦门市地方政府通过了一项海洋功能区划初步规划。在第一阶段经验的基础上, 国家海洋局于1998

年组织了海洋功能区划第二阶段工作,该阶段一直持续到2010年。期间,国家海洋局于1998年指示中国所有11个沿海省份编制省级海洋功能区划。2001年,这些规划编制完成;2002年,7个沿海省份的规划获得批准。到2008年,中国所有11个沿海省份的海洋功能区划均获得批准(Fang等人,2018年)。

海洋功能区划第三阶段于2011年开始,将持续到2020年。在该阶段,海洋功能划区将分为三个层面(区域、省级和地方)(Huang等人,2019年;教科文组织—政府间海洋学委员会,2020年)。

借助海洋功能区划,中国对本国海洋和海岸的开发进行了更好的规划(Fang等人,2018年;Huang等人,2019年)。然而,实施过程中也遇到了一些挑战。已经确定的挑战包括:需要更好地协调海洋与陆地规划,更为妥善地解决利益攸关方之间的冲突,加强监测和评价,并让利益相关方更有效的参与进来(Feng等人,2016年;Liu和Xing,2019年)。在实践中,海洋功能区划是一种针对多类海洋空间使用者的分区工具(Feng等人,2016年;Kang等人,2017年)。Huang等人(2019年)在评估海洋功能区划时发现,海洋功能区划的编制和实施过程基本上是自上而下的管理,这导致两个问题:适用性低,原因是在海洋空间区分类方面存在缺陷;缺乏一致性,原因是下级(市级)需要在省级主管部门规定的小比例尺地图所指定的不同海洋用途区内开展工作。当前,海洋功能区划缺少实施计划,无法确保管控不同部门的积累影响。其实施似乎并没有阻止沿海和海洋自然资源和生态系统的退化,因此,环境仍然受到污染(Kang等人,2017年)。

### 5.5. 案例研究: 欧洲联盟

继2008年通过《海洋战略框架指令》之后,欧洲联盟于2014年决定通过一项指令,要求沿海成员国为本国水域编制和实施海洋空间规划(欧洲联盟,2014年)。各国须在2016年前通过国家立法,在2021年前为所有立法所涉水域编制海洋空间规划。这些规划不包括城乡规划体系覆盖的近岸水体,也不涉及陆海相互作用,但会反映国家在这些

方面的决定结果。规划须考虑所有相关的人类活动和用途,包括水产养殖区;渔区;用于勘探、开发和开采油气和其他能源、矿物和集料以及用于生产可再生能源的设施和基础设施;海运路线和交通流量;军事训练区;自然和物种保育点和保护区;原料开采区;科学研究区;海底电缆和管道线路;旅游和 underwater 文化遗产区。成员国必须安排公众参与规划进程,分享信息,相互以及与相关第三国开展一般性合作,特别是通过现有的区域海洋组织开展合作(欧洲联盟,2014年)。

各项规划的覆盖区域由成员国自行决定。例如,在法国,2017年2月以总理令的形式批准了一项海洋和海岸高级别国家战略。该政策将在海洋流域层面实施,并会为东英吉利海峡—北海、北大西洋、南大西洋和地中海制定战略文件。每份战略文件均由4部分组成:形势回顾、面临的挑战和2030年海洋流域愿景;从经济、社会和环境角度确定的战略目标以及相关业绩指标;用于评估战略文件实施情况的评价程序;行动计划。目前己为每个流域编写了前两部分,其余部分将在今后几年内完成。这些文件合在一起,为国家、区域和地方当局的所有相关决定提供框架(法国,生态转型部,2017年)。

### 5.6. 案例研究: 南非

南非的海洋空间规划框架是通过南非政府的一项倡议,即Phakisa行动(“Phakisa”在塞索托语中意为“赶快”)制定的,旨在释放国家的海洋经济活力,以此作为实现2030年国家发展计划的机制。Phakisa行动将海洋空间规划确定为重点领域,这反过来又加快了2019年《海洋空间规划法》(南非共和国(南非),2019年)的制定。该法就编制海洋空间规划、建立实施规划所需的体制安排以及对多个部门的海洋利用开展治理作出了规定。南非加快了制定和颁布海洋空间规划立法的步伐(从草稿初稿到颁布不到三年),以期在专属经济区层面迅速实行较大规模的海洋空间规划。

在详细规划和推出Phakisa行动以及起草《海洋空间规划法》的同时,该国政府还公布了《国家海洋



空间规划框架》(南非, 2017年)。该政策为在国家法律框架、包括在现有规划制度内开展海洋空间规划提供了高级别指导, 目的是确保海洋空间规划的一致性。该框架还强调了与陆地和沿海规划协调的必要性。为了简化空间规划, 南非专属经济区被划分为西部、东部和南部海洋区域以及爱德华王子群岛, 将为这些区域编制法定海洋空间规划。政府的目标是到2021年公布第一批海洋区域规划。政府已经认识到数据和信息对空间规划的重要性, 已经启动了一些同步项目, 以填补数据空白, 提供空间数据基础设施, 支持海洋空间规划和海洋经济规划(南非, 2017年)。

过去遗留下来的环境政策是南非建立海洋空间规划的基础, 这些政策本身就支持划区管理, 尤其支持对环境资源进行空间规划。南非在种族隔离之后(即1994年之后)选择了联合民主政体作为其政治制度的基础(Karume, 2003年)。因此, 1994年后的大多数环境立法都提倡合作式、参与式的办法, 包括规定需要通过谈判开展空间规划或分区。这一点在关于陆地保护区和陆地区域空间规划的立法中很明显(南非, 2004年; 2013年b)。2008年, 《国家环境管理: 海岸带综合管理法》(南非, 2009年)建立了海岸带空间治理跨部门机制, 引入了行政(和明确的空间)界限, 如海岸带公共财产和开发退缩线。由此, 空间规划(或区划)成为该国沿海综合管理框架的一个关键组成部分, 并扩展至专属经济区的外部界限(如南非, 2014年、2013年a)。该法虽被认为是进步和大胆的(Taljaard等人, 2019年; Colenbrander和Sowman, 2015年), 但实施方面仍然存在许多障碍, 包括政治支持不足、资源不足、私有和公共土地管辖权不明确以及民间社会对决策的参与有限(Sowman和Malan, 2018年)。

南非的海洋空间规划立法尚属新法, 实施情况仍待检验, 目前尚未在判例法方面遇到挑战。该法意在分配空间用途, 必然会在法院受到检验, 因为它涉及价值极高的海洋资源, 多个用户往往会为多种用途争夺这些资源, 而这些用途通常又相互冲突。除了侧重海洋空间规划, Phakisa行动还鼓励开展以社区为基础的自下而上的举措, 如阿尔戈亚湾项目(Dorrington等人, 2018年)。这些举措在国家海洋空间框架内的作用尚不明确。

## 5.7. 案例研究: 越南

越南于1996年开始研究沿海综合管理和海洋空间规划。2010年至2013年, 越南通过实施区域沿海空间规划项目, 提高了海洋空间规划能力, 并在广宁省和海防市的沿海地区开展了海洋空间规划。在东亚海域环境管理伙伴关系和国家海洋和大气管理局各类捐助方的协助下, 越南对黑岛、拜子龙湾和占婆岛海洋保护区的功能区划以及岷港沿海综合沿海管理的沿海用途区划采取了海洋空间规划方法(Nguyen和Hien, 2014年)。同时, 2012年至2018年, 7个沿海省份(兴安、清化、平定、富安、庆和、朔庄和金瓯)通过由全球环境基金资助、越南农业与农村发展部实施的项目, 启动了海洋空间规划。2012年, 越南颁布《海洋法》, 着手设立专门负责海洋空间规划的正式机构。2015年, 《海洋和岛屿自然资源和环法》规定对沿海资源的可持续利用和开发进行综合规划。随后, 2017年1月颁布《规划法》, 该法规定, 海洋空间规划将成为所有相关规划的基础, 沿海和海洋的其他部门规划都必须依循海洋空间规划。目前正在编制涵盖越南所有海岸和海洋的海洋空间规划。

## 参考资料

- Beeton, R.J.S., and others (2015). *Commonwealth Marine Reserves Review: Report of the Expert Scientific Panel*. Canberra: Department of the Environment.
- Colenbrander, Darryl R., and Merle R. Sowman (2015). Merging socioeconomic imperatives with geospatial data: a non-negotiable for coastal risk management in South Africa. *Coastal Management*, vol. 43, No. 3, pp. 270–300.



- Colenutt, Andrew, and others (2013). Nearshore substrate and marine habitat mapping to inform marine policy and coastal management. *Journal of Coastal Research*, pp. 1509–1514.
- Collie, Jeremy, and others (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>.
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (2009). Overview of national spatial planning and control systems relevant to the OSPAR Maritime Area.
- Day, Jon C., and others (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., and others (2018). Working together for our oceans: a marine spatial plan for Algoa Bay, South Africa. *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 Step-by-Step 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.
- European Union (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.
- Fang, Qinhua, and others (2018). Marine functional zoning: A practical approach for integrated coastal management (ICM) in Xiamen. *Ocean and Coastal Management*, p. 104433.
- Feng, Ruoyan, and others (2016). Development of China's marine functional zoning: a preliminary analysis. *Ocean and Coastal Management*, vol. 131, pp. 39–44.
- Foley, Melissa, and others (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>.
- France, Ministry for the Ecological Transition (2017). *National Strategy for the Sea and Coast*. Paris.
- Fundingsland Tetlow, Monica, and 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>.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority (2019). *Great Barrier Reef Outlook Report 2019*. <http://elibrary.gbrmpa.gov.au/jspui/bitstream/11017/3474/10/Outlook-Report-2019-FINAL.pdf>.
- Helsinki Commission (2016). *MSP Guidelines*. <https://helcom.fi/action-areas/maritime-spatial-planning/msp-guidelines>.
- Huang, Faming, and others (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.
- Intergovernmental Oceanographic Commission (UNESCO-IOC) (2019). *MSP Around the Globe*. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/overview>.
- \_\_\_\_\_ (2020). *Marine Spatial Planning Programme – China*. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/asia/china>.

- International Organization of Supreme Audit Institutions (2019). *Are Nations Prepared for Implementation of the 2030 Agenda?* [www.idi.no/en/idi-library/global-public-goods/auditing-sustainable-development-goals](http://www.idi.no/en/idi-library/global-public-goods/auditing-sustainable-development-goals).
- Jay, S. (2017). *Marine Spatial Planning, Assessing net benefits and improving effectiveness*, Issue Paper. OECD 2017 Green Growth and Sustainable Development Forum "Greening the Ocean Economy". [www.oecd.org/greengrowth/ggsd2017](http://www.oecd.org/greengrowth/ggsd2017).
- Jones, Peter, and others (2016). Marine spatial planning in reality: introduction 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, and others (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 South Africa: an integration of concepts and practices. Paper presented at an Electoral Institute of Southern Africa round table on Strengthening Democracy through Party Coalition Building. 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., and others (2007). *Ecosystem Overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA)*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2667. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.
- Menegon S., and others (2018). Tools4MSP: an open source 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>.
- National Oceans Office (2004). *South-East Regional Marine Plan, Implementing Australia's Oceans Policy in the South-East Marine Region*. Hobart, Australia.
- Nguyen, Chu Hoi, and Bui Thi Thu Hien (2014). *Integrated Spatial Planning and Management for Marine and Coastal Sustainability in Viet Nam*. Gland, Switzerland: International Union for the Conservation of Nature.
- Ocean Science Council of Australia (2017). Submission to the Director of National Parks on Australian Marine Networks draft management plans. [http://oceansciencecouncil.org/wp-content/uploads/2017/07/OSCA-submission-draft-management-plans-2017\\_09\\_20-1.pdf](http://oceansciencecouncil.org/wp-content/uploads/2017/07/OSCA-submission-draft-management-plans-2017_09_20-1.pdf).
- Office of the Attorney-General of Australia (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](http://www.ag.gov.au/Internationalrelations/InternationalLaw/Documents/offshore-constitutional-settlement-a-milestone-in-cooperative-federalism-pages-1-10%20ocr.pdf).
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2006). *Applying Strategic Environmental Assessment: Good Practice Guidance for Development Co-Operation*. Paris.
- \_\_\_\_\_ (2017). *The Governance of Land Use: Policy Highlights*. Paris.
- Pacific North Coast Integrated Management Area Initiative (2017). *Pacific North Coast integrated management area plan*. Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40743032.pdf>.
- 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, and others (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, and others (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. Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_6).
- South Africa (2004). *National Environmental Management: Protected Areas Act 57 of 2003*. Pretoria.
- \_\_\_\_\_ (2009). *National Environmental Management: Integrated Coastal Management Act 24 of 2008*. Pretoria.
- \_\_\_\_\_ (2013a). *National Estuarine Management Protocol (10 May 2013)*. Pretoria.
- \_\_\_\_\_ (2013b). *Spatial Planning and Land Use Management Act 16 of 2013*. Pretoria.
- \_\_\_\_\_ (2014). *The National Coastal Management Programme of South Africa*. Cape Town.
- \_\_\_\_\_ (2017). *Marine Spatial Planning Framework (26 May 2017)*. Pretoria.
- \_\_\_\_\_ (2019). *Marine Spatial Planning Act 16 of 2018*. Pretoria.
- Sowman, M., and N. Malan (2018). Review of progress with integrated coastal management in South Africa since the advent of democracy. *African Journal of Marine Science*, vol. 40, No. 2, pp. 121–136.
- Sullivan, Colleen, and others (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., and others (2019). The legal landscape governing South Africa's coastal marine environment: helping with the 'horrendogram'. *Ocean and Coastal Management*, vol. 178, p. 104801.
- Trouillet, Brice, and others (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, and others (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. Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_13).
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- 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, and others (2015). Australia's oceans policy: past, present and future. *Marine Policy*, vol. 57, pp. 1–8.
- World Bank (2013). *Brief: Strategic Environmental Assessment*. [www.worldbank.org/en/topic/environment/brief/strategic-environmental-assessment](http://www.worldbank.org/en/topic/environment/brief/strategic-environmental-assessment).
- Zhu, Tan, and others (2005). Requirements for strategic environmental assessment in China. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, vol. 7, No. 1, pp. 81–97.



# 第 27 章

# 管理方法的发展

**撰稿人:** Piers Dunstan (召集人)、Louis Celliers、Valerie Cummins、Michael Elliott、Karen Evans (共同牵头成员)、Antony Firth、Frédéric Guichard、Quentin Hanich、Ana Cristina de Jesus、Manuel Hildago、Hector Manuel Lozano-Montes、Chanda L. Meek、Marcus Polette、Jemma Purandare、Anita Smith、Anastasia Strati (牵头成员)和Ca Than Vu (共同牵头成员)。





## 主旨要点

- 生态系统方法是最重要的海洋管理方法之一，包括在多级(即跨界、区域、国家和地方)对人类与海洋和沿海的互动实施环境管理、社会管理和经济管理。
- 虽然普遍认为生态系统方法提供了海洋管理的有效框架，但需要开展进一步研究和能力建设，以便在全球海洋实现生态系统方法的全部潜在惠益。
- 管理包含两个不同的治理层次，即：为做出决策和执行注重养护与可持续利用海洋资源的政策提供框架的决策过程；可用于监管和改变特定系统中人类活动的(划区和非划区)管理工具。
- 执行《2030年可持续发展议程》<sup>1</sup>要求管理必须立足生态系统方法，以实现可持续发展目标规定的一整套全球优先事项和目标。这样可以统筹兼顾各项目标之间的相互作用、惠益和利弊得失，并支持实现与海洋有关的各项具体目标。
- 将海洋的文化价值纳入管理的趋势日益明显。

## 1. 导言

### 1.1. 海洋环境管理的必要性

过去十年，关于海洋资源管理和可持续性的管理方法在发展过程中出现了重大变化。本章旨在概述这一变化的性质，并介绍世界各地一些良好做法的实例，包括决策过程和工具。为理解这些变化，必须认识到海洋管理方法深深植根于地方和土著社区并立足科学，这些方法已从1960年代处理陆源污染等具体环境问题的最初尝试逐步发展为更加综合的办法，如1970年代开始的沿海区综合管理。现代海洋管理方法涵盖许多不同工具，适合不同尺度的区域特有问題。海洋管理的需求和性质受到社会、文化、经济和治理环境的影响，这些环境也包括影响各级政府、工业界和民间社会之间决策方式的规范和价值体系。总体而言，海洋管理正在从沿海和区域海洋扩大到对专属经济区深层水域和大陆架上日益增多的人类活动的监管，例如通过海洋空间规划进行监管(见第26章)。国家管辖范围以外区域目前是联合国根据《联合国海洋法公约》<sup>2</sup>的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的国际文书政府间会议的谈判

重点(见第28章)。因此，在运用众多不同的管理形式时，有必要了解这些方法及其迄今取得的成功。

本章首先介绍一项最重要的新兴海洋管理范式，即生态系统方法，该方法是一项综合管理战略，目前已被全球、区域和国家各级普遍接受(生物多样性公约秘书处，2004年)。生态系统方法提倡要让社会所有相关部门参与，并促使人们越来越多地支持自下而上、社区主导的海洋管理方法，这些方法兼顾传统权利和社会正义，并采用参与式进程。在对全球管理方法进行评估时，根据划区和非区划方法的实例将这些趋势归类比较。通过国际、区域和国家治理举措制定的自上而下的方法为自下而上的方法提供了补充。这显示了海洋管理干预措施的多样性，这些措施旨在解决从全球湿地养护到海洋保护区网络等一系列广泛的问题。本章还结合区域特有问題、能力建设、差距和今后的研究分析了适应性管理，此种管理旨在整合各项缓解和适应与气候变化有关的海洋生态系统变化的灵活战略。

<sup>1</sup> 见大会第70/1号决议。

<sup>2</sup> 联合国，《条约汇编》，第1833卷，第31363号。

## 1.2. 《第一次世界海洋评估》摘要

《第一次世界海洋评估》(联合国, 2017年)没有明确将管理方法单列一章, 而是将关于管理方法的总体评论纳入个别章节。由于认识到综合概述诸多海洋管理方法及其运用的重要性, 本次评估列入了专门讨论海洋管理的一章。

## 2. 管理方法

### 2.1. 生态系统方法简介

生态系统方法是由三大主要支柱构成的综合方法, 即多级(即跨界、区域、国家和地方)对人类与海洋和沿海的互动实施环境管理、社会管理和经济管理, 同时纳入自上而下和自下而上的观点。生物多样性公约缔约方会议(联合国环境规划署(环境署), 2000年)第V/6号决定将生态系统方法称为“土地、水和生物资源综合管理战略, 旨在以公平的方式促进生物多样性的养护和可持续利用”。因此, 该方法作为一种有效的管理机制已被广泛接受并加以实施(例如, 见《欧洲联盟海洋战略框架指令》<sup>3</sup>和国家海洋和大气管理局实施的生态系统评估)。<sup>4</sup>

涵盖海洋利用各个方面的立法文书数量庞大, 需要进行纵向和横向整合(Boyes和Elliott, 2014年)。自上而下的管理方法通常包括侧重执行国际公约、协议和文书以及落实国家海洋空间优先事项的政策和立法文书。自下而上的管理工

## 1.3. 与其他各章的重叠和相互关联

管理工具对于各种利用海洋的方式和所有使用者都广泛适用, 因此本章与本次评估的其他各章都有关联, 特别是与以下各章相互关联: 关于捕捞渔业的第15章、关于水产养殖的第16章、关于可再生能源的第21章、关于累积效应的第25章和关于海洋空间规划的第26章。

具包括基于习惯或土著生态系统和基于利益攸关方的资源管理方法(Thornton和Maciejewski Scheer, 2012年; Turner和Berkes, 2006年), 通常由地方在地方尺度上实施有效管理的需求所驱动。自下而上的管理工具可能是由某一地区特定的社会、经济或环境因素所驱动, 例如需要通过有针对性的管理来解决点源污染的影响。

生物多样性公约缔约方大会在其执行准则(见方框)中承认, 目前的认知往往存在局限性, 在这种情况下, 应采取预防性办法。<sup>5</sup>1992年《关于环境与发展的里约宣言》<sup>6</sup>原则15体现了预防性办法, 其中指出, 当存在严重或不可逆转的损害威胁时, 不应以缺乏充分科学确定性为由, 推迟采取防止环境退化的成本效益措施。预防性办法已被纳入越来越多的国际条约和其他文书, 这反映了使预防性办法成为习惯国际法一部分的趋势(例见国际海洋法法庭海底争端分庭的咨询意见, 2011年, 第135段)。

<sup>3</sup> 见[https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm)。

<sup>4</sup> 见[www.integratedecosystemassessment.noaa.gov](http://www.integratedecosystemassessment.noaa.gov)。

<sup>5</sup> 见生物多样性公约缔约方大会第VII/11号决定, 附件一, 执行准则6.2。

<sup>6</sup> 《联合国环境与发展会议的报告, 1992年6月3日至14日, 里约热内卢》, 第一卷, 《环发会议通过的决议》(联合国出版物, 出售品编号: C.93.L.8和更正), 决议1, 附件一。另见[www.cbd.int/doc/ref/rio-declaration.shtml](http://www.cbd.int/doc/ref/rio-declaration.shtml)。

## 生物多样性公约缔约方大会通过的准则(第V/6号和第VII/11号决定)规定的12项生态系统方法原则, 包括每项原则的实施准则

**原则1:** 土地、水和生物资源管理的宗旨是一个社会选择问题。

**原则2:** 应将管理权下放到最低的适当一级。

**原则3:** 生态系统管理者应考虑其活动对邻近和其他生态系统的影响(实际影响和潜在影响)。

**原则4:** 认识到管理带来的潜在益处, 通常需要从经济角度理解和管理生态系统。任何此类生态系统管理方案都应:

- (a) 减少对生物多样性产生不利影响的市场扭曲现象;
- (b) 调整奖励措施, 促进生物多样性的养护和可持续利用;
- (c) 在可行情况下, 最大限度地将特定生态系统的成本和利益内部化。

**原则5:** 养护生态系统的结构和运转, 以维持生态系统服务。这应是生态系统方法的优先目标。

**原则6:** 生态系统的管理必须以其机能运转为界限。

**原则7:** 应在适当的时空尺度上实施生态系统方法。

**原则8:** 认识到不同的时间尺度和滞后效应是生态系统进程的特点, 因此应制定长远的生态系统管理目标。

**原则9:** 管理必须认识到变化的必然性。

**原则10:** 生态系统方法应寻求生物多样性养护与利用之间的适当平衡与统一。

**原则11:** 生态系统方法应考虑所有形式的相关信息, 包括科学知识、土著知识、当地知识、创新做法和惯例。

**原则12:** 生态系统方法应让所有相关社会部门和学科参与。

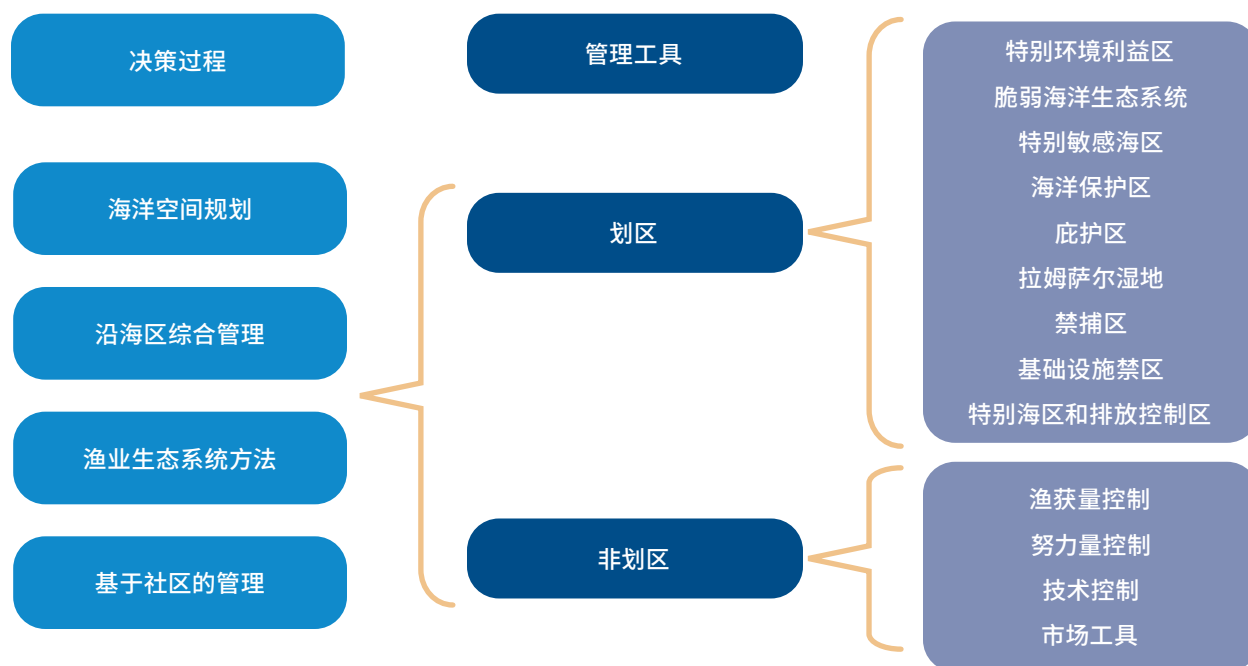
## 2.2. 生态系统管理方法的实施

生态系统方法可在单一部门运作实施, 如基于生态系统的渔业管理(Cowan等人, 2012年)、渔业生态系统方法和水产养殖生态系统方法(Brugère等人, 2019年), 也可在多部门运作实施, 如沿海区综合管理(联合国环境规划署, 2018年)。过去十年, 实施生态系统方法的具体案例已促使管理机制朝着确定运作和实施方法的方向发展(Zhang等人, 2011年; Link和Browman, 2017年)。尽管如此, 各部门和各区域在实施方面仍存在较大差距, 而且也并未完全理解接受该方法。例如, 政策制定者、管理者、科学家、保护者和生态学家等不同利益攸关方对实施基于生态系统的渔业管理仍存在明显的不同意见(Trochta等人, 2018年)。因此, 有必要确立生态系统评估框架和标准(Harvey等人, 2017年; Zador等人, 2017年), 特别是要立足已被证明的最佳做法。制定促进利益攸关方参

与的方法对于确保成功实施也至关重要(Oates和Dodds, 2017年)。

管理一般在两个不同的治理层面进行: (a)为做出决策和执行注重养护与可持续利用海洋资源的政策提供框架的决策过程, 如海洋空间规划、渔业生态系统方法和沿海区综合管理; (b)可用于管理或监管特定系统中人类活动的(区划和非区划)管理工具, 如海洋保护区和分区(Maestro等人, 2019年)、禁渔区(Hall, 2002年)、特别敏感海区(Basiron和Kaur, 2009年)和渔业管理工具(Pope, 2002年)(另见下文第3节)。已经制定了通过管理机制促进实施生态系统方法的多种办法。下图显示了海洋管理方法的类型。

## 海洋管理方法类型图解



## 2.3. 基于社区和基于文化的管理

基于生态系统方法的海洋管理继续发展, 其中一个领域是这种海洋管理为接触社区和社区文化提供支持的方式。千年生态系统评估将文化生态系统服务界定为人们从生态系统中获得的非物质利益, 体现为精神富足、认知发展、思考、娱乐和审美体验(Milcu等人, 2013年; Díaz等人, 2018年)。如前所述, 生态系统方法的原则包括将管理权下放到最低的适当一级, 以及让社会所有相关部门参与。此外, 管理方法应该认识到, 海洋环境提供的文化服务还包括考古和历史遗址(如沉船和史前水下遗址, 也被称为水下文化遗产)等人类活动遗址的具体价值和利益。这些遗址或地点可以展现各种价值, 包括具有历史和考古意义、具有神圣性(战争墓地或坟墓)或文化重要性(神话和民间传说)的价值。这些价值是海洋生态系统中文化足迹提供的益处。因此, 人们愈益认识到, 许多海洋生态系统服务是文化与自然的结合体, 作为整体为沿海社区所珍视。例如, 美利坚合众国夏威夷帕帕哈瑙莫夸基亚海洋国家纪念碑的管理是以夏威夷土著居民对海洋作为文化海景的认知为指导框架, 在这里, 所有自然资源都是文化资源, 通过祖先的故事联系在一起, 并通过寻路和航行等传统习俗

而延续(Kikiloi等人, 2017年)。尽管强调人为因素, 但基于社区和基于文化的管理方法尊重自然本身的内在价值。

同样, 对自上而下管理方法局限性的认识, 再加上对沿岸海洋环境权利、保有及传统和土著习惯用途的认知加深, 促使人们广泛认识到基于社区的管理或自下而上的海洋养护方法具有优点和可持续性。基于社区的管理承认当地社区在监测、评估和管理海洋资源方面的管理权、知识和做法, 并承认可以通过地方社区和权威系统领导或参与的参与式和协作式治理结构进行管理(Turner和Berkes, 2006年)。许多此类计划往往是从长期存在的机构发展而来, 如阿拉斯加爱斯基摩捕鲸委员会(Meek, 2013年)及其自发组织的土著捕鲸船长协会, 这些协会目前正在从事跨尺度(从地方到国际)管理和基于社区的管理。在南半球, 国家和领土机构和社区通过土著巡逻队和巴布亚猎人系统在澳大利亚和巴布亚新几内亚之间的托雷斯海峡共同管理儒艮(Miller等人, 2018年)。这种共同管理系统可能以对生态系统方法的一般认知为框架, 但在地方一级, 社区在其社会文化价值体系内以及传统习俗的文化利益范围内确定管理方法(Delisle等人, 2018年)。另一个例子显示, 在



太平洋地区,当地管理的海洋区域网络通过支持村级管理和可持续利用海洋资源建立社区复原力(Govan, 2009年; Veitayaki, 2003年)。

人们日益认识到海洋生态系统服务对沿海社区和文化具有重要意义,由于沿海社区面临气候变化带来的压力,特别是海平面上升和海岸暂时和永久被淹没的压力,这一认识无疑将进一步加强(Goodhead和Aygen, 2007年; 另见第9章)。无论是在基于社区的管理中,还是出于保护海洋环境文化层面的目的,文化信息日益被视为基于生态系

统的管理的一个组成部分。此类信息可能非常多样且无形,例如传统海洋资源的使用、海上航线、古代航海技能、海洋性特性、传说、仪式、信仰和习俗、美学上和启发人心的特质、文化遗产以及具有精神、神圣和宗教意义的场所。<sup>7</sup>这可能意味着将这些文化价值和习俗纳入规划与管理具有挑战性。尽管如此,海洋的文化层面可以作为管理的开端加以整合和规划。文化一旦被纳入其中,就可以发挥强大的作用,因为文化不仅仅是一个需要被管理和监测的因素,而且是可持续发展背景下融入生态系统方法的海洋管理得以发展的基石。

### 3. 海洋管理方法的进展

过去十年的特点是新的和现有海洋管理方法大量增加和普及。这体现为对特定区域人类活动进行监管,以实现养护或资源管理的政策目标。尽管海洋环境的所有领域都可能以某种方式进行管理(例如,渔业、旅游业和石油与天然气开采),但管理往往由政策和立法拼凑而成,导致零碎不成体系的保护方法(Boyes和Elliott, 2014年)。本节所述管理过程和工具通常包含空间层面,还具有以下一系列共同特征:

- 尺度: 从国际到区域和地方尺度
- 驱动因素: 例如,是出于养护还是经济发展的目的
- 部门层面: 例如,单一部门、多部门或跨部门
- 执行措施: 例如,硬性措施(具有法律约束力)或软性措施(自愿)
- 自上而下或自下而上的管理方法

本次评估的重点是可使人类利用海洋的某些方式发生改变的管理方法。其他工具,如《生物多样性公约》<sup>8</sup>所述具有生态或生物重要性的海洋区域<sup>9</sup>并不改变对海洋的利用,但提供了可在决策过程

中发挥作用的信息。不过,这些领域应与渔业种群评估、综合生态系统评估和环境战略评估等决策过程区分开来,因为这些工具是纯粹的科学和技术进程,不包括管理措施,尽管它们有可能为政策和管理决定提供参考信息。这同样适用于其他工具,如重要的海洋哺乳动物区。

#### 3.1. 管理的决策过程

决策过程旨在为负责制定实施管理方法或战略的主管部门确定最合适的政策和管理目标(见表1)。由各国政府、工业界、社区和民间社会确定希望实现的成果(即管理目标),并使用其中一种可能方法确定如何实现以及在哪里实现这些成果。所述成果涵盖可持续发展的不同层面,包括环境、经济和社会层面。它们可能由全球、区域、国家、国家以下或社区主导。常见的例子有海洋空间规划、综合生态系统评估、环境战略评估、渔业生态系统方法、基于生态系统的渔业管理、系统性养护规划(McIntosh等人, 2017年)、基于社区的资源管理(见第2.3节)、从源头到海洋的方法<sup>10</sup>和沿海区综合管理。

<sup>7</sup> 一些与海洋有关的文化习俗已列入联合国教育、科学及文化组织的人类非物质文化遗产代表作名录。见<https://ich.unesco.org/en/lists>。

<sup>8</sup> 联合国,《条约汇编》,第1760卷,第30619号。

<sup>9</sup> 见[www.cbd.int/ebsa](http://www.cbd.int/ebsa)。

<sup>10</sup> 见[www.siwi.org/publications/implementing-the-source-to-sea-approach-a-guide-for-practitioners](http://www.siwi.org/publications/implementing-the-source-to-sea-approach-a-guide-for-practitioners)。

在区域一级,《保护东北大西洋海洋环境公约》<sup>11</sup>、《保护波罗的海地区海洋环境公约》<sup>12</sup>、《保护地中海海洋环境和沿海区域公约》(《巴塞罗那公约》)<sup>13</sup>和《保护黑海免受污染公约》提供了这种方法的实例。这些公约采用划区方法评估环境状况并控制各项活动,旨在确保海洋资产的环境状况良好。根据公约设立的各个组织下设工作组,重点负责海洋空间规划、渔业管理和沿海区综合管理。

所列各项决策过程都包含适应性管理或适应性资源管理的概念(Dunstan等人,2016年),但实际采用的过程通常由政策目标决定(另见第4节)。在适应性管理框架内,管理措施或行动随时间推移依次实施,同时考虑到与被管理资源反应有关的未

来条件和不确定性(Schultz等人,2015年)。为支持地方社区可持续利用和养护海洋资源,通常在地方一级采用系统性养护规划和基于社区的方法以实现养护目标(Berkes等人,2000年;Nguyen等人,2016年)。相比之下,渔业生态系统方法旨在通过考虑相关人类活动及其与生态系统的相互作用,为管理渔业和其他海洋生物资源提供整体方法,目的是保持健康、生产力和复原力,以确保持续提供生态系统服务和社会公益物与惠益(Cowan等人,2012年)。然而,即使有了更为整体化的进程,涉及多部门整合的问题仍然存在(Jones等人,2016年)。

**表1**  
决策过程及其相关属性,包括主要驱动因素、部门、执行措施、方向和尺度

决策过程		管理方法																
		主要驱动因素			部门			措施		方向		空间尺度						
实践中的范例		相关主管当局	经济	环境	社会福祉/文化	单一部门	多部门	跨部门	有法律约束力	自愿	自上而下	自下而上	二者兼而有之	全球	区域	国家	国家以下	
海洋空间规划(通过分区、同意、颁发许可证和政策主导的机制)		国家或地方主管当局	X	X	X		X	X	X				X		X	X	X	
沿海区综合管理			X	X	X		X	X	X	X				X		X	X	X
系统性的养护规划				X			X	X		X		X					X	
生态系统综合评估			X	X			X	X		X		X					X	
渔业生态系统方法			X	X			X			X		X				X	X	X
基于社区的管理计划			X	X	X		X	X		X	X		X					X
环境战略评估			X	X	X		X	X		X		X				X	X	X

<sup>11</sup> 联合国,《条约汇编》,第2354卷,第42279号。

<sup>12</sup> 同上,第2099卷,第36495号。

<sup>13</sup> 同上,第1102卷,第16908号。

### 3.2. 划区管理工具

划区管理工具为管理方法划定了空间范围,空间以内区域通常被界定为具有独特特征,需要采取与周围海域不同的管理措施。改变或监管人类利用海洋环境各方面的划区管理工具的实例包括海洋保护区、特别敏感海区、特别环境利益区、世界遗产所在地、禁渔区、基础设施禁区以及根据《关于特别是作为水禽栖息地的国际重要湿地公约》(《拉姆萨尔公约》)指定的区域。<sup>14</sup>各种工具在世界范围内的应用以及术语的使用差异很大,部分是由于地方危害、风险和脆弱性以及建设复原力的需要所致(Fanini等人, 2020年)。尽管存在差异,但这些工具在改善实现可持续性途径的总体目标方面基本一致,其中一些工具可以用作其他有效的划区养护措施。<sup>15</sup>下文各段重点介绍目前所用划区管理工具的一些实例,但并非详尽无遗。

海洋保护区为特定海域提供特定的保护机制。海洋保护区已被确定为实现爱知生物多样性目标11<sup>16</sup>和可持续发展目标14具体目标5<sup>17</sup>的工具之一。目前正在通过《生物多样性公约》2020年后全球生物多样性框架的谈判进程修订《公约》确定的海洋保护区指标和全球目标。这些区域可以采取多种形式,涵盖不同空间尺度,提供不同程度的海洋环境保护。此类区域的实例包括:南极海洋生物资源保护委员会指定的94 000平方公里的南奥克尼群岛南部陆架区(2009年设立)和150万平方公

里的罗斯海域(2017年设立);<sup>18</sup>根据《保护东北大西洋海洋环境公约》建立的总面积864 337平方公里的区域网络;<sup>19</sup>根据《巴塞罗那公约关于地中海特别保护区和生物多样性的议定书》设立的对地中海具有重要意义的特别保护区,包括根据法国、意大利和摩纳哥三方协议设立的87 500平方公里的佩拉戈斯海洋哺乳动物养护区(2001年设立),<sup>20</sup>以及欧洲联盟“Natura 2000”网络这一世界最大的保护区协调网络,该网络横跨23个欧洲联盟国家的海洋领土,截至2018年底覆盖面积超过551 000平方公里。<sup>21</sup>近年来,海洋保护区的数量和规模迅速增加,主要是为了响应《生物多样性公约》和《2030年议程》下的国际商定目标;海洋保护区是重要的海洋养护工具(Humphreys和Clark, 2020年)。目前,保护区在国家管辖范围以内区域的全球覆盖率达18%,相当于整个海洋面积的8%。相比之下,仅有1%的国家管辖范围以外区域已设为保护区(世界养护监测中心和国际自然保护联盟, 2019年)。

关于将社区和土著价值纳入划区管理的问题,北极地区的加拿大海洋保护区(包括阿蒙森湾的Anguniaqvia niqiqyuam、博福特海的Tarium Niryutait和努纳武特地区埃尔斯米尔岛西北沿岸的Tuvaijuittuq)提供了这方面的实例。Anguniaqvia niqiqyuam是加拿大第一个以传统和土著知识为基础确立养护目标的海洋保护区。这些地点被确定为具有生态重要性的地区,它们为具有文化

<sup>14</sup> 同上,第996卷,第14583号。另见[www.ramsar.org](http://www.ramsar.org)。

<sup>15</sup> 生物多样性公约缔约方大会第十四次会议通过了其他有效的划区养护措施的定义和自愿指南。见[www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf)。

<sup>16</sup> 见联合国环境规划署, UNEP/CBD/COP/10/27号文件,附件,第X/2号决定,目标11:“到2020年,至少有17%的陆地和内陆水域以及10%的沿海和海洋区域,尤其是对于生物多样性和生态系统服务具有特殊重要性的区域,通过有效而公平管理的、生态上有代表性和相连性好的保护区系统和其他基于保护区的有效保护措施得到保护,并被纳入更广泛的土地景观和海洋景观。”

<sup>17</sup> 见大会第70/1号决议,可持续发展目标14,具体目标5:“到2020年,根据国内和国际法,并基于现有的最佳科学资料,保护至少10%的沿海和海洋区域。”

<sup>18</sup> 见[www.ccamlr.org/en/science/marine-protected-areas-mpas](http://www.ccamlr.org/en/science/marine-protected-areas-mpas)。

<sup>19</sup> 截至2018年10月1日,《保护东北大西洋海洋环境公约》下的海洋保护区网络由496个此类区域组成,其中包括位于国家管辖范围以外区域的7个集体指定区域。见《2018年奥斯巴公约海洋保护区网络状况报告》,保护东北大西洋海洋环境委员会,2019年。另见<https://ospar.org>。

<sup>20</sup> 见[www.rac-spa.org/spami](http://www.rac-spa.org/spami)。

<sup>21</sup> 见[www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer)。

重要性的物种提供生境,并对社会和文化价值作出贡献。<sup>22</sup>

旨在保护特定区域多样性、生境或遗产的各项公约提供了划区管理工具的其他实例。例如,根据《拉姆萨尔公约》指定的区域的总体目标是阻止世界范围湿地的损失,并通过明智的使用和管理养护剩余湿地。截至2019年2月,已根据《公约》指定了2 341个地点,包括2.5248亿公顷具有国际意义的湿地。最近指定的一个地点是阿曼的红树林自然保护区,由于被指定为根据《公约》列入名单的地点,该保护区通过具体的规划和管理,成功保护了106.83公顷的沿海湿地生态系统。保护方案包括鼓励发展以自然为基础的旅游业,并鼓励社区参与湿地的积极管理,从而提高了保护区对社区的经济价值。<sup>23</sup>

使用划区管理的其他机制包括设立近海禁区或禁渔区以便利基础设施的安装和运行,如管道、近海风力发电场和电信电缆。对这些区域的限制主要是出于公共卫生和安全目的,尽管也间接保护了海洋生境和生物多样性。

航运等特定部门的划区管理工具包括国际海事组织指定的17个特别敏感海区,<sup>24</sup>包括大堡礁、托雷斯海峡、佛罗里达群岛、帕帕哈瑙莫夸基亚海洋国家纪念碑、加拉帕戈斯群岛、瓦登海和西欧水域。在这些地区提供的保护包括:采取航道安排措施和禁止抛锚,落实强制报告要求,以及根据经1978年议定书和1997年议定书修订的1973年《国际防止船舶造成污染公约》<sup>25</sup>的规定,对油轮等船舶严格执行排放和设备要求。其中四个区域(大堡礁、帕帕哈瑙莫夸基亚海洋国家纪念碑、加拉帕

戈斯群岛和瓦登海)也作为世界海洋遗产所在地而受到保护(见下文)。

国际海底管理局通过的关于中太平洋东部克拉里昂—克利珀顿断裂区的区域环境管理计划根据专家建议,初步确定9个特别环境利益区为“禁止采矿区”。这些区域旨在保护克拉里昂—克利珀顿区的生物多样性和生态系统结构与机能运行不受海底采矿的潜在影响(Jones等人,2019年;另见第18章)。

海洋保护区也可与渔业管理工具和保护区(可能位于海洋保护区内的禁捕区)共同发挥作用。保护区、季节性和全年禁渔区<sup>26</sup>和禁区提供了旨在改善物种数量和恢复生物多样性的划区管理机制。例如,国际捕鲸委员会设立了两个保护区,都禁止商业捕鲸:印度洋鲸保护区于1979年设立,覆盖整个印度洋,最南端至南纬55度;南大洋鲸保护区于1994年设立,覆盖南极洲周围水域。<sup>27</sup>

季节性和全年禁渔有助于维持或恢复过度捕捞物种,维护当地社区生计,保护生境和关键生态过程,如产卵,并在制定具体规则之前作为一项预防措施,防止在国家管辖范围以外区域开采生物资源。这方面的例子包括:由区域渔业管理组织或协会确定脆弱海洋生态系统和禁渔区范围,大不列颠及北爱尔兰联合王国为保护鱼类种群和生境而设立的禁止拖网捕鱼区,澳大利亚为管理与洄游物种有关的渔获量而设立的动态禁渔期和禁渔区,以及根据《预防中北冰洋管制公海渔业协定》,在对此类渔业可持续性进行科学评估之前在北极水域禁止商业捕鱼。

<sup>22</sup> 见<https://cases.open.ubc.ca/the-cultural-and-conservation-significance-of-anguniaqvia-niqiqyuam-marine-protected-area-mpa-north-west-territories-canada>。

<sup>23</sup> 见<https://rsis Ramsar.org/ris/2144>。

<sup>24</sup> 见[www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/PSSAs.aspx](http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/PSSAs.aspx)。

<sup>25</sup> 见[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)。

<sup>26</sup> 例如,见欧洲联盟第2019/1022号条例,该条例为地中海西部捕捞底层鱼类种群的渔业制定了一个多年期计划,除其他外规定为保护幼鱼设立为期三个月的禁渔区,由每个成员国确定禁渔区的时空范围。见[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](http://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)。

<sup>27</sup> 见[www.iwc.int/sanctuaries](http://www.iwc.int/sanctuaries)。



划区管理也用于保护因文化价值或因海洋景观与文化和自然属性融合的方式而具有重要意义的海洋地点。联合国教育、科学及文化组织(教科文组织)1972年《保护世界文化和自然遗产公约》(教科文组织, 1972年)规定的世界遗产所在地提供了一个国际范例。自1981年第一个海洋地点被列入教科文组织世界遗产名录以来, 37个国家的50个海洋地点因各自独特的海洋生物多样性、生态系统、地质过程或无与伦比的美景而得到承认。<sup>28</sup>最大一处是2019年列入名录的法属南部领地和领海, 面积为67 296 900公顷, 其次是2010年列入名录的基里巴斯菲尼克斯群岛保护区, 面积为408 250平方公里。<sup>29</sup>其中4个地点(夏威夷帕帕哈瑙莫夸基亚海洋国家纪念碑、联合王国苏格兰的圣基尔达岛、西班牙的伊维萨岛和帕劳的洛克群岛南部泻湖)由于兼具文化和自然方面突出普遍价值而得到国际公认。在国家层面, 美国所有国家海洋保护区都包括保护整个保护区系统内的历史、考古和文化资源, 有几个保护区专门因区内集中的历史沉船而指定(如桑德湾保护区、莫尼特保护区和马洛斯湾保护区)。<sup>30</sup>在苏格兰, 海洋保护区的概念已发展到涵盖重要历史沉船遗址周围水域(苏格兰历史环境, 2019年)。同样, 许多国家遗产法规定在水下考古和历史遗址周围划定保护区, 包括禁止未经特别授权捕鱼、抛锚和潜水等措施(如希腊关于保护古迹和一般文化遗产的第3028/2002号法律)。最后应特别提到, 根据美国法律和2019年生效的联合王国和美国之间的国际协定, 泰坦尼克号沉船遗址被确认为国际海事纪念地。<sup>31</sup>

### 3.3. 非划区管理工具

海洋管理并不限于划区方法, 尽管矛盾之处在于所有管理措施都要在某一空间区域适用, 即使需要在更大的尺度上适用和批准这些措施。许多活动是通过一系列其他措施进行管理, 例如化学品和污染事件的监管、跨界洄游物种的管理以及在渔业管理中适用技术措施(见第15章)。

非划区工具主要是部门性工具, 对特定活动实施监管, 以实现特定成果。例如, 全球排放控制适用于国际航运船只(全球硫含量上限), <sup>32</sup>而渔业渔获量可以通过渔获量限制和努力量限制(如通过配额制度、鱼钩限制和能力限制)加以限定。技术措施也可适用于渔业, 以限制非目标物种的渔获量(如海龟排除装置), 基于市场的方法(如认证计划、海产品可持续性生态标签)可在全球、区域、国家或国家以下各级整个渔业适用。

管理海上文化遗产的国家法律也广泛使用非划区工具, 如要求在开展挖掘、清除或扰乱水下文化遗产的活动之前, 必须报告发现的情况并获得许可证。

在国际一级, 《联合国海洋法公约》规定了保护海洋中考古和历史性文物义务的管辖框架(见《公约》第三〇三条; Strati, 1995年)。2001年《保护水下文化遗产公约》阐述了在《联合国海洋法公约》界定的各类海洋分区内, 这项义务所体现的具体权利和责任, 除其他外, 规定了保护专属经济区和大陆架以及“区域”内发现的水下文化遗产的报告、通知和协商制度。此外, 《保护水下文化遗产公约》所附关于开发水下文化遗产活动的规则载有一般保护原则以及养护和管理标准等技术规则。

<sup>28</sup> 见whc.unesco.org/en/marine-programme。

<sup>29</sup> 此外, 被宣布为“濒危”的海洋世界遗产所在地数量已从3个减至2个。2018年从《濒危世界遗产名录》中删除了伯利兹堡礁保护区系统, 原因是有效执行了一项具体涉及森林(保护红树林)条例通过情况的国家政策, 暂停在伯利兹整个海区进行石油勘探和其他石油作业, 进一步修订和修正环境影响评估清单, 并相应地评估条例进行持续修订。

<sup>30</sup> 见<https://sanctuaries.noaa.gov>。

<sup>31</sup> 见[www.gc.noaa.gov/gcil\\_titanic.html](http://www.gc.noaa.gov/gcil_titanic.html)。另见国际海事组织关于“泰坦尼克号”残骸周围地区污染预防措施的通告(MEPC.1/Circ.779, 2012年1月31日)。自2012年以来, 该沉船地点已被纳入2001年《保护水下文化遗产公约》(联合国, 《条约汇编》, 第2562卷, 第45694号)的保护范围, 该公约适用于水下至少100年具有文化、历史或考古性质的所有人类生存遗迹。见[www.unesco.org/new/en/culture/themes/underwater-cultural-heritage/the-heritage/did-you-know/titanic](http://www.unesco.org/new/en/culture/themes/underwater-cultural-heritage/the-heritage/did-you-know/titanic)。

<sup>32</sup> 见[www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx](http://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx)。



表 2

划区管理工具及其相关属性, 包括主要驱动因素(经济、环境或社会/文化)、部门(单一部门或多部门)、执行措施(确立措施的权力来源)、方向(通过政府自上而下或通过社区自下而上)和尺度(从全球到地方尺度)

划区工具		管理方法														
		主要驱动因素			部门		措施		方向		空间尺度					
实践中的范例	相关主管当局	经济	环境	社会福祉/文化	单一部门	多部门	跨部门	有法律约束力	自愿	自上而下	自下而上	二者兼而有之	全球	区域	国家	国家以下
		特别环境利益区	国际海底管理局	x	x		x			x		x			x	
脆弱海洋生态系统	区域渔业管理组织或协会或国家主管当局		x		x			x		x				x		
特别敏感海区和避航区	国际海事组织	x	x		x			x		x			x			
禁渔区和渔业限制区	联合国粮食及农业组织、区域渔业管理组织或协会、欧洲联盟或国家主管当局		x		x			x		x				x	x	x
鲸保护区	国际捕鲸委员会		x		x			x		x			x			
基础设施禁区: 管道(如石油、天然气、废物、淡水管道)和电缆(如电信、电网电缆)禁区	国际海事组织或国家主管当局	x			x			x		x					x	
国家海洋养护区和优先养护区	国家主管当局		x		x			x		x					x	x
水产禁养区	国家主管当局	x	x		x			x		x					x	x

划区工具		管理方法														
		主要驱动因素			部门		措施		方向		空间尺度					
实践中的范例	相关主管当局	经济	环境	社会福祉/文化	单一部门	多部门	跨部门	有法律约束力	自愿	自上而下	自下而上	二者兼而有之	全球	区域	国家	国家以下
		世界遗产所在地, 包括因兼具文化和自然突出普遍价值而被确认的世界遗产所在地	联合国教育、科学及文化组织		X	X		X		X		X				
海洋保护区	爱知生物多样性目标、区域海洋公约或国家主管当局		X		X			X		X				X		X
考古和历史遗址周围的保护区	国家主管当局			X				X		X						X
《关于特别是作为水禽栖息地的国际重要湿地公约》(《拉姆萨尔公约》)所列地点	《拉姆萨尔公约》		X		X			X		X				X		X
特定物种保护区(如鲨鱼或儒艮)	国家主管当局		X		X			X		X				X		X
共用区域(如海洋能或水产养殖)	国家主管当局	X	X			X			X	X						X X
特殊区域和排放控制区	国际海事组织		X		X			X		X				X		X X
社区禁渔区	地方政府或社区		X	X	X		X		X		X					X
传统管理方法, 包括土著巡逻队方案	社区领导或权力机构, 或国家或地方主管当局	X	X	X	X	X		X	X		X					X

表 3

非划区管理工具及其相关属性, 包括主要驱动因素(经济、环境或社会/文化)、部门(单一部门或多个部门)、执行措施(确立措施的权力来源)、方向(通过政府自上而下或通过社区自下而上)和尺度(从全球到地方尺度)

非划区工具		管理方法														
		主要驱动因素			部门			措施		方向		空间尺度				
实践中的范例	相关主管当局	经济	环境	社会福祉/文化	单一部门	多部门	跨部门	有法律约束力	自愿	自上而下	自下而上	二者兼而有之	全球	区域	国家	国家以下
		渔获量和努力量控制	海洋保护区 国家海洋管理局	X	X		X			X		X			X	X
技术控制	X	X			X			X		X			X	X	X	
市场工具	X	X			X			X	X		X		X	X	X	
水下文化遗产保护机制		X		X		X			X		X				X	X

#### 4. 支持缓解和适应气候变化的管理工具, 包括复原力建设

在采取生态系统方法时, 决策过程还需要考虑气候影响及缓解措施和适应性应对措施方面的知识。因此, 必须确定可能采取的提高气候复原力的适应性途径, 才能确定哪些管理程序和工具能够纳入跨时空尺度的环境影响与应对措施带来的不确定性和不可预测性(Holsman等人, 2019年; Wise等人, 2014年)。为加强复原力而实施的不同适应措施可能差异很大, 并取决于制定这些措施的决策过程。例如, 基于生态系统的减灾措施有助于提高沿海区综合管理和保护区管理的适应能力, 在脆弱社区和国家尤为如此(Ferrario等人, 2014年; Satta等人, 2017年)。替代战略可采用缓解和补偿措施,<sup>33</sup>如蓝色碳倡议。有效的缓解办法还应加强与适应资金、技术转让和能力建设

的联系, 而适应性应对措施应考虑环境、社会和经济层面因素, 以便确定可平衡各项需求、使人人利益最大化的有效机制。

在全球实施海洋保护区网络有助于通过支持生态系统复原力促进缓解和适应气候变化(Dudley等人, 2010年; Roberts等人, 2017年)。复原力建设使生态系统更有能力应对扰动并从不利环境中恢复, 从而维持生态系统功能, 提供对人类福祉必不可少的各项服务(Chong, 2014年)。

基于复原力的管理(与划区管理工具一道)运用在影响生态系统功能的现有和未来驱动因素(如珊瑚病爆发和土地使用、贸易或捕鱼实践的变化)方面的知识, 优先考虑、实施和调整维持生态系统与人类福祉的管理行动(Mcleod等人, 2019年)。为支持

<sup>33</sup> 这些措施遵循管理措施的等级: 预防措施(如阻止污染物进入海洋); 缓解措施(减少直接影响); 补偿措施(如通报使用者(如补偿渔民的渔获损失)、资源(如恢复种群或重新种植红树林)或生境(创造新的生境以补偿因基础设施建设而丧失的生境))(Elliott等人, 2016年)。

维持生态系统复原力,管理者必须减少地方压力因素(如污染和破坏性捕鱼的压力),同时促进关键的复原力过程(如恢复、繁殖、补充和连通等过程)(Anthony等人,2015年;Graham等人,2013年)。这既需要管理内生(地方)压力的原因与后果,也需要应对外生(全球)压力的后果,而应对外生压力的成因则需要采取全球行动(Elliott,2011年)。例如,海洋保护区网络可用于保持物种、生境和功能种群的多样性和冗余度以及连通途径,减少压力因素,并纳入适应不确定性和变化的适应性进程,从而促进气候复原力(Mcleod等人,2019年)。通过积极管理食草鱼类维持和增加食草鱼的生物量、丰度和功能多样性,从而支持夏威夷海洋保护区网络中珊瑚的复原力以及从漂白事件中恢复的相关能力(Chung等人,2019年)。

## 5. 区域特有的关键问题

通过决策过程和管理工具在海洋环境中实施生态系统方法在不同区域取得的进展速度各不相同。技能水平、财政能力和资源水平较高的区域在实施生态系统方法方面取得了很大进展。例如,在大规模变暖的驱动下,北冰洋的环境迅速变化,迫使北极理事会从注重软性政策科学评估转向推动成员国谈判达成具有法律约束力的协议。由于工业利用北冰洋的机会和随之而来的风险日益增多,如航运活动、北极旅游、外来物种转移和在北极沿海国家大陆架上采矿引起的风险,这些协议也变得必不可少。这种快速变化促使各国调整政策,更好地应对因气候变化而迅速出现的社会、经济和环境挑战。例如,加拿大于2019年修订了加拿大《海洋法》,以便适用预防原则,并通过使用一项冻结人类活动足迹的部长令条款,对一个区域实施最长达5年的临时保护,这意味着在部长令期间,不允许在该区域开展新的或更多的人类活动。由于北极冰盖持续消融,2019年成立了Tuvaijittuq海洋保护区,以保护北冰洋最古老和最厚的海冰,作为物种在夏季的重要栖息地。这是第一个通过部长令条款设立的海洋保护区。

除海洋保护区网络外,还可在社区和机构层面上实施多种适应措施。这些措施包括跨部门协调、灵活捕鱼许可证、季节性权利、跨界管理和加强机构合作等工具,可与市场和生计多样化工具及复原力建设工具(如应急准备、预警系统、汇款和灾后恢复计划)结合使用(Poulain等人,2018年)。在适用具体管理工具时,还应该权衡利弊,因为这些工具可能会对不同部门或国家产生截然不同的影响。例如,在北极,跨界合作涉及新的行为体和部门,如极地旅游业,但也带来新的风险,如航运和矿产勘探和开采的风险。在地中海,需要开展(非洲和欧洲之间的)跨洲合作,以便采取区域适应措施,满足非洲和欧洲各国不同的当地需求和适应能力(Karmaoui,2018年;Hidalgo等人,2018年)。

在能力较为有限的区域实施生态系统方法更加困难。由于缺乏管理实践或控制措施,而且由于被动实施恢复性方法,这些区域有许多海洋和沿海地区正在经历数十年甚至数百年的退化。在南美洲(Gianelli等人,2018年;Reis和D'Incao,2000年),实施渔业生态系统方法一直具有挑战性,因为机构能力和科学能力的制约阻碍了具备有利条件的地区取得成功。在海洋保护区的管理中也可看到类似的能力挑战(Gerhardinger等人,2011年),尽管与当地知识持有者的接触取得了更好的效果(Gerhardinger等人,2009年)。

最近,海洋保护区面积的增长很大程度是由于少数国家建立了大型海洋保护区。虽然数据表明在生物多样性和海洋资源养护方面已取得进展,但保护工作仍集中在国家管辖范围以内水域和有能力确定和实施海洋保护区网络的国家中。然而,指定海洋保护区并不一定代表积极的管理和保护,因为其中许多保护区缺乏适当管理计划和相关执行措施(世界养护监测中心和国际自然保护联盟,2019年;Maestro等人,2019年)。同样,这些区域的地理分布不均,从而使各区域的有效性、连通性、一致性和代表性受到限制。

最后,气候变化正在成为世界许多地区优先采取恢复性方法的一个关键驱动因素,例如恢复印度尼西亚和太平洋一些小岛屿发展中国家的红树林,以保护当地社区海岸不被淹没(联合国粮食及农业组织,2016年)并提高对未来变化的抵御能力,而且在澳大利亚大堡礁出现多次漂白现象后恢复了大堡礁的某些部分(珊瑚礁恢复和适应方案联合会,2018年)。在加勒比海地区珊瑚礁和世界各地牡蛎礁的恢复工作中采用了小尺度技术,如微碎片化技术,以修复地方尺度上的损坏(Gilby等

人,2018)。然而,这种方法的尺度往往仍然有限。气候适应和减少灾害风险的其他实例还包括哥伦比亚、厄瓜多尔和格林纳达为恢复红树林和保护海岸而采取的措施;联合王国采取的海岸调整措施;墨西哥为发展可持续渔业和恢复红树林而采取的措施;瓦努阿图采取的珊瑚礁恢复措施(生物多样性公约秘书处,2019年)。即将到来的联合国生态系统恢复十年(2021-2030年)<sup>34</sup>旨在加快这一趋势(Waltham等人,2020年)。

## 6. 能力建设

大多数管理方法都需要跨越自然科学和社会科学的信息。在许多区域,特别是在发展中国家,科学家和从业人员根本没有经过足够的培训,无法实施现有或新的管理方法,特别是那些涉及生态系统方法的管理方法。不仅要提高对管理方法的认知能力,而且要提高运用实施工具的能力,这将支持各国政府和其他利益攸关方了解在其管辖范围内可供选择的一整套海洋管理与治理方案。因此,该领域有几个关键的能力建设和技术转让要求。首先,需要在海洋管理和治理方面提供与所需科学相关的培训和专门知识,包括关于政策驱动因素的培训,以及政策相关科学和科学的政策影响方面的培训,即如何利用相关科学制定政策,以及如何随着新的科学信息的出现调整和修订政策。第二,在国家和区域内部以及国家和区域之间有很大的学习空间(即知识和技术转让),特别是因为一些方法在某些条件下行之有效,如《保护、管理和开发西印度洋海洋和沿海环境公约》下的海洋空间规划方案。在这方面,需要提高跨界合作的能力,把基于科学的管理作为核心要素。第三,还有很大的学习空间,可以了解不同政策的方方面面,包括政策如何制定,这对新从业人员尤其如此,而对于更有经验的专业人员也是一种持续的职业发展。

对于开始实施各项管理方法的国家而言,必须了解实施海洋管理规划和政策进程的各个关键阶段,

并了解衡量和监测管理措施效力的各项标准。在这方面,科学家和其他利益攸关方(包括公众)对政策制定和公众行为管理(包括相关经济层面)的认知也很重要。为实现这些目标,需要采取正规和非正规的教育方法。此外,应在各部门之间促进决策过程和工具方面的知识转让,以确保生态系统方法能够在海洋各部门全面适用。

Gill等人(2017年)指出,工作人员能力和预算能力是预测养护影响的最有力指标。他们的研究显示,工作人员能力充足的海洋保护区的生态效益是能力不足保护区的2.9倍。因此,在投资不足的情况下创建此类区域将导致次优的养护结果。在某些情况下,有限的资源可能会增加对公众科学方案的需求,这些方案可以补充和支持全球方案在监测方面的局限(例如,联合王国的海岸生物区系监测、海滩垃圾监测和清理方案,以及珊瑚礁现状核查基金会、红树林观察和蝠鲼信托基金)(另见下文第7.1节)。这些技术可以作为最佳做法在世界范围内推广,以获得更大的效益。

<sup>34</sup> 见大会第73/284号决议。



## 7. 差距和未来前景

### 7.1. 满足管理需要的数据和信息

海洋管理方法、过程和工具往往因缺乏适当质量和数量的数据而受到阻碍(Borja等人, 2017年)。最近在大数据方法的运用、数据和信息在政策方法中的创新运用以及在数据库连接方面的发展有助于在这种情况下提供信息。然而,许多区域对社会经济优先事项有关的生态原因和效果的认知依然有限,建模专业知识和科学的决策支持系统都体现了这方面的认知(认识到沿海和海洋系统的复杂性)。应鼓励分享知识(如海洋生物多样性信息系统)和开放使用信息和数据流,特别是跨部门分享和使用,以确保人人都可获取收集的数据(如“一次收集,多次使用”)。加强监测方案之间的协作和连通性不仅可以促进各部门和机构之间的能力共享,而且有助于制定更有效的数据与信息监测和提供办法。来自公众科学的数据正日益成为监测信息的重要来源,这些数据已经过验证并为学术界所接受(Bennett, 2019年),可提供关于环境状态和趋势的关键信息(如,Edgar和Stuart-Smith, 2014年)。

仍需应对的挑战包括以具有成本效益的方式收集海洋管理数据。技术在海洋养护和管理方面的作用将变得日益重要,特别是收集、使用遥感和卫星数据的技术。例如,在部门和空间管理方面,自动识别系统和船只监测系统的数据被用于管理航运和渔业活动,特别是用于测绘。机器学习等新的分析方法正越来越多地用于识别这些部门的非法活动(Longépé等人, 2018年)和监测渔获量(Lee等人, 2008年)。

### 7.2. 管理要求

海洋管理要求运用最先进的现有科学维持和保护自然系统,同时也为私营部门和社会提供惠益。除其他外,需要在生态适应力和复原力以及预测生态系统的反应轨迹方面开展更多研究。应将这些变量纳入各项管理办法,以涵盖海洋生态系统的影响和反应尺度,这意味着需要更多地认识到根

据基线衡量的人类对海洋环境的干预,还需要为不可接受的变化设定阈值和目标。不过,这是一项重大挑战,因为基线往往不存在,或者因气候变化而正在移动。还需要在各机构之间建立更密切相联的监测方案。在这方面,国家管辖范围以外区域是一个重大挑战,在调查不足的深海生态系统中尤为如此。

政策、体制、行政和立法等完备的治理机制是管理方法的基石。在为决策提供信息的知识库迅速扩展和涌现的情况下,通过提高能力加强科学与政策的衔接必不可少而且尤为重要。因此,需要在社会科学与自然科学之间、科学家与政策制定者之间以及科学与民间社会(包括工业界)之间加强协调,同样,也需要将传统知识、文化和社会历史纳入管理。这种跨部门的认知对于真正综合的管理非常重要。

### 7.3. 将多种价值观融入管理

本章显示了管理方法发展的一个明显趋势,即从主要侧重于生态层面转向融入海洋环境的生态层面与社会、经济、文化层面的不同联系。如果管理工作也认识到海洋提供的广泛生态系统服务和惠益,就能更好地实现保护和维持自然系统的基本目标。保护和保全海洋环境必须让那些与海洋共生、从事海洋相关工作和从海洋中受益的人参与进来,以纠正有害行为,恢复无意中受损的系统,并减轻气候变化的影响。

然而,人们对海洋环境及其服务价值的评估在数量上和性质上都各不相同。需要适应多重价值观是大多数管理系统面临的挑战,因为对于不同价值观而言,实际利益或感知利益互不相等,或者不可调和。理解和处理多重价值观的最佳做法是让受影响社区参与各种管理方法,因此需要将基于生态系统的管理和注重海洋文化层面的基于社区的管理相结合。这种混合系统更有能力平衡可持续发展的三大支柱(环境、经济和社会),因此,可能会更加成功。

## 8. 展望

本章确定了管理海洋环境的多种方法,但仍可开展许多工作,以推动和加速进展,包括将可持续发展目标特别是目标14成功纳入管理目标和方案。而且还需要进一步纳入管理人为压力的各种措施,而人为压力(如人为噪声)目前并非管理措施的重点。

执行《2030年议程》要求管理必须立足生态系统方法,以实现可持续发展目标规定的一整套全球优先事项和目标。这样可以统筹兼顾各项目标之间的相互作用、惠益和利弊得失,并支持实现与海洋有关的各项具体目标。总体而言,尽管为执行目标14采取了现有行动,但迄今取得的进展依然不够。当务之急是要加快行动,特别是要加速实现2020年到期的目标14的各项具体目标,包括具体目标14.2、14.4、14.5和14.6。尽管目标14没有明确提及海洋的文化层面,但联合国支持落实可持续发展目标14会议在题为“我们的海洋,我们的未来:行动呼吁”成果文件中提出,需要制定综合战略,增进对海洋的自然意义和文化意义的认识。<sup>35</sup>同样,《小岛屿发展中国家快速行动方式(萨摩亚途径)》确认了小岛屿发展中国家社区与海洋的文化联系以及传统知识对海洋经济可持续发展的重要意义。<sup>36</sup>

联合国海洋科学促进可持续发展十年(2021-2030年)<sup>37</sup>和同时开展的联合国生态系统恢复十年的成果将支持落实目标14,并为管理程序和工具的

运用提供许多必要数据来源,还将加强普及海洋知识。<sup>38</sup>这些举措有可能推进当前和未来决策所需的工具,提高对海洋管理问题和解决方案的总体认知,并促进社会参与决策和实施解决方案。将水下文化遗产保护纳入联合国海洋科学促进可持续发展十年<sup>39</sup>对于支持海洋提供的有形和无形资源和文化惠益也很有意义。(教科文组织,2019年;Trakadas等人,2019年)。

本章没有述及海洋治理的详细性质,也没有述及与行政机构的部门化和往往碎片化特征有关的挑战(例如,Boyes和Elliott,2014年;2015年),尽管这些内容已隐含在海洋管理的背景下。划区和非划区的管理方法都必须克服世界各地往往零散且复杂的治理制度,从而在更广阔的尺度上并对跨越大尺度的物种发挥效力。

海洋资源的有效管理还需要扩大到国家管辖范围以外的区域,这些区域由于法律制度的复杂性而面临更大的挑战。在这种情况下,联合国目前根据《联合国海洋法公约》就养护和可持续利用国家管辖范围以外区域海洋生物多样性拟订具有法律约束力国际文书的现有谈判更加重要(见第28章)。教科文组织也启动了关于扩大《保护世界文化和自然遗产公约》适用范围的类似讨论,以便保护和管理公海海域具有突出普遍价值的海洋遗址(教科文组织,2016年;2019年)。

## 参考资料

Anthony, Kenneth R.N., and others (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>.

<sup>35</sup> 见大会第71/312号决议,附件。

<sup>36</sup> 见大会第69/15号决议,附件。另见<https://sidsnetwork.org/samoa-pathway>。

<sup>37</sup> 见大会第72/73号决议。

<sup>38</sup> 见<https://oceanconference.un.org/commitments/?id=15187>和[http://ioc-unesco.org/index.php?option=com\\_oe&task=viewEventAgenda&eventID=2200](http://ioc-unesco.org/index.php?option=com_oe&task=viewEventAgenda&eventID=2200)。

<sup>39</sup> 见大会第72/73号决议,第292段。另见[www.oceandecadeheritage.org](http://www.oceandecadeheritage.org)。

- Basiron, Mohd, and Cheryl Kaur (2009). *Designating a Particularly Sensitive Sea Area: Specifics, Processes and Issues*. Proceedings of the 6th MIMA International Conference on the Straits of Malacca. Kuala Lumpur.
- 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, and others (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, vol. 10, No. 5, pp. 1251–1262.
- Borja, Angel, and others (2017). Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. Editorial. Lausanne: *Frontiers in Marine Science*. <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 introduction of the Marine and Coastal Access Act 2009? *Marine Policy*, vol. 51, pp. 57–65.
- Brugère, Cecile, and others (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>.
- 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., and others (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>.
- Cowan, James H., Jr., and others (2012). Challenges for implementing an ecosystem approach to fisheries management. *Marine and Coastal Fisheries*, vol. 4, No. 1, pp. 496–510.
- Delisle, Aurélie, and others (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, and others (2018). Assessing nature’s contributions to people. *Science*, vol. 359, No. 6373, p. 270. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- Dudley, Nigel, and others (2010). The revised IUCN protected area management categories: the debate and ways forward. *Oryx*, vol. 44, No. 4, pp. 485–490.
- Dunstan, Piers K., and others (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., and others (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, and others (2020). Advances in sandy beach research: local and global perspectives. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 234, p. 106646.
- Ferrario, Filippo, and others (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, vol. 5, p. 3794.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome.
- \_\_\_\_\_ (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Gerhardinger, Leopoldo C., and others (2009). Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, vol. 52, Nos. 3–4, pp. 154–165.
- Gerhardinger, Leopoldo C., and others (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., and others (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., and others (2018). Maximizing the benefits of oyster reef restoration for finfish and their fisheries. *Fish and Fisheries*, vol. 19, No. 5, pp. 931–947. <https://doi.org/10.1111/faf.12301>.
- Gill, David A., and others (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., and others (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). Chapter 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. Fisheries Technical Paper, No. 424. Rome: FAO. [www.fao.org/3/y3427e/y3427e00.htm](http://www.fao.org/3/y3427e/y3427e00.htm).
- Harvey, C.J., and others (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, and others (2018). Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Mediterranean Sea and the Black Sea marine fisheries. In *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture*, 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](http://www.historicenvironment.scot/archives-and-research/publications/publication/?publicationId=fe248e27-0c19-4e4e-8d65-a62d00a2ce6a).
- Holsman, Kirstin K., and others (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.
- International Tribunal of the Law of the Sea (Seabed Disputes Chamber) (2011). *Case No. 17, Advisory Opinion on Responsibilities and Obligations of States with Respect to Activities in the Area, 1 February 2011*.



- Jones, Daniel O.B., and others (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.
- Jones, Peter J.S., and others (2016). Marine spatial planning in reality: introduction 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, United States of America: IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-3427-3.ch003>.
- Kikiloi, Kekuewa, and others (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, and others (2008). Contour matching for fish species recognition and migration monitoring. In *Applications of Computational Intelligence in Biology*, Tomasz G. Smolinski, and others, 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, and others (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, and others (2019). Marine protected areas in the 21st century: current situation and trends. *Ocean and Coastal Management*, vol. 171, pp. 28–36.
- McIntosh, Emma J., and others (2017). The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 42, pp. 677–697.
- McLeod, Elizabeth, and others (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, and others (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., and others (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.
- Nguyen, K.D., and others (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>.
- Pope, John G. (2002). Chapter 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*, Keven L. Cochrane, ed. Fisheries Technical Paper, No. 424. Rome: FAO. <https://doi.org/10.1002/9781444316315.ch9>.
- Poulain, Florence, and others (2018). Methods and tools for climate change adaptation in fisheries and aquaculture. In *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture. Synthesis of Current*



- Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*, Manuel Barange and others, eds., pp.535–566. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome: FAO.
- 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](http://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 Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean and Coastal Management*, vol. 43, No. 7, pp. 585–595.
- Roberts, Callum M., and others (2017). Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, No. 24, pp. 6167–6175. <https://doi.org/10.1073/pnas.1701262114>.
- Satta, Alessio, and others (2017). Assessment of coastal risks to climate change related impacts at the regional scale: the case of the Mediterranean region. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 24, pp. 284–296.
- Schultz, Lisen, and others (2015). Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 112, No. 24, pp. 7369–7374. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406493112>.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2004). *The Ecosystem Approach*. Montreal. [www.cbd.int/ecosystem](http://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.
- 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, and others (2019). The Ocean Decade Heritage Network: Integrating Cultural Heritage Within the United Nations Decade of Ocean Science 2021–2030. *Journal of Maritime Archaeology*, vol. 14, No. 2, pp. 153–165.
- Trochta, John T., and others (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.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108186148>.
- United Nations Conference on Environment and Development (1992). *Annex I, Rio Declaration on Environment and Development, Principle 15: Precautionary Approach, Rio de Janeiro, 3–14 June 1992*. [www.unesco.org/education/pdf/RIO\\_E.PDF](http://www.unesco.org/education/pdf/RIO_E.PDF).
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (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.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (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. United Nations 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](http://www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/548/original/Final_ConceptualGuidelines_240918.pdf?1538124788).
- United Nations Environment Programme (UNEP) and Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2000). Annex III, Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Fifth Meeting. [www.cbd.int/doc/decisions/COP-05-dec-en.pdf](http://www.cbd.int/doc/decisions/COP-05-dec-en.pdf).
- Veitayaki, Joeli, and others (2003). Empowering local communities: case study of Votua, Ba, Fiji. *Ocean Yearbook Online*, vol. 17, No. 1, pp. 449–463.
- Waltham, Nathan J., and others (2020). United Nations 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., and others (2014). Reconceptualising adaptation to climate change as part of pathways of change and response. *Global Environmental Change*, vol. 28, pp. 325–336.
- World Conservation Monitoring Centre and International Union for Conservation of Nature (2019). *Protected Planet: World Database on Protected Areas*. Cambridge, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. [www.protectedplanet.net/marine](http://www.protectedplanet.net/marine).
- Zador, S.G., and others (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., and others (2011). An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 1318–1328.



# 第 28 章

# 认识海洋对人类的 总体惠益方面的发展动态

**撰稿人：** Luciano Hermanns (召集人)、Denis Worlnanyo Aheto、Adem Bilgin、Robert Blasiak、Cecile Brugere、Karen Evans、Antony Firth、Deborah Greaves、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、路文海、Essam Yassin Mohamed (牵头成员)、Iryna Makarenko、Stale Navrud、Marinez Eymael Garcia Scherer、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Anita Smith、Anastasia Strati (共同牵头成员)、Rashid Sumaila、Kateryna Utkina、Hans Van Tilburg和Wojciech Wawrzynski。





## 主旨要点

- 海洋资源为全球数百万人提供主要生计来源, 并提供广泛的生态系统服务和惠益, 包括制造氧气、供给食物、碳储存、矿产、遗传资源以及文化和一般生命支持服务。然而, 由于人类造成的一些压力(包括气候变化), 海洋和沿海生态系统的生态系统服务正在以惊人速度恶化。
- 人类活动正在直接或间接地影响生态系统服务, 因此可能会减少或消除海洋本会提供的惠益。未来人类在海洋环境特别是在国家管辖范围以外区域中的活动预计将增加, 这些活动不仅将加大对自然资源造成的压力, 而且还可能威胁海洋生物多样性, 从而威胁人们可从生态系统服务中获得的惠益。
- 《联合国海洋法公约》所体现的国际法, 在养护和可持续利用海洋及其资源以及保护海洋为今世后代提供多项生态系统服务方面发挥着至关重要的作用。<sup>2</sup>行动和努力应主要侧重于实施差距或监管差距, 特别是在国家管辖范围以外区域。
- 因此, 在联合国目前围绕根据《联合国海洋法公约》的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题制订一份具有法律约束力的国际文书进行谈判就变得愈发重要。
- 取自海洋的惠益在世界范围内的分配仍然很不平衡。欠发达国家由于能力建设差距以及资源和资金限制, 在努力利用海洋资源时受到阻碍。
- 能力建设、共享科学知识以及合作开发和转让创新海洋技术将使各国能够充分参与海洋及其资源的养护和可持续利用并从中受益, 并有助于各国履行义务。

## 1. 导言

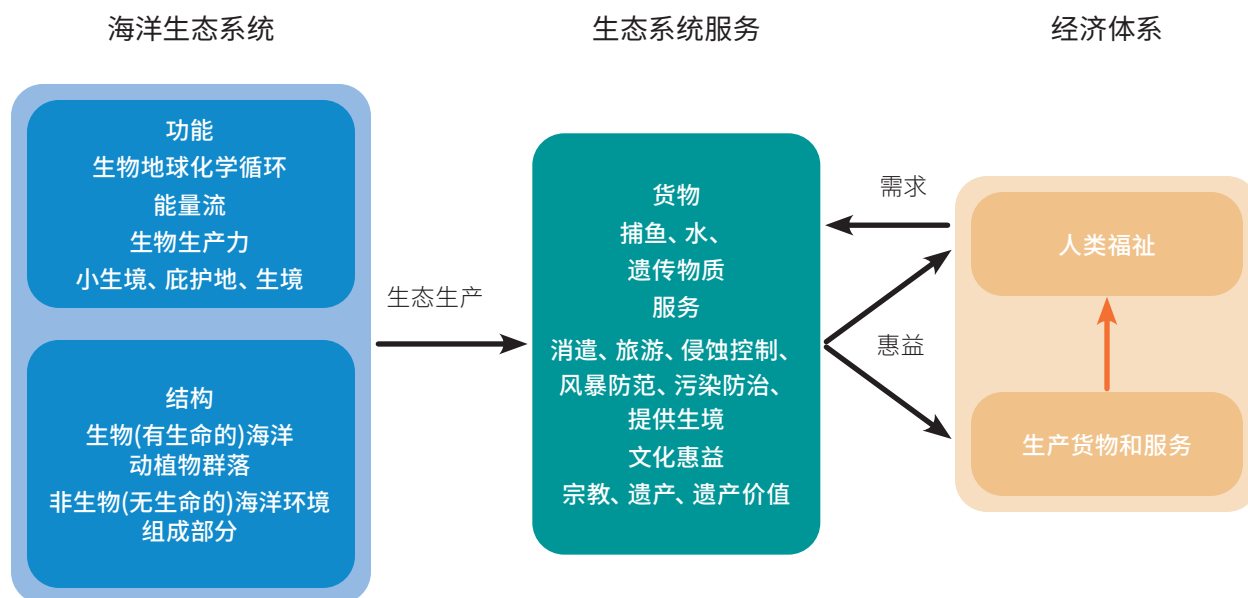
海洋资源为全球数百万人提供生计基础, 还提供多项关键生态系统服务, 包括制造氧气和碳储存以及生物资源的收获、海岸保护和遗传资源等一些生物多样性相关服务(Mohammed, 2012年)和文化与休闲服务(Whitmarsh, 2011年)。最受重视的服务是旅游和消遣, 以及风暴防护(Mehvar等人, 2018年)。仅渔业一项就为数百万人(包括生活在低收入国家沿海社区的贫困人口)带来多重惠益。鱼类和其他海产品是许多脆弱社区主要的食物、蛋白质和微量营养素来源。据估计, 2016年, 捕渔业和水产养殖初级产业部门雇员达5 960万人, 其中绝大多数在低收入国家(尽管这一数字包

括一些内陆活动)。加上从事相关加工、销售、分销和供应行业的人员, 据估计渔业和水产养殖为近2.5亿人提供生计支持(联合国粮食及农业组织(粮农组织), 2018年)。

海洋和沿海生态系统带来的惠益可以按几种方式分类。传统上是从货物(如具有市场价值的产品、资源和自然收获)、服务(如维持所有形式的生命但没有市场价值的进程)和文化惠益(如精神和宗教遗产, 无明确市场价值)的角度来认识这些惠益。货物具有通过市场价格确定的直接使用(消费)价值, 而服务和文化惠益具有通过适用各种估值技术确定的间接使用(非消费)价值(见下图)。

<sup>2</sup> 联合国, 《条约汇编》, 第1833卷, 第31363号。

## 海洋生态系统如何产生经济惠益



注：海洋生态系统的结构和功能带来生态系统服务的生态生产。有些货物、服务和文化惠益对人类福祉有直接影响，而另一些则通过支持或保护有价值的经济资产和生产活动间接影响人类福祉。

资料来源：改编自Barbier (2017年)。

2005年的千年生态系统评估具有重要影响，其中提出将人类从生态系统中获得的惠益(也就是所谓的生态系统服务)进行不同分类，这些服务分为供给服务、调节服务、文化服务和支持服务(后一类服务是其他服务存在所必需的)。供给服务，如从生态系统中提取的食物、燃料和纤维，类似于消费性惠益，具有使用价值，而调节气候、吸收二氧化碳、维持生命周期和景观、创造收入和就业机会以及文化认同等其他服务大多是非物质的(即为非消费性，具有非使用价值)。

### 1.1. 海洋和沿海生态系统的供给服务

海洋为人类提供了许多具有价值的直接和间接惠益。海洋和沿海生态系统的最直接惠益通过其初级生产力及相关产品提供，如鱼、植物、动物、燃料、木材(如红树林)、生物化学品、天然药物、药品、原料(沙子和珊瑚)，其次是淡水和纤维。2016年，捕捞的海水鱼类达7 930万吨，<sup>3</sup>养殖的海水养植物种达2 870万吨，全球海产品供应量达人均14.6公斤(粮农组织，2018年)。海产品对粮食安

全至关重要：为30亿人提供了超过20%的人均动物蛋白摄入量，在一些发展中国家这个比例超过50% (粮农组织，2018年)。

### 1.2. 海洋和沿海生态系统的调节服务

海洋提供基本的调节服务。这些服务影响生物介导进程，如固碳和释氧，使气候缓解和调节成为可能。同样，沿海周边在碳封存方面发挥着关键作用。这些服务对人类具有间接的使用价值，因为它们能够维持生计活动(作物种植)所适应的有利和稳定的气候条件(例如温度和降水)，保护人类健康，以及生计所依赖的基础设施和其他资产。沿海生态系统通过营养动态关系和支持传粉在控制害虫和动物种群方面发挥作用，有助于遏制能影响耕作、水产养殖活动以及可能影响人类健康的病虫害。

沿海生态系统在防止海岸侵蚀方面发挥着重要作用，既可以稳定海岸线，又可以抵御风暴，减弱海浪的强度，减少沿海住区面对海浪和洪水事件时的脆弱性。例如，据估计，2004年印度洋海啸对已

<sup>3</sup> 这不包括水生哺乳动物、鳄鱼及相关物种、海藻和其他水生植物。

被改造为虾塘和其他用途的地区造成的破坏比红树林完好无损的地区更大(环境正义基金会, 2006年), 而且总的来说, 红树林边缘越厚, 对经济活动的保护力度就越大(Hochard等人, 2019年)。珊瑚礁、海草场和其他植被繁茂的沿海生态系统在消散波浪作用和提供海岸线保护方面(尽管力度较小)也可以产生重大影响(Spalding等人, 2014年), 前提是它们本身处于健康状况。

### 1.3. 海洋和沿海生态系统的支持服务

海洋和沿海生态系统中发生的光合作用能够将太阳能转化为动植物, 并维持生态系统的净初级生产力。沿海生态系统在维护生物多样性和为水生物种提供适宜繁殖生境和育苗场地方面发挥着关键作用。它们为野生动植物提供小生境和庇护地, 直接支持海洋和沿海生态系统的供给服务。例如, 地中海的海草场估计贡献了30%至40%的商业渔业上市量价值和约29%的休闲渔业支出(Jackson等人, 2015年)。沿海生态系统还可清除污染物, 能够储存和回收营养物质, 并支持水循环。

### 1.4. 海洋和沿海生态系统的文化服务和其他社会惠益

海洋的美学、文化、宗教和精神服务(文化服务)方面的习俗众多。对于维护和创造社会资本、教育、文化特性和传统(人力资本和社会资本)而言, 这些服务至关重要。在世界各地, 许多信仰和仪式都有丰富的海洋内涵。然而, 关于海洋和沿海文化生态系统服务的研究仍然有限(Garcia Rodrigues等人, 2017年; Blythe等人, 2020年; Diaz等人, 2018年)。

一些文化习俗是海洋传统使用内容的组成部分(如造船或捕捞贝类的方式, 以及在东南亚、澳大利亚和太平洋岛屿沿海发现的石制捕鱼器)。这些文化习俗十分多样且拥有精密技术, 证实了海洋及其资源的本土传统知识(Jeffery, 2013年; Rowland和Ulm, 2011年)。夏威夷航行独木舟HōkūLe‘a等传统船艇为恢复和维护太平洋无仪表航行和文化特性提供了一个积极平台。太平洋上还建造了许多其他的航行独木舟, 在许多地方, 有关传统寻路的知

识被保存了下来。萨摩亚的长舟竞赛和中国的龙舟竞赛融历史文化传统与健康、健身和竞争于一体。长期以来, 人们把与水相关的活动作为他们生活中习惯性或重要的一部分。其他非消费性的海洋活动还有游泳、潜水、皮艇运动、冲浪、帆船和观赏野生动物。

最后, 对于许多土著社区来说, 捕鱼和分享各种鱼是其传统饮食的重要组成部分, 支持形成社会文化凝聚力和认同感, 以及相关的礼仪习俗和文化习俗(Loring等人, 2019年; Leong等人, 2020年)。

其他文化活动体现了对海洋作出反应的方式(如庆祝海洋的舞蹈或防范海上危险的宗教习俗)。这种习俗可以构成一个民族文化遗产的重要组成部分。例如, 《第一次世界海洋评估》就讨论了捕鲸对加拿大和美利坚合众国西海岸土著人民的作用。在美国华盛顿州, 一个名为Makah的部落自2005年以来一直在寻求为恢复部分捕鲸活动获得特别授权。2019年11月, 针对该部落的要求举行了听证会, 并于2020年2月公布了环境影响评估报告修订稿。Makah人担心, 如果没有特别授权, 其文化中的这一特定元素将在没有任何当前加强的情况下维系与过去的联系(国家海洋和大气管理局, 2015年, 2020年)。

遗产也属于海洋提供的文化服务, 具有显著(但常常无法量化)的社会和经济惠益(Firth, 2015年)。历史沉船等水下文化遗产具有标志性质, 蕴含考古和历史信息, 揭示过去人类航海和行为的独特内容, 将通过博物馆、纪录片和公共研究分享。沉船还可以提供各种参照范围(当地、区域或全球)的社会文化、历史、经济和政治背景的宝贵信息, 包括造船日期(例如船体设计、索具、使用的材料或用途), 最终沉海原因(例如战争、海盗、私掠、故意遗弃或自然天气事件)等(Gould, 1983年)。史前和历史景观遗迹因海平面变化而被淹没, 重要沿海遗址因暴露和侵蚀遭到持续破坏, 这都是对人类以往气候变化和当今气候危机影响发出的重要警示(Harkin等人, 2020年)。

沉船遗址旅游在休闲潜水业中扮演着重要角色。在沉没军舰墓地敬献花圈等纪念船只损失的仪式表达了与海上牺牲生命的深厚联系。沉船和其他

海上历史古迹产生的文化服务具有多样性,辅之以水下文化遗产可发挥的作用,即作为人工礁石,为自然保护、海上垂钓和商业捕鱼等提供重要生境(Firth, 2018年)。

最后,海洋让游憩者产生某种地方感。对于那些住在海边或以游客的身份去海边旅游的人来说,开阔感和置身自然环境之中可能非常重要。如关于人类健康和海洋的第8B章所讨论,越来越多的证据表明,海洋带来的开阔感可以改善人类健康。海洋也是艺术家、作曲家和作家获取灵感的重要来源,往往反映了社会的重要经济方面。一些研究揭示,人们对海洋环境(例如Fletcher等人(2014年)所

## 2. 惠益及其分布情况

海洋产生的有些惠益属于核心惠益,是地球上生命存在的保证,包括制造氧气以及吸收二氧化碳和热量,但大多数服务与特定生态系统或其中构成部分有关,因此分布不均匀。此外,并非所有国家都有能力充分参与其中并从海洋及其资源中受益。原因可能是这些国家(如内陆国家)没有机会进入海洋,也可能是没有发展海上行业的财政手段(许多发展中国家就是这种情况)。有些国家没有能力进入国家管辖范围以外区域,甚至没有能力进入部分本国专属经济区。例如,目前只有少数几个国家可在国家管辖范围以外区域收集海洋遗传资源、进行序列测定并开发商业化潜力(Blasiak等人, 2018年、2019年; Harden-Davies, 2019年; Levin和 Baker, 2019年)。

生物资源作为一项主要供给服务不仅分布不均,生产力热点集中在世界上升流区(Kämpf和Chapman, 2016年),而且相当大一部分捕鱼活动是由来自少数几个国家的相对少数渔船进行。2016年,来自25个国家的渔船捕捞了42%的全球渔获量(粮农组织, 2018年)。因此,利润不一定会流向拥有生产这些鱼类的专属经济区的国家。例如,McCauley等人(2018年)发现,悬挂较高收入国家旗帜的船只进行了公海上97%的可追踪工业捕捞,以及较低收入国家内陆水域内78%的可追踪工业捕捞。

述的黑海以及Gee和Burkhard (2010年)所述的北海)具有深切的情感依恋,保持这种关系对保护自然和文化十分重要(Fletcher等人, 2014)。然而,尽管迄今有所进展,但直到最近,海洋研究和管理仍大多忽视地方感极为重要的作用,包括地方感如何影响管理干预措施的成功和实效(Van Putten等人, 2018年; Hernandez等人, 2007年)。

创收和就业、教育和消遣以及科学和艺术信息和灵感的机会也是海洋和沿海生态系统提供的广泛社会惠益的一部分,无论人们离海岸有多远,其福祉都直接或间接地取决于这些社会惠益。

越来越多地对生态系统服务的文化惠益进行经济评估,将环境评价方法应用于旅游、海洋休闲捕鱼、赏鲸和欣赏海景等消遣用途(Hanley等人, 2015年; Aanesen等人, 2015年; Spalding等人, 2017年),以及珊瑚礁和其他海洋生物多样性的非使用价值(即存在和遗产价值)(Aanesen等人, 2015年; Navrud等人, 2017年)。旅游业尤其依赖珊瑚礁等特定特征(Brander等人, 2007年)和邮轮旅游等具体活动,集中在加勒比和地中海等某些地区,但也越来越多地见于极地地区(见第8A章)。

根据设立宗旨,国际海底管理局是《联合国海洋法公约》缔约国为了全人类的利益组织和控制“区域”内活动的组织(如所有勘探和开发国家管辖范围以外的海床和洋底及其底土的矿产资源的活动),以公平分配从“区域”内活动取得的财政及其他经济利益(见《公约》第140条)。然而,除了深海海底采矿的经济利益外,还应在第140条的背景下考虑保持生态系统完好无损的利益,从而将再分配(国际团结)与生态保护(代际团结)结合起来(Tladi, 2015年; Feichtner, 2019年)。

《公约》第八十二条还规定了具体的收入分享义务,规定沿海国为200海里以外大陆架上的非生物资源的开发缴付费用或实物制度。这些费用或实物应通过国际海底管理局缴纳,以便根据公平分享的标准将其分配给《公约》各缔约国(Spicer and Mclsaac, 2016年)。



### 3. 对人类的非惠益

生物多样性和生态系统服务政府间科学与政策平台在其概念框架中将自然对人类的贡献界定为人类从自然获得的所有积极贡献或惠益(包括生态系统服务)和人类偶尔从自然获得的负面贡献、损失或损害(Pascual等人, 2017年)。已开始将自然的负面贡献(在某些领域被称为生态系统反服务)纳入生态系统服务评估(Campagne等人, 2018年)。

生态系统反服务或非惠益是指生态系统因减少生态系统服务或直接影响人类而令人不快或造成伤害的功能或属性(Lyytimäki, 2014年; Shackleton等人, 2016年)。例如, 洪水和风暴潮对人类造成的直接影响可能每年造成超过1 000亿美元的经济损失(Kousky, 2014年)。对人类的直接伤害也可能

因主要由有害藻华引起的海产品传播疾病造成, 如记忆丧失性贝毒、麻痹性贝毒、腹泻性贝毒、神经性贝毒和雪卡毒鱼类中毒。这些疾病除了对人类健康造成负面影响外, 还会因住院费用和生产力丧失造成经济损失(Sanseverino等人, 2016年)。有害藻华还可能在渔业和水产养殖生产方面造成损失。自然沉积则会对航运等人类活动产生负面影响。

尽管确认自然作出负面贡献, 但这些负面贡献增多和加重大多与人类活动和压力相关。例如, 沿海洪灾通常会影晌错误指定在易受影响的低洼沿海地区建立的人类住区。同样, 一些藻华因人类活动产生的污染物引发。

### 4. 海洋生态系统服务面临的威胁

人类活动正在直接或间接地影响生态系统服务, 因此可能会减少或消除海洋本会提供的惠益。这些威胁就是第9至25章详述的压力。未来人类在海洋环境特别是在国家管辖范围以外区域中的活动预计将增加, 这些活动不仅将加大对自然资源造成的压力, 而且还可能威胁海洋生物多样性, 从而威胁人们可从生态系统服务中获得的惠益(Altvater等人, 2019年)。对于社会和生态过程如何相互作用确定海洋生态系统惠益, 人们了解较少(Outeiro等人, 2017年)。虽然联合生产过程可以维持理想的生态系统服务流, 但也可能产生权衡, 限制生态系

统服务流或加剧反服务, 在不同程度上对人类福祉造成负面影响(Pope等人, 2016年)。这些影响可归类为采掘性威胁(例如, 捕鱼、采矿、近海油气勘探和开采、近海和海洋可再生能源装置以及红树林开采)和非采掘性威胁(例如, 海洋变暖和酸化、富营养化、污染和生境破坏和转换), 这些影响相互作用, 往往具有叠加影响(McCauley等人, 2015年; Sumaila等人, 2016年; Simas等人, 2015年; O' Hagan等人, 2015年; Greaves等人, 2016年)。

## 5. 通过区域和国际合作以及更好地实施《联合国海洋法公约》所体现的国际法来维护海洋惠益

### 5.1. 《联合国海洋法公约》及其执行协定和相关文书

《联合国海洋法公约》规定了开展所有海洋活动都要遵循的法律框架, 为养护和可持续利用海洋及其资源以及保障海洋为今世后代提供的许多生态系统服务发挥了重要作用。

整合环境、社会和经济维度在《公约》中处于核心位置。《公约》在两种需要之间建立了微妙平衡:

一方面需要利用海洋及其资源实现经济和社会发展, 另一方面需要以可持续的方式养护和管理海洋资源并保护和保全海洋环境。《公约》还规定了养护和可持续利用海洋及其资源的国际合作框架, 这种合作可以通过政府间机构进行, 也可以是国家之间进行的双边合作(联合国, 2017年b)。

《公约》是稳定、和平和进步因素, 在困难的国际形势下具有特别重要的意义。它为有效应对可持续发展问题和在这一领域引起的新挑战提供了坚



实基础和法律手段。因此,充分尊重和执行《公约》的各项规定,特别是保护和保全海洋环境并为此展开合作的义务,在这方面至关重要。

《公约》所反映的海洋管理综合办法对于促进可持续发展至关重要,因为部门化办法和支离破碎的办法缺乏连贯性,可能导致提出的解决办法对养护和可持续利用海洋及其资源的影响有限。在国际一级,国际组织应利用该综合办法指导其职权范围内的监管工作和能力建设活动,这些组织应有效应对日益增长的协调和跨部门合作需求。与此同时,在国家一级,应根据该综合办法建立一个全面的海洋问题法律框架,并建立和完善促进机构间合作的体制化机制。

在许多领域,《公约》得到了更具体的部门文书的补充。除1994年《关于执行〈公约〉第十一部分的协定》<sup>4</sup>和1995年《关于执行〈公约〉有关养护和管理跨界鱼类种群和高度洄游鱼类种群的规定的协定》<sup>5</sup>这两项《公约》的执行协定外,还有许多涵盖海洋利用众多方面(包括养护和可持续利用海洋及其资源)的全球和区域级别国际法律文书。

这些文书包括与可持续渔业管理(包括2009年粮农组织《关于港口国预防、制止和消除非法、不报告、不管制捕鱼的措施协定》)、船舶污染、海洋安全、大气污染、向环境中排放危险物质、保护某些物种或生境、养护和可持续利用生物多样性、海员、渔民和其他海洋工人的工作条件以及保护水下文化遗产有关的全球条约。该框架还包括一些区域条约,如建立区域渔业管理组织和安排的条约,以及各项区域海洋公约和行动计划。此外,一些软法文书也述及相关问题,包括粮农组织《公海深海渔业管理国际准则》、粮农组织《负责任渔业行为守则》等渔业技术准则和国际海洋学委员会指南《海洋空间规划:循序渐进走向生态系统管理》。这些指南虽然具有普遍性,但突出了最佳做法和区域特殊性,因此支持各国实施全球海洋议程。

全球海洋管理工作系统的组成部分还得到软法机制的支持,这些机制为国际行动提供指导,例如《关于环境与发展的里约宣言》、<sup>6</sup>《2030年可持续发展议程》<sup>7</sup>及其可持续发展目标,特别是目标14(水下生物)。

只有充分有效地执行国际法,才能实现对海洋及其资源的有效养护和可持续利用。行动和努力应主要侧重实施差距。所有国家,特别是发展中国家,都面临实施这样一个全面法律框架的挑战。许多小岛屿发展中国家和最不发达国家缺乏海洋管理所需的详细知识和熟练劳动力,特别是考虑到这些国家的资源和能力相对于其管辖的大片海洋地区而言十分有限。规划和管理对沿海和海洋环境有影响的陆上活动以及沿海和海洋环境中发生的活动的能力和技术,将确保以环境可持续的方式实现经济惠益最大化。

《第一次评估》指出,进行能力建设、共享科学知识和转让海洋技术,同时考虑到政府间海洋学委员会的《海洋技术转让标准和准则》,将使各国能够充分参与海洋及其资源的养护和可持续利用并从中受益,并有助于各国履行义务(联合国,2007年a)。

自那以后,情况并没有发生重大变化。人力、体制和系统能力以及资金仍然是主要的限制因素,特别是对发展中国家而言。包括资金能力在内的资源能力仍然是保护和保全海洋环境和开展海洋科学研究的重大制约因素,而技术限制往往阻碍有效履行国家义务(联合国,2017年b;另见第27章)。

在相关文书的属事范围或地理范围方面也存在差距。例如,全球、区域和国家文书虽然涵盖了海洋废弃物、塑料和塑料微粒的某些方面,但除了一些关于海洋垃圾的区域行动计划和具体部门的措施(如1973年《国际防止船舶造成污染公约》附件五)外,没有一个特别专门阐述这些问题。与此同时,尽管与执行《联合国海洋法公约》和《鱼类种群协

<sup>4</sup> 联合国,《条约汇编》,第1836卷,第31364号。

<sup>5</sup> 同上,第2167卷,第37924号。

<sup>6</sup> 《联合国环境与发展会议的报告,1992年6月3日至14日,里约热内卢》,第一卷,《环发会议通过的决议》(联合国出版物,出售品编号:C.93.1.8和更正),决议1,附件一。

<sup>7</sup> 见大会第70/1号决议。

定》(联合国, 2007年b)各方面有关的区域文书覆盖范围很广, 但仍存在一些差距。

在国家管辖范围以外区域执行有效管理措施方面遇到了具体挑战, 主要原因是缺乏跨部门协调, 也有监管空白的因素(Altvater等人, 2019年; 另见第27章)。目前, 联合国正在就根据《联合国海洋法公约》的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的文书进行的政府间谈判中讨论这些问题。

可持续发展目标14可为加强海洋治理和提高政策一致性提供强大动力, 同时推动全球根据《2030年议程》对海洋承担集体责任。在具体目标14.c中, 各国承诺将“根据《公约》所规定的国际法律框架, 加强海洋和海洋资源的保护和可持续利用”。<sup>8</sup>增加对国际文书的参与, 应对实施方面的挑战, 包括资源和能力限制, 加强所有各级部门间合作、协调和信息共享, 及时制定新文书以应对新出现的挑战——以上诸项, 将是加速实现这一具体目标方面的关键因素(联合国, 2019年)。

## 5.2. 关于国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题的《联合国海洋法公约》第三执行协定, 审议中

通过拟订新文书加强国际法律框架的努力特别包括大会召开政府间会议就国家管辖范围以外区

域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的国际文书。更具体地说, 经过在工作组框架和筹备委员会内开展工作十年后, 大会在2017年12月24日第72/249号决议中决定, 在联合国主持下召开一次政府间会议, 审议大会2015年6月19日第69/292号决议所设筹备委员会关于案文内容的建议, 并为根据《联合国海洋法公约》的规定就国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用问题拟订一份具有法律约束力的国际文书拟订案文, 以尽早制定该文书。

自2018年至2020年4月, 政府间会议召开了3次实质性会议以处理2011年商定的一揽子事项中确定的专题, 即国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用, 特别是作为一个整体的全部海洋遗传资源的养护和可持续利用, 包括惠益分享问题, 以及包括海洋保护区在内的划区管理工具、环境影响评估和能力建设及海洋技术转让等措施; 谈判正处于紧要关头。然而, 令人遗憾的是, 根据大会2020年3月11日第74/543号决定, 原定于2020年3月和4月举行的第四届会议因冠状病毒病(COVID-19)大流行而推迟。

## 参考资料

- Aanesen, M., and others (2015). Willingness to pay for unfamiliar public goods: preserving cold-water corals in Norway. *Ecological Economics*, vol. 112, pp. 53–67.
- Altvater, Susanne, and others (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, Switzerland: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8\\_17](https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_17).

<sup>8</sup> 大会第71/313号决议, 附件。在监测具体目标14.c进展情况的指标14.c.1中, 大会呼吁评估通过法律、政策和体制框架, 在批准、接受和执行为了养护和可持续利用海洋及其资源而制定的落实《联合国海洋法公约》所述国际法的海洋相关文书方面取得进展的国家数目。最近, 已制定出衡量这种进展的新方法。根据核定方法收集来的数据将首次就《公约》及其关于养护和可持续利用海洋及其资源的执行协定的执行现状标明一条基线。另见海洋事务和海洋法司, 资料说明: 制定可持续发展目标指标14.c.1的方法, 2019年10月4日。

- 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, and others (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. doi: 10.1126/sciadv.aar5237.
- Blasiak, Robert, and others (2019). Scientists should disclose origin in marine gene patents. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- Blythe, J., and others (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](http://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569119304703).
- Brander, L., and others (2007). The recreational value of coral reefs: a meta-analysis. *Ecological Economics*, vol. 63, No. 1, pp. 209–218.
- Campagne, Carole Sylvie, and others (2018). Looking into Pandora's box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services*, vol. 30, pp. 126–136.
- Diaz, Sandra, and others (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.
- 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: Fjord 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, and others (2014). Revealing marine cultural ecosystem services in the Black Sea. *Marine Policy*, vol. 50, pp. 151–161.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Garcia Rodrigues, João, and others (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., and others (2016). Environmental impact assessment: gathering experience at wave energy test centres in Europe. *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2016.02.003>.
- Hanley, N., and others (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. <https://doi.org/10.15351/2373-8456.1014>.
- 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, The Netherlands: Brill-Nijhoff.

- Harkin, K., and others (2020). Impacts of climate change on cultural heritage. *Marine Climate Change Impacts Partnership Science Review*, vol. 16, pp. 24–39.
- Hernandez B., and others (2007). Place attachment and place identity in natives and non-natives. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 27, pp. 310–319.
- Hochard, Jacob P., and others (2019). Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12232–12237.
- Jackson, Emma L., and others (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, Switzerland: 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., and others (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., and others (2019). Fish and food security in small-scale fisheries. In *Transdisciplinarity for Small-Scale Fisheries Governance*, pp. 55–73. Springer. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-94938-3\\_4](https://link.springer.com/chapter/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., and others (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- McCauley, Douglas J., and others (2018). Wealthy countries dominate industrial fishing. *Science Advances*, vol. 4, No. 8, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2161>.
- Mehvar, Seyedabdolhossein, and others (2018). Quantifying economic value of coastal ecosystem services: a review. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 6, No. 1, p. 5.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Mohammed, Essam Yassin (2012). *Payments for Coastal and Marine Ecosystem Services: Prospects and Principles*. London: International Institute for Environment and Development.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2015). *Draft Environmental Impact Statement on the Mikah Tribe Request to Hunt Grey Whales*. Silver Spring, Maryland, United States of America: NOAA.
- \_\_\_\_\_ (2020). *Makah Tribal Whale Hunt*. [www.fisheries.noaa.gov/west-coast/makah-tribal-whale-hunt-chronology](http://www.fisheries.noaa.gov/west-coast/makah-tribal-whale-hunt-chronology).
- Navrud, S., and others (2017). Chapter 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, and others, eds. Cheltenham, United Kingdom: Edward Elgar Publishing.



- O'Hagan, A.M., and others (2015). Wave energy in Europe: views on experiences and progress to date, *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2015.09.001>.
- Outeiro, Luis, and others (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, and others (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26, pp. 7–16.
- Pope, Kevin L., and others (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, and others (2016). *Algal Bloom and Its Economic Impact*. EUR 27905 EN. <http://doi.org/10.2788/660478>.
- Shackleton, Charlie M., and others (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., and others (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, and others (2014). The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, vol. 90, pp. 50–57.
- Spalding, Mark, and others (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 104–113.
- Spicer, W., and E. Mclsaac (2016). *A Study of Key Terms in Article 82 of the United Nations Convention on the Law of the Sea*, International Seabed Authority technical study, No. 5.
- Sumaila, U. Rashid, and others (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, No. 1, p. 113.
- United Nations (2017a). Chapter 23: Offshore mining industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment 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 United Nations 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.
- \_\_\_\_\_ (2019). Preparatory process of the 2020 United Nations Conference to Support the Implementation of Sustainable Development Goal 14: Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Note by the Secretary-General, A/74/630, 24 December 2019.
- Van Putten, I.E., and others (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](http://www.jstor.org/stable/26796884?seq=1#metadata_info_tab_contents).



Whitmarsh, David (2011). *Economic Management of Marine Living Resources: A Practical Introduction*.  
Routledge.



# 附件



# 附件一

## 经主席团核准的 编写小组初始成员





## 第1章

Maria João Bebianno、Hilconida Calumpang、Sanae Chiba、Karen Evans、Carlos Garcia-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、王菊英和Tymon Zielinski (海洋环境状况 (包括社会经济方面的问题)全球报告和评估经常程序专家组)。

## 第2章

Maria João Bebianno、Hilconida Calumpang、Sanae Chiba、Karen Evans、Carlos Garcia-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、王菊英以及Tymon Zielinski (海洋环境状况 (包括社会经济方面问题)全球报告和评估经常程序专家组)。

## 第3章

乔冰(召集人)、Carlos Francisco Andrade、Paulo Antunes Horta、Nene Bi Trace Boniface、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury、Antonio Di Natale、Karen Evans (共同牵头成员)、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、Enrique Marschoff (共同牵头成员)、Colin Moffat、Jocelyne Mpemba Kazadi、Henn Ojaveer、Renison Ruwa (牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Hoinsoude Segniagbeto、Sekou Tidiane Bangoura、殷克东、Chang-Ik Zhang and Tymon Zielinski (共同牵头成员)。

## 第4章

Chang-Ik Zhang (召集人)、Karen Evans (共同牵头成员)、Andrew F. Johnson、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Ben S. Malayang、Renison Ruwa (牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)和Thomas W. Therriault。

## 第5章

Carlos Garcia-Soto (召集人兼牵头成员)、Levke Caesar、Anny Cazenave、成里京、Alicia Cheripka、Paul Durack、Karen Evans (共同牵头成员)、

David Halpern、Libby Jewett、Sung Yong Kim、李冠城、Ignatius Rigor、Sunke Schmidtko、王菊英(共同牵头成员) and Tymon Zielinski (共同牵头成员)。

## 第6章

Chul Park (全章牵头成员)。

## 第6A章

Thomas Malone (召集人)、Maurizio Azzaro、Russell Hopcroft、Chul Park (全章牵头成员)、Kazuaki Tadokoro、Michael Thorndyke和Sinjae Yoo。

## 第6B章

Lis Lindal Jørgensen (召集人)、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 (全章牵头成员)、Rachel Przeslawski、Jake Rice、Lennert Schepers、Paul Snelgrove、Natalia Strelkova和Leen Vandepitte。

## 第6C章

Thomas J. Webb (召集人)、Fernanda de Oliveira Lana、Maria José Juan-Jordá、Hiroyuki Motomura、Francisco Navarrete-Mier、Khac Bat Nguyen、Henn Ojaveer (分章牵头成员)、Hazel Oxenford、Chul Park (全章牵头成员)、Clive Roberts、V. N. Sanjeevan、Mudjekeewis D. Santos、Tracey Sutton、Michael Thorndyke和Burcu Bilgin Topcu。

## 第6D章

David Lusseau (召集人)、Luciano Dalla Rosa、Karen Evans (分章牵头成员)、Iryna Makarenko、André Silva Barreto、Mette Skern-Mauritzen、Chul Park (全章牵头成员)和Marta Soeffker。

## 第6E章

Qamar Schuyler (召集人)、Karen Evans (分章牵头成员)、Maximillian Hirschfeld、Carmen Mifsud、Chul Park (全章牵头成员)、Gabriel

Hoinsoude Segniabeto、André Silva Barreto和Vinay Udyawer。

### 第6F章

Martin Cryer (召集人)、Igor Debski、Maria Dias、Karen Evans (分章牵头成员)、Carolina Hazin、Chul Park (全章牵头成员)、Cleo Small、Graeme Taylor和Ross McLeod Wanless。

### 第6G章

Hilconida Calumpong (联合召集人兼共同牵头成员)、Hugh Kirkman (联合召集人)、Nair Sumie Yokoya (联合召集人)、Paula Bontempi、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Phillip Da Silva、Jason M. Hall-Spencer、黄洪辉、Carmen Mifsud、Nahid AbdelRahimOsman、ChulPark (全章牵头成员)、Franciane Pellizzari、Elizabeth Sinclair、Mario Soares、John A. West和Isabel Sousa Pinto。

### 第7章

Hilconida Calumpong (全章牵头成员)。

### 第7A章

Julia Sigwart (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Ronaldo Christofolletti、Karen Evans (分章牵头成员)、Judith Gobin和Patricia Miloslavich。

### 第7B章

Ronaldo Christofolletti (联合召集人)、Judith Gobin (联合召集人)、Mohammed Abdallah、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Frédéric Guichard、Fahad Ibrahim、Sergiy Medinets、Anna Metaxas、José Souto Rosa Filho、Evangelina Schwindt、Julia Sigwart和Nicole Webster。

### 第7C章

Colin D. Woodroffe (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Fernanda de Oliveira Lana、Karen Evans (分章牵头成员)、David Obura和Arthur P. Webb。

### 第7D章

Ian Butler (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Karen Evans (分章牵头成员)、

Hazel Oxenford、Kemraj Parsram、Alex Rogers、Raquel Silva Peixoto和Hiroya Yamano。

### 第7E章

Erik Cordes (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Malcolm R. Clark、Karen Evans (分章牵头成员)、Sebastian Hennige 和Georgios Kazanidis。

### 第7F章

Colin D. Woodroffe (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Ronaldo Christofolletti、Dana E. Hunt、José H. Muelbert、Pablo Muniz、乔冰、Moriaki Yasuhara和Tymon Zielinski (分章牵头成员)。

### 第7G章

Hugh Kirkman (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Kiho Kim、Paul Lavery、Nahid Abdel Rahim Osman、Elizabeth Sinclair和Konstantinos Topouzelis。

### 第7H章

José Souto Rosa Filho (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury、Phillip Da Silva、Seon Hamer、Nahid Abdel Rahim Osman、Mario Soares和Colin D. Woodroffe。

### 第7I章

Judith S. Weis (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Oscar O. Iribarne、Luis M. Pinheiro、Katherine E.A. Segarra和Alan Simcock (分章牵头成员)。

### 第7J章

Lisa A. Levin (召集人)、Peter Auster、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Malcolm R. Clark、Jason M. Hall-Spencer、Russell Hopcroft、Jeroen Ingels、Anna Metaxas、J. Murray Roberts、Bhavani E. Narayanaswamy、Joshua T. Tuhumwire (分章牵头成员)和Moriaki Yasuhara。

## 第7K章

Grant R. Bigg (召集人)、Maurizio Azzaro、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Karen Evans (分章牵头成员)、Huw Griffiths和Moriaki Yasuhara。

## 第7L章

Malcolm R. Clark (召集人)、Angelo F. Bernardino、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Jason M. Hall-Spencer、J. Murray Roberts、Bhavani E. Narayanaswamy、Paul Snelgrove和Joshua T. Tuhumwire (分章牵头成员)。

## 第7M章

Jeroen Ingels (召集人)、Diva Amon、Angelo F. Bernardino、Punyasloke Bhadury、Holly Bik、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Malcolm R. Clark、Thomas Dahlgren、Daniel O.B. Jones、Craig McClain、Clifton Nunnally、Paul Snelgrove、Joshua T. Tuhumwire (分章牵头成员)和Moriaki Yasuhara。

## 第7N章

Peter Croot (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Fernanda de Oliveira Lana、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Joseph Montoya、Tracey T. Sutton、Michael Vecchione和Tymon Zielinski (共同牵头成员)。

## 第7O章

Ana Colaço (召集人)、Angelika Brandt、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Ana Hilario、Tomo Kitahashi、Nuno Lourenço、Bhavani E. Narayanaswamy、Imants George Priede、Joshua T. Tuhumwire (分章牵头成员)、Michael Vecchione和Hiromi Watanabe。

## 第7P章

Nadine Le Bris (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、Sanae Chiba (分章牵头成员)、Ana Colaço、Elva Escobar、Anna Metaxas、Paraskevi Nomikou、Julia Sigwart、Verena Tunnicliffe和Hiromi Watanabe。

## 第7Q章

Howard S.J. Roe (召集人)、Hilconida Calumpong (全章牵头成员)、David Freestone、Laurence Kell、Brian E. Luckhurst、Chul Park (分章牵头成员)和Tammy Warren。

## 第8A章

Alan Simcock (召集人兼全章牵头成员)、Austin Becker、Marcelo Bertellotti、Joan Bondareff、Robert Boysen、Anthony Charles、Leandra Gonçalves、Miguel Iñiguez、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Paula Keener、Jenna Lamphere、Candace May、Angeliki N. Menegaki、Ishmael Mensah、Essam Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Tanya O' Gara、Christina Pita、Jean Edmond Randrianantenaina、Maria Sahib、Regina Salvador、Anastasia Strati (共同牵头成员)、Jean-Claude Tibe和Gregory Wetterau。

## 第8B章

Michael Moore (召集人)、Martin Edwards、Bella S. Galil、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Essam Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Alan Simcock (牵头成员)、Anastasia Strati (共同牵头成员)和Dick Vethaak。

## 第9章

Carlos Garcia-Soto (召集人兼牵头成员)、Denise Breitburg、Monica Campillos、Patricia Castillo-Briceno、Sanae Chiba (共同牵头成员)、Matthew Collins、Ganix Esnaola、Karen Evans (共同牵头成员)、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 (共同牵头成员)、Bess Ward和Tymon Zielinski (共同牵头成员)。

## 第10章

Thomas Malone (召集人)、Archis Ambulker、Maria João Bebianno (共同牵头成员)、Paula Bontempi、Michael Krom、Harri Kuosa、Joseph Montoya、Alice Newton、Yapo Ossey、João Sarkis Yunes、Walker Smith、Lars Sonesten、Georgios Sylaios、王菊英(牵头成员)和殷克东。

## 第11章

Ralf Ebinghous (召集人: 药品和个人护理产品)、Bjørn Einar Grøsvik (召集人: 碳氢化合物)、Ida-Maja Hassellöv (召集人: 船舶)、Colin F. Moffat (召集人: 持久性有机污染物)、Alan Simcock (召集人: 放射性物质; 共同牵头成员)、Lars Sonestén (召集人: 大气输入)、Penny Vlahos (召集人: 金属)、Eric P. Achterberg、Babajide Alo、Robin Anderson、Carlos Francisco Andrade、Michael Angelidis、Maria João Bebianno (牵头成员)、Arsonina Bera、Nene Bi Trace Boniface、Miguel Caetano、Isabel Natalia Garcia Arevalo、Kissao Gnandi、Julio Esteban Guerra Massón、Gi Hoon Hong、Suk Hyun Kim、Rainer Lohmann、Kida Rose Ninsemon、Jae Ryoung Oh、乔冰、Monika Stankiewicz、Joshua T. Tuhumwire (共同牵头成员)、王菊英(共同牵头成员)和Judith Weis。

## 第12章

François Galgani (召集人: 海洋垃圾)、Aleke Stöfen-O' Brien (召集人: 倾倒)、Archis Ambulkar、Maurizio Azzaro、Maria João Bebianno (牵头成员)、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 (共同牵头成员)、Dick Vethaak、Ca Thanh Vu (共同牵头成员)、Penny Vlahos、王菊英(共同牵头成员)和Judith Weis。

## 第13章

Ca Thanh Vu (召集人兼牵头成员)、Paulette Bynoe、Trang Minh Duong、Matt Eliot、Frank Hall、Sylvain Monde、Tuan Le Nguyen、Roshanka Ranasinghe、Matthieu de Schipper和Joshua T. Tuhumwire (共同牵头成员)。

## 第14章

Ca Thanh Vu (召集人兼牵头成员)、Matchonawe Hubert Bakai、Sam Bentley、Nene Bi Trace Boniface、Lionel Carter、Catherine Creese、Robert Dapa、Hugo Masson Fiallos、Regina

Folorunsho、Gheorghe Ftadeev-Brat、Alan Simcock (共同牵头成员)和Alix Willemez。

## 第15章

Porter Hoagland (召集人)、Megan Bailey、Lena Bergström、Alida Bundy、Fernanda de Oliveira Lana、Karen Evans (共同牵头成员)、Manuel Hidalgo、Andrew Johnson、Melina Kourantidou、Hector Lozano-Montes、Enrique Marschoff (牵头成员)、Essam Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Henn Ojaveer (共同牵头成员)、Franklin Ormaza-Gonzalez、Imants George Priede、Ylenia Randrianisoa (共同牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Zacharie Souhou、Burcu Bilgin Topçu、Lynn Waterhouse和Chang-Ik Zhang。

## 第16章

Rohana Subasinghe (召集人)、Pedro Barón、Malcolm Beveridge、Enrique Marschoff (牵头成员)、Doris Oliva和Renison Ruwa (共同牵头成员)。

## 第17章

Hilconida Calumpang (召集人兼牵头成员)、Paula Bontempi、Adam Hughes、Franciane Pellizzari、Isabel Sousa Pinto、Renison Ruwa (共同牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)和Noemí Solar-Bacho。

## 第18章

James R. Hein (联合召集人)、Pedro Madureira (联合召集人)、Maria João Bebianno (共同牵头成员)、Ana Colaço、Giorgio de la Torre、Paraskevi Nomikou、Luis M. Pinheiro、Richard Roth、Pradeep Singh、Anastasia Strati (共同牵头成员)和Joshua T. Tuhumwire (牵头成员)。

## 第19章

Amardeep Dhanju (召集人)、Arsonina Bera、Hans-Peter Damian、Robert Dapa、Giorgio de la Torre、Kacou Yeboue Seraphim、Alan Simcock (共同牵头成员)和Joshua T. Tuhumwire (牵头成员)。



## 第20章

Ana Širović (召集人)、Karen Evans (牵头成员)、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、John A. Hildebrand、Sérgio M. Jesus和James H. Miller。

## 第21章

Takvor Soukissian (召集人)、Joan Bondareff、Valerie Cummins、Amardeep Dhanju、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、Lars Golmen、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、Jimmy Murphy、Eric Mwangi Njoroge、Anastasia Strati (牵头成员)和Georges Vougioukalakis。

## 第22章

Thomas W. Therriault (召集人)、Marnie L. Campbell、Alan Deidun、Bella S. Galil、Chad L. Hewitt、Graeme Inglis、Henn Ojaveer (牵头成员)、Chul Park (共同牵头成员)、乔冰、Renison Ruwa (共同牵头成员)和Evangalina Schwindt。

## 第23章

Robert Blasiak (联合召集人)、Ellen Kenchington (联合召集人)、Jesús M. Arrieta、Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve、Hilconida Calumpong (共同牵头成员)、邵长伟、Sanae Chiba (牵头成员)、Hebe Dionisi、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、Helena Vieira 和Boris Wawrik。

## 第24章

Alan Simcock (召集人兼牵头成员)、Carlos Garcia-Soto (共同牵头成员)、Aninda Mazumdar、Aaron Micallef、Joseph Montoya、Katherine E.A. Segarra、Joshua T. Tuhumwire (共同牵头成员)和Leonid Yurganov。

## 第25章

Karen Evans (召集人兼牵头成员)、Roland Cormier、Piers Dunstan、Elizabeth Fulton、Essam

Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Alan Simcock (共同牵头成员)、Vanessa Stelzenmüller、Ca Thanh Vu (共同牵头成员)和Skipton Woolley。

## 第26章

Alan Simcock (召集人兼牵头成员)、Jarbas Bonetti、Louis Celliers、Karen Evans (共同牵头成员)、Leandra Gonçalves、Ståle Navrud、Marcus Polette、Julian Renya和Ca Thanh Vu (共同牵头成员)。

## 第27章

Piers Dunstan (召集人)、Hilconida Calumpong (共同牵头成员)、Louis Celliers、Valerie Cummins、Ana Cristina de Jesus、Michael Elliott、Karen Evans (共同牵头成员)、Antony Firth、Frédéric Guichard、Quentin Hanich、Manuel Hildago、Hector Manuel Lozano-Montes、Chanda L. Meek、Essam Yassin Mohammed (共同牵头成员)、Marcus Polette、Jemma Purandare、Anita Smith、Anastasia Strati (牵头成员)和Ca Thanh Vu (共同牵头成员)。

## 第28章

Luciano Hermanns (召集人)、Denis Worlnanyo Aheto、Adem Bilgin、Robert Blasiak、Cecile Brugere、Karen Evans、Antony Firth、Marinez Eymael Garcia Scherer、Deborah Greaves、Osman Keh Kamara (共同牵头成员)、路文海、Iryna Makarenko、Juan Ramon Martinez、Essam Yassin Mohammed (牵头成员)、Ståle Navrud、Jörn Schmidt (共同牵头成员)、Anita Smith、Anastasia Strati (共同牵头成员)、Rashid Sumaila、Kateryna Utkina、Hans Van Tilburg、Wojciech Wawrzynski和Vladimir Žulkus。



# 附件二 为各章提名的 同行评审员



### 第3章

李超伦和Alexander Turra。

### 第4章

Patricio Bernal和Robert Watson。

### 第5章

Jae Hak Lee和Bronte Tilbrook。

### 第6A章

Gustavo Ferreyra、Christian M. Naranjo、Maria Tapia和George Wiafe。

### 第6B章

蔡文倩和Thomas G. Dahlgren。

### 第6C章

Myriam Lteif和Joanne Morgan。

### 第6D章

Trevor Branch和Eduardo R. Secchi。

### 第6E章

Maria Angela Marcovaldi、黄洪辉和Bryan Wallace。

### 第6F章

Marcelo Berellotti、David Thompson和Thomas Webb。

### 第6G章

Alan Critchley、Peter Edwards和Paulo Antunes Horta。

### 第7A章

Gregorio Bigatti和Rachel Przeslawski。

### 第7B章

Catia Barbosa、Alejandro Bortolus、M. M. Maruf Hossain and Rachel Przeslawski。

### 第7C章

Miguel Esteban和Jemma Purandare。

### 第7D章

Catia Barbosa、Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman和Wilford Schmidt。

### 第7E章

Peter Auster、Mark Costello和Nadine Le Bris。

### 第7F章

Oscar Iribarne和João Marques。

### 第7G章

Peter Edwards和Pat Hutchings。

### 第7H章

Denis Aheto、Sean Green和Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman。

### 第7I章

Alejandro Bortolus和David Johnson。

### 第7J章

Aaron Micallef和Paul Snelgrove。

### 第7K章

Robin Anderson、Thomas G. Dahlgren和Russel Tait。

### 第7L章

Karen Stocks和王春生。



### 第7M章

Georgios Kazanidis和Tomo Kitahashi。

### 第7N章

Silvia I. Romero和Jan Marcin Węśławski。

### 第7O章

Anna Metaxas和Paul Snelgrove。

### 第7P章

Se-Jong Ju、Cindy Lee Van Dover和王春生。

### 第7Q章

Robin Anderson和Michael Vecchione。

### 第8A章

Marnie Campbell和Vitor Manuel Oliveira Vasconcelos。

### 第8B章

Peter Harris、David Lusseau、Grant Murray、Marcus Polette、Marisol Vereda和Wojciech Wawrzynski。

### 第9章

Jae Hak Lee和Bronte Tilbrook。

### 第10章

Nora Montoya、孙松和Mitsuo Uematsu。

### 第11章

Peter Liss、Isabel Natalia Garcia Arevalo、Fani Sakellariadou、孙培艳和Andrea Weiss。

### 第12章

Jongmyoung Lee、李道季、Kara L. Law和Alessandro Turra。

### 第13章

Jarbas Bonetti Filho、Georgios Sylaios和Gert-Jan Reichart。

### 第14章

Constantina Skanavis和Jean Marie Bope Bope Lapwong。

### 第15章

Sukgeun Jung、Christina Pita和Rashid Sumaila。

### 第16章

Patricio Bernal和Lionel Dabbadie。

### 第17章

Alan Critchley和黄洪辉。

### 第18章

Elaine Baker、Hans-Peter Damian和王春生。

### 第19章

Peter Harris和Mark Shrimpton。

### 第20章

Daniel Costa、Bruce Howe和Isabel Natalia Garcia Arevalo。

### 第21章

Craig Stevens和Eugen Rusu。

### 第22章

Alejandro Bortolus和Cynthia McKenzie。

### 第23章

Elva Escobar、Kenneth Halanych和Gabriel Hoin-soude Segniagbeto。

## 第24章

Luis Pinheiro和Carolyn Ruppel。

## 第25章

Ken Anthony、Natalie Ban和Benjamin Halpern。

## 第26章

Chanda Meek和Kateryna Utkina。

## 第27章

Natalie Ban和Mette Skern-Mauritzen。

## 第28章

Dolores Elkin、Vinicius Halmenschlager、  
Chul-Oh Shin、Regina Salvador和Marjan Van  
den Belt。





