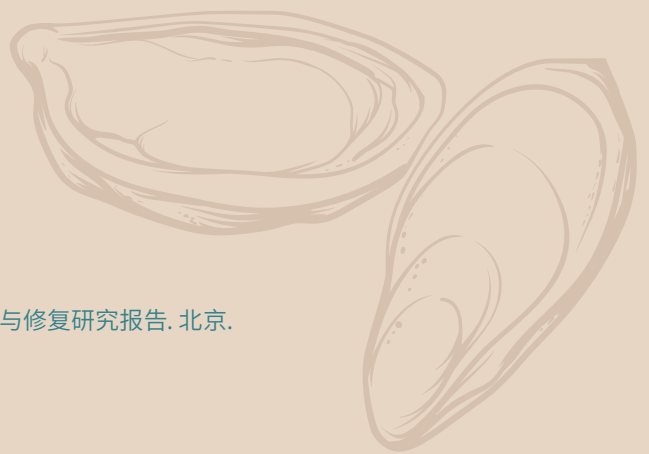




中国牡蛎礁栖息地 保护与修复研究报告

大自然保护协会（TNC）

The Nature
Conservancy 
大自然保护协会



推荐引用: 大自然保护协会 (TNC), 2022. 中国牡蛎礁栖息地保护与修复研究报告. 北京.

封面: 浙江省三门县修复后的牡蛎礁, 拍摄: 刘青/TNC。

封底: 中国香港流浮山牡蛎礁修复项目, 拍摄: 欧阳凯。

部分设计元素来源: 《贝类礁体修复指南》(Fitzsimons et al., 2019)。

作者（按姓氏排序）：

程 珺	大自然保护协会（TNC）中国项目	海洋项目官员
李 莉	中国科学院海洋研究所	研究员
刘 青	大自然保护协会（TNC）中国项目	海洋项目官员
罗 刚	全国水产技术推广总站	处长
全为民	中国水产科学研究院东海水产研究所	研究员
王 福	中国地质调查局天津地质调查中心	研究员
王 月	大自然保护协会（TNC）中国项目	保护与战略规划总监
王 威	中国科学院海洋研究所	工程师
肖 述	中国科学院南海海洋研究所	副研究员
张 祎	自然资源部北海环境监测中心	高级工程师
张朝晖	自然资源部第一海洋研究所	研究员

编辑：

程 珺、刘 青、王 月

致谢：

特别感谢自然资源部国土空间生态修复司对本报告的指导与支持。此外，以下专家在撰写、审阅和修改报告的过程中提供了多方面的支持：

苏纪兰	中国科学院院士、自然资源部第二海洋研究所	研究员、名誉所长
周 朦	上海交通大学海洋研究院	教授、院长
张国范	中国科学院海洋研究所	研究员
罗 明	自然资源部国土整治中心	副主任
林存炎	自然资源部国土空间生态修复司	处长
温国义	自然资源部北海环境监测中心	副总工程师
王海艳	中国科学院海洋研究所	研究员
徐晓甫	天津市水产研究所	高级工程师
徐 欣	大自然保护协会（TNC）中国项目	对外事务总监
靳 彤	大自然保护协会（TNC）中国项目	科学主任
单 良	大自然保护协会（TNC）中国项目	市场传播总监
罗永梅	大自然保护协会（TNC）中国项目	保护信息高级经理
Boze Hancock	大自然保护协会（TNC）	海洋修复科学家
Chris Gillies	大自然保护协会（TNC）澳大利亚项目	前海洋项目总监
Simon Branigan	大自然保护协会（TNC）澳大利亚项目	海洋项目运营经理
Alice Howie	大自然保护协会（TNC）澳大利亚项目	保护信息专员
Paco Martinez-Baena	大自然保护协会（TNC）澳大利亚项目	海洋科学专员

目 录

序	4
前言	6
执行摘要	7
1. 引言	9
2. 牡蛎礁生态系统的重要性	10
2.1 牡蛎礁生态系统概述	11
2.1.1 牡蛎礁定义与特征	11
2.1.2 牡蛎的生活史及牡蛎礁的形成	13
2.1.3 牡蛎与牡蛎礁生长发育的影响因素	15
2.2 牡蛎礁生态系统服务功能	16
2.3 全球牡蛎礁保护与修复进展概述	20
2.3.1 全球牡蛎礁分布与现状	20
2.3.2 全球牡蛎礁修复进展	21
2.3.3 古牡蛎礁及其对现代牡蛎礁保护与修复的启示	24
3. 中国牡蛎礁分布与现状	26
3.1 中国沿海常见牡蛎物种及分布	28
3.2 渤海沿海地区	31
3.2.1 曹妃甸 - 乐亭牡蛎礁	31
3.2.2 大神堂牡蛎礁	31
3.2.3 黄河三角洲牡蛎礁	34
3.2.4 莱州湾牡蛎礁	35
3.3 黄海沿海地区	35
3.3.1 小庙洪牡蛎礁	35
3.4 东海沿海地区	37
3.4.1 深沪湾牡蛎礁	37
3.4.2 金门岛东北海域牡蛎礁	38
3.5 南部沿海地区	39
3.5.1 珠江口牡蛎礁	41

4. 中国牡蛎礁保护政策与实践	43
4.1 中国牡蛎礁的保护政策与管理体系	44
4.2 中国牡蛎礁保护地概况	45
4.3 中国海洋保护地管理挑战	47
5. 中国牡蛎礁修复政策与实践	48
5.1 中国牡蛎礁修复政策、挑战和机遇	49
5.2 中国牡蛎礁修复实践	49
5.2.1 浙江三门牡蛎礁修复研究试点项目	50
5.2.2 长江口牡蛎礁修复	51
5.2.3 海洋牧场与牡蛎礁修复	52
5.2.4 黄河三角洲牡蛎礁修复	53
6. 中国牡蛎礁保护与修复的对策建议	55
6.1 中国牡蛎礁保护与修复工作中存在的不足	56
6.2 中国牡蛎礁保护与修复的优先领域和行动建议	57
6.3 结语	59
7. 附录	60
7.1 附录一 牡蛎礁修复指南	61
7.2 附录二 国际修复案例	63
7.2.1 美国切萨皮克湾哈里斯溪牡蛎礁修复项目	63
7.2.2 美国阿拉巴马州牡蛎礁生态减灾修复项目	67
7.3 附录三 中国修复案例：浙江三门牡蛎礁修复研究试点项目	68
7.4 附录四 珠江口牡蛎礁的历史记载	70
8. 参考文献	73

序一

海岸带滨海湿地对近海海洋生态系统的健康至关重要，它具有高效净化水质、埋藏大量蓝碳、提供鱼类育幼场、减轻海洋灾害损失等重要生态服务功能。据资料显示，我国局部地区红树林、珊瑚礁、海草床、滨海湿地等存在生态系统退化问题，调节和防灾减灾功能无法充分发挥。另外，我国渤、黄、东海存在全球著名的大面积滩涂，滩涂也是滨海湿地的重要一类，具有类似的宝贵生态服务功能。然而以往我国社会及地方政府常常认为其为“荒滩”，滩涂所受到大规模毁坏的程度并未包含在上述统计中。

十八大之后，我国开始重视滨海生态系统的宝贵生态服务功能，有关部门开展了一系列保护和修复滨海生态系统的规划和措施，如大力地控制陆源污染、划定生态保护红线、严格限制围填海、建立保护区、实施生态修复等。在此过程中，就像国际上面对恢复滨海生态系统健康的经验一样，如何有效地修复滨海湿地始终是讨论的热点。国际上的实践表明，在条件适合的温带浅海，围绕牡蛎礁保护和修复来恢复滨海生态系统健康不失为一个有效的办法。本报告的目的在此。

牡蛎本身能给人类提供优质蛋白，而就像热带的珊瑚礁一样，牡蛎礁的结构性礁体也能作为一些温带海洋生物生活史中某一阶段的优良栖息地，支撑了生物多样性。因此，牡蛎又被称之为该海洋生态系统的“关键物种”或“基石物种”（keystone species）。牡蛎是很有效的滤食性动物，礁上的牡蛎能有效地净化海水，因此在牡蛎礁附近的海草床能健康生长。牡蛎礁也能增强沿岸盐沼滩的抗风浪韧性能力。这些都是牡蛎礁所提供的重要生态服务功能。

牡蛎礁的修复工作在美国已进行了几十年。由于认

识到牡蛎礁的多种重要生态服务功能，近 20 年来欧洲也积极开展类似工作。为了积极有效地推动这些修复工作，有关政府部门如美国的大气海洋局（NOAA）和欧洲各国政府有关部门间的本地牡蛎修复联盟（NORA），民间组织如大自然保护协会（TNC）等，曾联手提出过一些指南性的手册。

在大自然保护协会（TNC）中国项目的支持下，本报告很好地汇集和综述了国内外在牡蛎礁保护与修复领域的相关研究和实践，可以作为开启我国牡蛎礁科学保护和修复的基础。同时，从报告的论述也可以看出，保护和修复牡蛎礁的科学认知还存在着明显的研究需求，可以为有关学者和管理部门进一步开展相关工作提供科学依据和思路，如牡蛎礁生态系统的基本机理机制、群落发育动态、物种间的互惠和竞争关系等，甚至更进一步研究如除了牡蛎礁外是否能启动其他造礁贝类的礁体保护与修复工程等。

每年的 3 月 3 日是世界野生动植物日，它今年的口号是“恢复关键物种，修复生态系统（Recovering key species for ecosystem restoration）”。本报告在今年出版，很好地响应了这个号召。



苏纪兰 院士

自然资源部第二海洋研究所研究员、名誉所长

序二

中国拥有 18000 公里绵长的大陆海岸线，其上分布着红树林、海草床、珊瑚礁、盐沼湿地和入海河口等重要而多样的生态系统。过去五十年里，海岸带为中国经济发展做出了巨大的贡献，但也由于污染、气候变化、开发建设等人为活动，受到了严重的破坏而退化。为了逆转这一趋势，2015 年以来，中国政府及相关部门出台了一系列的海岸带整治修复和保护的政策与行动规划，包括《关于加强滨海湿地保护严格管控围填海的通知》《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021-2035 年）》《海岸带生态保护和修复重大工程建设规划（2021-2035 年）》《红树林保护修复专项行动计划（2020-2025 年）》等。

在这些栖息地中，被誉为“生态系统工程师”的牡蛎礁却是一个在全球范围内都长期被忽视但非常重要的海岸带栖息地。其复杂的空间结构为其它海洋生物提供了庇护、觅食、繁殖和生长的基础环境，同时它也发挥着净化水质、减少岸线侵蚀和一定程度上减灾防灾的生态效益。

在过去 20 年间，大自然保护协会（TNC）在牡蛎礁保护和修复上做了大量的工作，主要贡献是：1）为牡蛎礁的保护和修复提供了一系列的科学依据。这包括牡蛎礁栖息地的全球状况及其生态系统服务功能的量化，各类科学修复工具和修复指南的开发，如 2 份贝类礁体栖息地的修复指南（2006 版和 2019 版）和《牡蛎礁栖息地修复：监测评估指导手册》等；2）在各个国家和不同海区进行了大量的保护和修复实践。我们在全球范围内开展了超过 200 个牡蛎礁及其它贝类礁体修复项目，在中国大陆和香港地区、美国、澳大利亚、新西兰以及英国和德国等国家都有相关工作得到开展；3）为牡蛎礁栖息地的保护和修复进行创新性的融资，

例如在疫情期间与美国牡蛎养殖户合作牡蛎礁修复项目，既帮助养殖户渡过疫情的经济难关，也使自然栖息地获得修复材料。

我们希望把这些宝贵的全球经验带到中国，并由专家们发展出适合中国生态和社会条件的保护和修复的理论和方法，为此，自然资源部国土空间生态修复司建议 TNC 协同中国在该领域的专家学者共同撰写《中国牡蛎礁栖息地保护与修复研究报告》。尽管相关资料和研究有限，但该报告梳理了中国牡蛎礁栖息地分布、主要造礁物种、现有保护和受威胁状况和已实施的修复实践，并结合现状给出了相应的对策建议。希望这份报告可以为政府部门、科研学者和其他相关人员在未来牡蛎礁保护与修复的工作上提供科学支撑和决策参考。

生态系统的保护和修复是个系统工程，在这个过程中，我们需要充分调动各方面的社会力量，从政策、科研、资金和社会参与等方面贡献到保护和修复的工作中来。《中国牡蛎礁栖息地保护与修复研究报告》就是这样一个尝试，感谢报告工作组的专家们为此付出的努力，让我们继续为牡蛎礁的保护与修复工作贡献各方面的力量。



马晋红

大自然保护协会（TNC）中国项目首席代表

前言

牡蛎礁是广泛分布于全球亚热带和温带河口、海湾和潟湖的海岸带栖息地，也是全球退化较严重的海岸带栖息地之一。全球对这一栖息地的研究和保护起步较晚，在2000年左右才开始形成一些全球共识。即便如此，有很多相关研究都表明，牡蛎礁生态系统因其独特的结构化特征以及牡蛎本身的生物学特性，这个栖息地为维持近海的生物多样性和生态系统稳定提供了重要的生态系统服务功能。特别值得一提的是，牡蛎礁作为多种海洋生物的繁殖地、育幼场和庇护场所对于渔业资源的养护尤为重要，能够通过提供生境，促进渔业生产。

牡蛎礁广泛分布于中国沿海地区由南到北的潮间带和浅水潮下带区域。中国有千年的牡蛎采集和养殖历史，是经济水产的重要部分。中国对牡蛎礁保护的探索始于本世纪，2000年以后陆续建立了几个以保护牡蛎礁为目标的海洋保护地，如江苏海门蛎岬山国家级海洋公园和天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区。2020年发布的《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则》以及《海岸带生态减灾修复技术导则》等团体标准，将牡蛎礁作为一种重要海岸带栖息地，提出了专章专节的技术指南。2021年7月，自然资源部办公厅印发的《海洋生态修复技术指南（试行）》，将牡蛎礁生态修复纳入其中，提出了牡蛎礁生态修复的原则、修复流程和措施等技术要求。但由于相关资料和研究的缺乏，中国尚没有一部关于牡蛎礁的专著。相较于红树林、海草床和盐沼湿地等其他海岸带栖息地类型，牡蛎产卵、孵化、漂流和着床的生活史、牡蛎礁带来的在水质、生物多样性、渔业资源等方面的重要生态系统服务功能还没有得到充分认识，相关的保护和修复工作也还没有得到系统性的开展。

在此背景下，《中国牡蛎礁栖息地保护与修复研究报告》（以下简称《研究报告》）项目于2021年初在自然

资源部国土空间生态修复司的建议下启动。该报告的目的旨在通过现有资料和专家知识，系统梳理中国牡蛎礁栖息地的主要分布和现状，及各沿海地区已经开展的保护修复工作和相关研究。本报告也概述了中国牡蛎礁栖息地保护与修复面临的问题和困难，并结合现状提出了未来牡蛎礁栖息地保护和修复的优先领域和行动建议，旨在为相关管理部门、科研单位开展下一步工作提供科学支撑和决策参考。

大自然保护协会（TNC）在美国、欧洲以及澳大利亚都开展了多年的牡蛎礁保护和修复工作，此次《研究报告》的撰写由TNC牵头，联合多位专家学者，分别根据各自的专业领域，对报告的相关内容进行了撰写，其中各章节分工如下：第一章王月、程琨和刘青，第二章刘青、程琨、张朝晖和王福，第三章李莉、王威、王福、张祎、全为民、肖述和刘青，第四章张朝晖、程琨和王月，第五章刘青、全为民、罗刚、王威和张朝晖，第六章王月和张朝晖，第七章程琨、刘青和肖述。程琨、刘青和王月组织协调了全书编写工作，并审阅、校对了全书章节。此外，苏纪兰院士、周朦教授和张国范研究员为报告提供了评审和修改意见，林存炎、罗明、温国义、王海艳、徐晓甫、徐欣、靳彤、单良、罗永梅、Boze Hancock、Chris Gillies、Simon Branigan、Alice Howie 和 Paco Martinez-Baena 为本书编撰过程提供了帮助与支持，特此感谢。如前所述，由于各方面的条件所限，《研究报告》仅是中国牡蛎礁栖息地现状的综合性描述和分析，这一领域是中国海岸带栖息地研究的巨大空白，还有待于专家学者对这个珍贵的栖息地进行全面系统性的研究，希望本报告能为关注牡蛎礁生态系统的部门和专家提供一些基础信息。

执行摘要

贝类礁体（shellfish reef）是海岸带一种典型的栖息地，而牡蛎礁（oyster reef）则是其中重要的类型。牡蛎礁是由牡蛎相互固着生长而形成，具有独特的结构特征，为多种海洋生物提供了繁殖、育幼和庇护的场所。牡蛎礁还具有多重重要的生态系统服务功能：由于牡蛎的滤食性特征，牡蛎礁具有改善水体清澈度和减轻富营养化的效益；牡蛎礁还能够消减近岸波浪能量，从而减少岸线侵蚀；又因其为渔业目标物种提供生境，牡蛎礁还能增加渔业产量。然而，这一曾经在全球温带和亚热带地区广泛分布的海岸带栖息地正面临大幅的退化，据研究估计，过去五十到一百年间全球牡蛎礁栖息地退化了 85%。中国的牡蛎礁状况也不容乐观，有限的文献信息显示，部分地区的礁体退化程度超过 70%，亟待开展更多保护和修复的工作。然而，中国牡蛎礁栖息地的相关调查和研究工作起步较晚，尽管一些早期研究认为中国海岸带从南至北都有牡蛎礁的分布，但具体情况未知且生态学研究十分有限，这在一定程度上导致政府部门、科研人员和公众对牡蛎礁缺乏关注，也因此其保护与修复工作往往得到的政策和资金支持有限。

为填补该领域的空白，《研究报告》旨在系统性地梳理中国牡蛎礁的分布现状、概述其保护与修复政策与进展，并提出未来工作的优先领域和行动建议。首先，《研究报告》通过综述现有文献和整合专家意见，详细地整理了渤海湾、黄海、东海和南部沿海地区已知的牡蛎礁信息，包括分布范围、主要物种、现存状况、变化趋势、受威胁程度以及保护与修复进展等。研究发现，中国沿海地区的至少八个海域仍分布着天然的牡蛎礁生态系统，如天津大神堂和江苏小庙洪牡蛎礁等。此外，本报告也概述了中国牡蛎礁相关的保护地

体系和修复工程规划，并收录了目前比较典型的实践经验与案例，如浙江三门和长江口的牡蛎礁修复试点研究。最后，通过总结和分析以上信息，分析了中国牡蛎礁现阶段保护和修复工作在认知、政策、管护、修复技术、研究和资金支持等方面存在的不足，提出了相关对策建议：

优先领域一：提升全社会对牡蛎礁及其生态功能重要性的认识，在管理决策、工程设计及实施中予以倾斜。

- 行动 1：将牡蛎礁作为与红树林、珊瑚礁、海草床、盐沼并列的典型海岸带栖息地类型之一，纳入海洋和海岸带的相关保护和修复政策中。
- 行动 2：动员社会力量广泛参与牡蛎礁保护与修复，加强牡蛎礁的科普宣传工作。

优先领域二：探索制定牡蛎礁保护与修复专项行动计划，系统开展保护与修复工作。

- 行动 3：制定中国牡蛎礁保护与修复专项行动计划。

优先领域三：将保护优先、合理利用作为着力点，加强对现存牡蛎礁的保护与管理。

- 行动 4：对分布有牡蛎礁的现有海洋保护地及周边海域加强管理。
- 行动 5：在合适区域新建牡蛎礁保护地或以其他形式进行保护。
- 行动 6：在对牡蛎资源有可持续利用需求的地区加强管理，限制无序捕捞及过度采苗活动。

优先领域四：通过开展修复试点，制定并逐步完善牡蛎礁修复技术体系，形成效果导向、因地制宜的实际行动指南。

■ 行动 7：选择适宜方法开展牡蛎礁修复的试点研究，为大规模牡蛎礁修复积累科学数据。

■ 行动 8：制定牡蛎礁修复技术体系和操作手册，并对相关机构和单位开展培训。

优先领域五：建立起以科技支撑、资金保障及多元主体参与的体系，确保牡蛎礁保护与修复的顺利实施。

■ 行动 9：设立牡蛎礁相关的系列科技攻关专题项目，提升对牡蛎礁生态系统的科学认识。

■ 行动 10：加强对牡蛎礁生态系统保护与修复的

资金投入。

■ 行动 11：建立中国牡蛎礁保护与修复研究和应用网络，促进能力建设和学术交流。

虽然中国牡蛎礁保护和修复的工作起步较晚，但随着政府部门在生态保护和修复上的投入逐步增多，特别是《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021—2035 年）》《海岸带生态保护和修复重大工程建设规划（2021—2035 年）》等一些长期顶层设计政策的发布，将大大增强中国海岸带栖息地保护和修复力度。希望这份报告能够促进牡蛎礁作为海岸带栖息地重要类型被纳入其中，为恢复中国海岸带生态环境健康做出贡献。



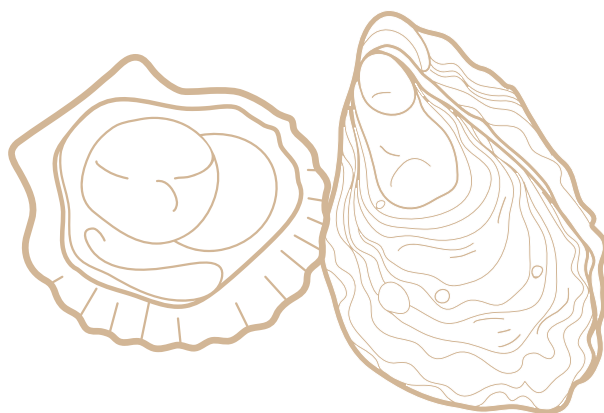
潮下带牡蛎礁，拍摄：Paul Hamer。

1 引言

生物生存和繁衍需要有良好的自然环境，即栖息地。近年来，人们逐渐认识到，海洋和海岸带的各类栖息地除了为很多鱼虾蟹等渔业目标物种的幼苗提供栖息场所外，还能提供水质改善、岸线防护等至关重要的生态系统服务功能。同时，人们也深刻地体会到，在海洋和海岸带开展的各类高强度生产活动，已导致这些栖息地正在以前所未有的速度不断退化。因此，各国都在积极地推动海岸带栖息地的保护与修复，而目前这些工作大多集中于人们熟知的珊瑚礁、海草床、红树林和盐沼湿地等栖息地。事实上，以牡蛎礁为主要类型的贝类礁体（shellfish reef）也是很重要的栖息地，能够提供上述多种生态系统服务功能，而且是全球退化最严重的海岸带栖息地之一，亟需我们的关注与保护。

牡蛎礁（oyster reef）又被称为“温带的珊瑚礁”。然而，近一个世纪以来，受过度捕捞、沉积物堆积、水质污染和病害等主要威胁影响，全球 85% 的牡蛎礁已经退化，中国的牡蛎礁状况也不容乐观，依据目前的有限信息，部分地区的礁体退化程度超过 70%（Beck et al., 2011）。为了逆转这一趋势，重新恢复牡蛎礁的生态系统服务功能，海洋保护工作者、科研人员和多方合作伙伴在全球很多地方开展了基于生态、环境和社会等多重因素考虑的牡蛎礁保护和修复行动。现在，

牡蛎礁的生态修复已经成为一项技术可行的全球实践，在北美洲沿海地区、亚太地区以及欧洲大陆的海岸带均有开展，从小规模的修复实践到海湾、河口等大尺度的修复规划和实施都已积累了经验。本报告旨在通过现有资料和专家知识，系统梳理中国牡蛎礁栖息地的主要分布和现状、概述中国牡蛎礁栖息地保护面临的问题和困难，并结合现状提出未来牡蛎礁栖息地保护和修复的优先领域和行动建议，为相关管理部门下一步的工作提供科学支撑和决策参考。



2

牡蛎礁 生态系统的重要性



生长于潮间带滩涂上的牡蛎礁，拍摄：Erika Nortemann/TNC。

2.1 牡蛎礁生态系统概述

2.1.1 牡蛎礁定义与特征

由高密度牡蛎或贻贝等双壳类软体动物形成的三维结构是海岸带栖息地的一种典型类型，名为贝类礁体（shellfish reef）。它们广泛分布在全球温带和亚热带地区的海湾、河口和潟湖等地，包括潮间带或潮下带的礁体或礁床形态。其中，牡蛎礁（oyster reef）是贝类礁体的一种典型代表，因其带来的多重生态效益，牡蛎被喻为“生态系统工程师”（如：Fitzsimons et al., 2019）。

明确的牡蛎礁定义是开展牡蛎礁保护与修复工作的前提，它决定了牡蛎礁生态调查的范围、保护和修复的目标、以及监测与成效评估指标。出于不同的科学研究和资源管理目的，国际上对牡蛎礁的定义有些为宽泛的定性描述，有些则基于研究数据作定量描述（见专栏 -1），但总的来说，**牡蛎礁是由牡蛎物种不断固着在壳上，聚集和堆积而形成的生物性结构，为海岸带生态系统提供了基础结构性栖息地**（Fitzsimons et al., 2019）。其生态系统是由硬质礁体、泥沙、海草、海藻、其他贝类物种、藤壶和其他生物等组成的具有多样性、互相连接的生境。为指导中国海岸带牡蛎礁生态系统现状调查与评估工作，中国海洋工程咨询协会发布的《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则 第7部分：牡蛎礁》**将牡蛎礁定义为由活体牡蛎、死亡牡蛎的壳及其它礁区生物共同堆积组成的聚集体；而牡蛎礁生态系统则代表由栖息于牡蛎礁的生物与环境共同构成一个相互作用的整体**（T/CAOE 20.7-2020，定义 3.1）。

牡蛎礁常见的形态特征可大致归纳为高密度、连续或间断的牡蛎分布；可由单种或多种牡蛎物种组成；可生长在潮间带或潮下带（Gillies et al., 2015）。牡蛎礁可呈现多种结构特征，不同造礁物种、不同环境影响下形成的结构会呈现高矮不同的形态。通常，我们将结构的垂直高度大的称为“牡蛎礁（oyster reef）”；结构低矮、与周围环境相比高度小的则称为“牡蛎床

（oyster bed）”；牡蛎固着并聚集生长在红树林根系等其他硬质结构上所形成的次生结构则称为“牡蛎聚集体（oyster aggregation）”（Gillies et al., 2015；Beck et al., 2009；也见专栏 -1）。

专栏 -1:

国际上有关贝类礁体和牡蛎礁定义与特征的描述

Beck et al.（2009）为评估全球贝类礁体生长状况，基于牡蛎或其他底栖贝类所形成栖息地的结构特征，将其细分为三类：1）垂直高度明显的（ $>0.5\text{m}$ ）称为礁体（reef），例如美洲牡蛎（*Crassostrea virginica*）、长牡蛎（*C. gigas gigas*；即太平洋牡蛎）和其他巨蛎属（*Crassostrea*）物种形成的栖息地；2）礁床（bed）则整体垂直高度较低（ $<0.5\text{m}$ ），常生长在没有明显结构特征的硬质滩涂，常见的礁床造礁物种包括如奥林匹亚牡蛎（*Ostrea lurida*）和欧洲平牡蛎（*O. edulis*），类似的栖息地还有翡翠贻贝（*Perna viridis*）形成的贻贝床（mussel bed）；3）底栖贝类附着并聚集生长在其他硬质结构上所形成的次生结构，称为“聚集体”（aggregation），例如生长在浅滩礁石或红树根系上的牡蛎，常见的物种包括悉尼岩牡蛎（*Saccostrea glomerata*）和艾氏牡蛎（*Crassostrea iredalei*）。

Baggett et al.（2014）在牡蛎礁栖息地（即牡蛎礁或床）修复监测与评估手册中，将自然的牡蛎礁栖息地定义为“由牡蛎高密度聚集生长所形成的潮间带或潮下带、表面具有显著复杂性的生物性结构栖息地。其中，比周围基质高出 0.2m 以上的称为牡蛎礁，低于 0.2m 的称为牡蛎床”。此外，也明确**牡蛎礁栖息地修复是指“建立或重新建立一个牡蛎礁栖息地的过程。该栖息地随着时间的推移，其结构和功能应与自然状态下的栖息地相似”，既包括将自然但退化的牡蛎礁栖息地修复到以前的状态，也包括建造一个全新的牡蛎礁栖息地。**

Kasoar et al.（2015）为调查拉姆萨尔（Ramsar）湿地中贝类礁体栖息地现状，在既往定义的基础上，将贝类礁体定义为“由活的双壳生物作为优势物种形

成大面积的生物性栖息地，其硬质壳形成的复杂结构支撑着一个独特的生物群落，并随着时间推移而持续存在”。此外，这一概括性定义进一步扩充说明：1）“大面积”通常指由多个斑块组成，其中至少一些斑块的面积大于5m²；2）“优势物种”指栖息地内至少25%的面积由活的贝类所覆盖。尽管死亡的贝壳在一段时间内可能进一步增加栖息地的结构，但是如果没有新的活体贝类补充，结构性栖息地不可能持续存在；3）“独特的生物群落”是指由周围群落中少见的或不存在的物种及其相互作用所构成的生物群落；4）“持续存在”是指生物群落可能存活十年或更长时间。

Gillies et al.（2015）综述澳大利亚贝类礁体历史与现存分布状况的报告中，基于澳大利亚的情况，将贝类礁体定义为“牡蛎和/或贻贝在潮间带或潮下带，高密度生长所形成的三维栖息地”，尽管贝类礁体的外观特征可能有所差异，但它们具有以下共同特征：1）为附着生物和游泳生物提供栖息庇护场所，具有结构复杂性和高度的生物多样性；2）通过新老贝壳的不断凋亡更新，礁体外形和生物量随着时间的推移而逐渐增长（受潮汐暴露限制与收获时除外）；3）为其他生物提供食物，无论是直接被食用，还是其上生长的附着生物被食用。

对澳大利亚牡蛎礁更进一步的研究发现，尽管由小蛎属（*Saccostrea*）的悉尼岩牡蛎形成的潮间带礁体高度普遍较为低矮，且有些牡蛎密度较低、呈零散不连续状（见图2-1），但这类牡蛎礁也具有显著提升生物多样性的效益，其礁体上的大型底栖生物群落对比附近光滩，平均密度提高了 17400 ± 1637 个/m²，生物量（以无灰干重，ash-free dry weight（AFDW）计量）提升 94 ± 8 g AFDW m⁻²，以及生产力提升 283.7 ± 30.1 g AFDW m⁻² yr⁻¹，以腹足纲动物为最（McLeod et al., 2019）。而由牡蛎属（*Ostrea*）的安加西牡蛎（*O. angasi*）形成的潮下带具一定高度的礁体也具备相似的生物多样性效益，礁体上鱼类与大型底栖生物的丰度与多样性比临近光滩可高出三倍（Crawford et al., 2019）。因此，Gillies et al.（2020）按照世界自然保护联盟（IUCN）生态系统红色名录标准，对澳大利亚牡

蛎礁保护现状进行评估时，将这两种属的牡蛎形成的栖息地定义为同一生态系统，既包括低矮礁床也包括有高度的礁体。

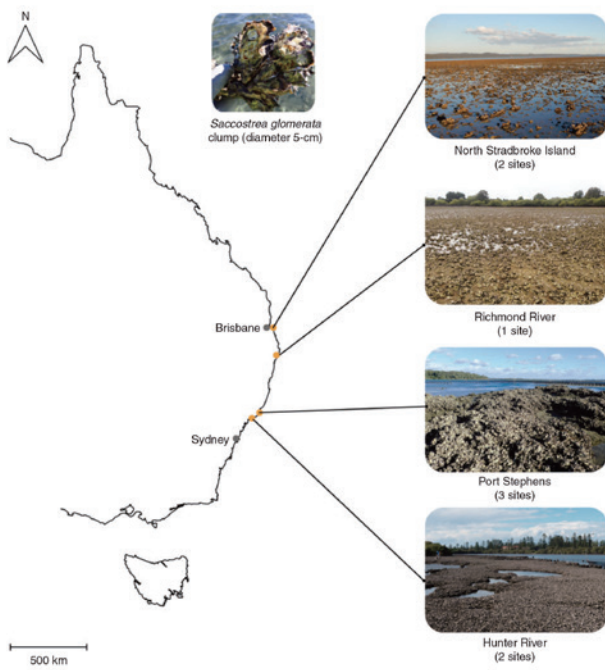


图 2-1：澳大利亚东海岸由悉尼岩牡蛎形成的牡蛎礁栖息地，由上至下为 North Stradbroke 岛沙质滩涂上零散分布的低密度丛生牡蛎、Richmond 河泥质滩涂上零散分布的丛生牡蛎、以及 Port Stephens 和 Hunter 河泥质滩涂上连片的高密度牡蛎礁床。对比临近光滩，这几处牡蛎礁栖息地上大型底栖生物群落的密度、生物量和生产力均有显著提升（McLeod et al., 2019）。

本报告出于综合性描述中国牡蛎礁栖息地现状的目的，尤其考虑到需要涵盖南部沿海地区较为常见的由小蛎属牡蛎物种形成的栖息地类型（详见 3.5），将采用上文提及的 Fitzsimons et al.（2019）对牡蛎礁的定义描述，即不对礁体上的牡蛎丰度等特征进行定量界定，也不量化礁体垂直高度而对其结构类型作出具体区分。考虑到中国沿海牡蛎礁栖息地分布现状，本报告中所述的牡蛎礁将具有一定垂直高度的牡蛎礁、垂直高度相对较低的牡蛎床和牡蛎聚集体均包含在内。

此外，在中国两广地区的沿海滩涂上，当地养殖户开展着规模化的、依赖于天然采苗的投石和插桩式养

殖实践，主要养殖物种为香港牡蛎（*Crassostrea hongkongensis*）和近江牡蛎（*C. ariakensis*），其中一些养殖区因各种原因而长年废弃（如图 2-2）。考虑到**废弃养殖区**遗留的石块、石条或水泥条上也会固着天然牡蛎幼苗，从而在一段时间后，于滩涂上形成一定程度的三维结构，且在**结构与功能上趋向于自然状态**¹，故**本报告也将这类养殖促成的生物性结构纳入牡蛎礁范畴**。近年来，一些海洋牧场结合海域自然环境条件，通过投放人工构件构建以牡蛎礁为主的贝藻礁生态系统，并以此作为水生生物栖息地，经营以增殖放流的渔业苗种（如鱼类、脉红螺、海参等）为主要收获对象的养殖活动。**这些新构建的、以收获非牡蛎物种为主要经济目标的人工礁体，本报告也纳入牡蛎礁范畴**。

未来，随着国内牡蛎礁调查研究的不断深入，有必要结合中国的牡蛎礁特征，对其定义进行定量和细化，以指导保护与修复工作的开展。

2.1.2 牡蛎的生活史及牡蛎礁的形成²

牡蛎是底栖的固着生物，成年后固着在硬质的底质物上并失去运动能力，所以其种群分布极为依赖高繁殖能力和利于传播的浮游幼虫阶段。而牡蛎生活史的各个阶段都会对牡蛎礁形成、生长和退化造成影响，因此了解其生活史也将有助于判断牡蛎礁保护和修复的可行性。

牡蛎的繁殖方式分为卵生型（oviparous / broadcast）和幼生型（larviparous / brooder）两种。**卵生型**牡蛎包括巨蛎属和小蛎属物种，如近江牡蛎、长牡蛎和棘刺牡蛎（*Saccostrea echinata*）等；而**幼生型**的主要代表为牡蛎属物种，如密鳞牡蛎（*Ostrea denselamellosa*）、欧洲平牡蛎和安加西牡蛎等。

牡蛎的繁殖期具有周期性，具体季节因物种和地区差异而有所不同，当温度与食物供给条件合适时产卵，

1 依据专栏 -1 中 Baggett et al.（2014）对牡蛎礁栖息地修复的定义，即：建立或重新建立一个牡蛎礁栖息地的过程。该栖息地随着时间的推移，其结构和功能应与自然状态下的栖息地相似。

2 本章节内容节选和编撰自 Bayne（2017）出版的《Biology of Oysters》，更多书籍信息请见参考文献。

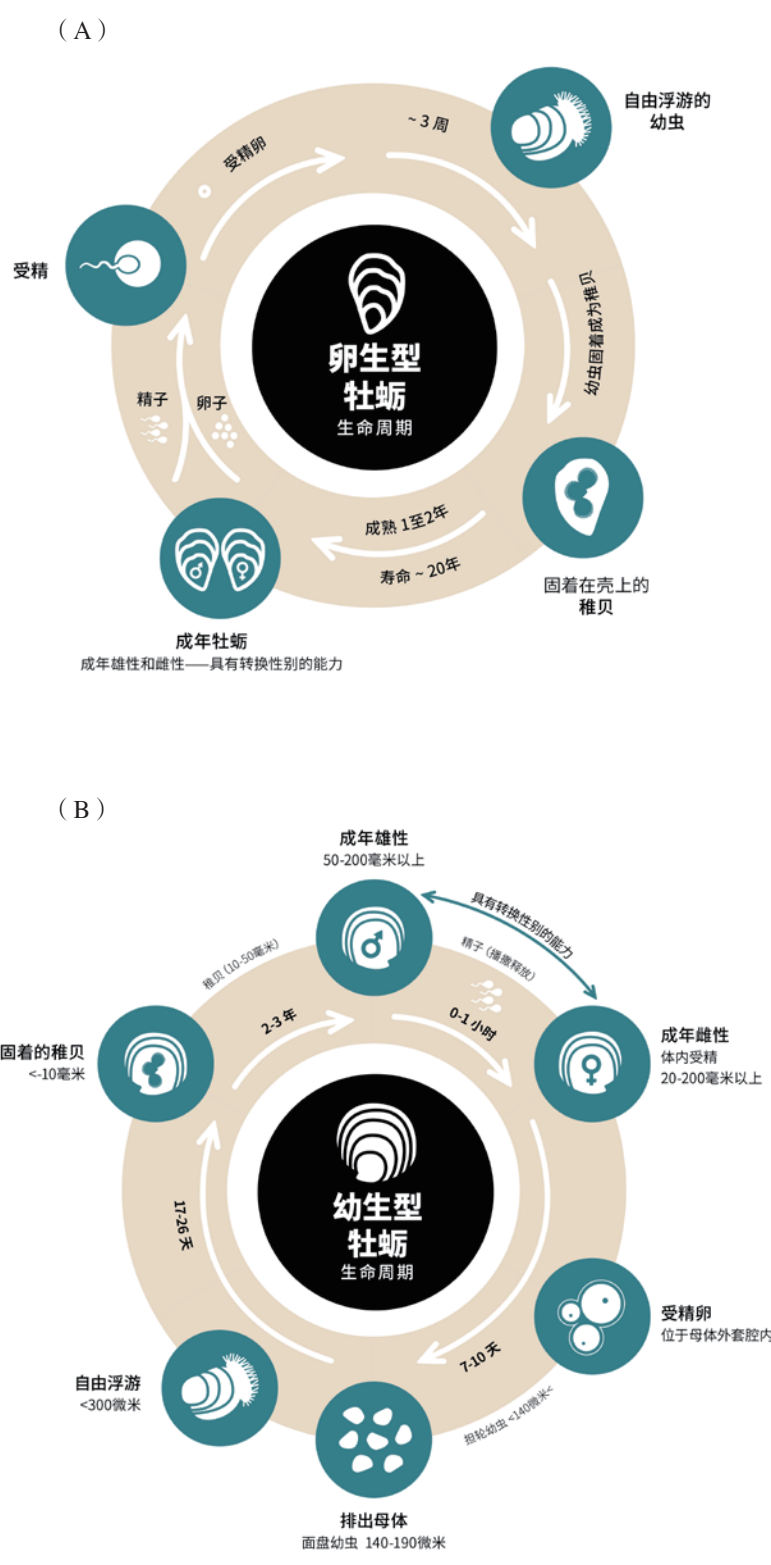


图2-2: 中国香港深圳湾沿岸，废弃的牡蛎养殖区内由活体牡蛎和遗留的石块、石条或水泥条在滩涂上形成了结构上近似牡蛎礁的三维结构，拍摄：Derek Tang。

一般在水温升高的春夏季，且一年不止一次。同时，一些种类的成年牡蛎具有雌雄同体的特点，大多数种类具有性别转化的能力。**卵生型**物种一般会先发育成雄性再转变为雌性，很少逆转，且通常会度过一段性别稳定的时期。例如长牡蛎随着年龄增长，种群中的性别比例逐渐由年轻时雄性占 70% 变为由雌性占多数（可高达 80% 以上）。而**幼生型**牡蛎则会在雌性与雄性间频繁地循环转换，且在同一年内，可能以不同性别各繁殖一到两次。牡蛎性别发生变化也被发现与食物供给和水温等因素相关。如有关长牡蛎的研究发现，当食物供给匮乏时，雌性牡蛎更倾向转化为雄性。

在繁殖过程中，**卵生型**的牡蛎会由成熟亲贝将精细胞或卵细胞直接排到体外，之后的受精与整个幼虫发育阶段均发生在水体中，幼虫以浮游植物为食（见图 2-3A）。而**幼生型**的牡蛎在繁殖过程中，卵子成熟后则会排到母体外套腔内鳃叶间受精并孵化，在早期幼虫发育阶段完成后，面盘幼虫才会被排出母体体外开始浮游生活（见图 2-3B）。幼生型繁殖的优势在于，幼虫得以推迟进入浮游阶段从而提升幼虫发育到变态期间的成活率。卵生型牡蛎一次的产卵量一般可达几百万乃至上亿粒，而幼生型则可孵化多达数十万至数百万只幼虫。

随着自由浮游的幼虫发育，幼虫会选择固着基进行固着和变态。浮游阶段的牡蛎幼虫具有一定的游泳能力，口前纤毛可以提供推动力，也可以通过控制正、负和中性浮力调整水中运动姿态和位置。同时，海水动力也强烈影响着幼虫传播，如潮汐、海流、物理分层、垂直混合等作用，这些被动运输机制结合其自身游泳能力，决定着幼虫在水体中的分布。当足够接近海床时，幼虫具有判断和选择底质物的感知器官，能否固着取决于水流强度以及底质是否利于稚贝生长和生存。固着有时会发生在幼虫首次接触硬质底质物时，也可能是在经过多次往复尝试并最终找到合适的底质物后。此时的牡蛎会以左壳固着在固着基上，从取食的浮游幼虫形态转变为底栖稚贝，生出用于滤食的鳃丝和钙质的次生



壳；此后再经过生长成为具繁殖能力的成年牡蛎。

牡蛎倾向于与同一物种的多个个体组成集群，最终形成牡蛎礁。这可能是因为牡蛎礁高于沉积层的三维结构能更好地远离底层无氧环境、泥沙淤积和其他附着生物的影响。因此，在幼虫选择固着基时，最佳选项就是同物种的贝壳。这也意味着，在修复牡蛎礁栖息地时，也需要考虑使用适宜牡蛎固着的底质物，以吸引幼虫进行固着，从而增加补充量。

2.1.3 牡蛎与牡蛎礁生长发育的影响因素

牡蛎礁的生长发育受环境因素、生物因素与近海人类活动的相互影响。环境因素包括水质（如盐度、溶解氧、温度、悬浮颗粒、pH 值）、地貌特征（如底质类型、水深、坡度、侵蚀作用），生物因素包括牡蛎幼苗补充量、饵料（浮游藻类）供应、病害、捕食强度和竞争强度（Howie et al., 2021）。其中，评估牡蛎礁生长状况和修复牡蛎礁时需优先考虑的主要因素为盐度、溶解氧、底质类型和幼苗补充量等（Theuerkauf et al., 2016; Boswell et al., 2012）：

- **盐度**：不同牡蛎物种的适宜盐度范围有所不同，造礁牡蛎对水体盐度的喜好影响了牡蛎礁的分布以及局部地区礁体上的牡蛎密度。一些牡蛎只能适应偏高盐度海区，如舌骨牡蛎属（*Hytissa*）牡蛎和欧洲平牡蛎；而美洲牡蛎、近江牡蛎和香港牡蛎等更适应于较低盐度海区，但对盐度的耐受性范围较广。尽管一些牡蛎物种短期内可耐受高盐或低盐，但在不适宜的盐度环境中牡蛎通常是脆弱的，影响其抗病能力和存活率，例如高盐（30-35 psu）环境会增加捕食、竞争和病害对河口区牡蛎带来的生存压力（Ridge et al., 2015）。
- **溶解氧**：溶解氧通常是潮下带牡蛎的生长限制因子。在一些水深过深的区域，可能会发生低氧和缺氧的情况，特别是在雨季，会导致牡蛎的高死亡率（Boswell et al., 2012）。
- **底质类型**：牡蛎幼苗在经历浮游阶段后，会根

据水体环境中的化学和物理信号，选择合适的硬质表面固着生长。因此，是否存在合适的硬质底质物对牡蛎礁的发育生长十分重要（Boswell et al., 2012）。

- **牡蛎幼苗补充量**：持续充足的幼苗补充量对牡蛎种群维持自我生长是十分重要的。如果水域内没有成年牡蛎的种群分布，牡蛎礁的生长发育将极其受限。此外，如上述牡蛎生活史中所述，潮汐、海流、物理分层、垂直混合等海水动力与幼虫的游泳行为共同影响幼虫传播，从而决定着具有补充量的区域，同时也影响着牡蛎源种群与汇种群间的连通性（Bayne, 2017; Arnold et al., 2017）。

此外，影响牡蛎生长发育的因素还包括：

- **温度**：不同牡蛎物种适应的温度范围不同，也因此其分布纬度有所不同，如分布在中国北方的长牡蛎的繁殖期适宜温度区间为 20-26℃，而分布在中国南方的香港牡蛎繁殖期适宜温度区间则为 24-31℃（T/CAOE 21.6-2020）。一般来说，生长在潮间带的牡蛎在冬夏季节会暴露在接近其临界极限的温度下，而生长在潮下带的牡蛎面对的水温则相对稳定。牡蛎在极端温度下会抑制有氧代谢率，通过较低的无氧代谢维持数日。而当水温过低时，牡蛎个体会停止钙化生长（Bayne, 2017）。
- **饵料供给与悬浮颗粒**：牡蛎通过鳃过滤水体中的悬浮颗粒来摄食生长。这些悬浮颗粒是由初级生产力（浮游和底栖微藻）、生物碎屑、陆源径流带来的颗粒物以及再悬浮的水体底层沉积物构成的异质混合物，其中活的浮游藻类是牡蛎的首选饵料，而超过牡蛎耐受阈值的悬浮泥沙量则会引起牡蛎窒息死亡。因此，水体中悬浮颗粒的成分组成及其浓度是影响牡蛎生长的重要因素（Bayne, 2017）。
- **水深/潮位**：水深和潮间带潮位影响着牡蛎暴露在空气中的时间长短，是影响河口区潮间带牡蛎礁生长的主要因素之一。尽管露出水面会

减少牡蛎摄食时间长短，以及增加暴露在干燥和高温环境的风险，但潮间带也为牡蛎提供了躲避捕食和竞争的避难所（Ridge et al., 2015; Bayne, 2017）。

- **酸碱度（pH 值）：**海洋因吸收人为活动释放到大气中的 CO₂，引起海水 pH 值降低，发生海洋酸化的同时，也导致海水碳酸盐系统发生变化，如碳酸氢根离子浓度升高、碳酸根离子浓度和碳酸钙饱和度下降。这些变化对牡蛎这一钙化生物的生长代谢造成影响，如牡蛎壳体被溶解、成年牡蛎的生长和钙化速率降低、牡蛎幼虫的生长发育不足、异常与死亡率增加（Lemasson et al., 2017）。
- **病害和入侵物种：**寄生于牡蛎的寄生虫、疾病、细菌和病毒有很多种，作用于牡蛎不同生命阶段，其中某些病害会导致牡蛎种群的大量死亡，并寄居于牡蛎礁上很难清除，常见病害包括包拉米虫病（*Bonamia*；见图 2-4）、马尔太虫病（*Marteilia*）、海水派金虫病（dermo）、疱疹（Herpes）、冬季死亡病（Winter Mortality Disease）、昆士兰未知病

（Queensland Unknown, QX）、牡蛎幼贝疾病（Juvenile Oyster Disease）以及多核球未知病（Multinucleated Sphere Unknown, MSX）。例如包拉米虫病这种寄生虫曾经从北美太平洋沿岸引入法国，造成某些牡蛎种群初期死亡率几乎高达 80%；疱疹病毒则在澳大利亚多地重创其牡蛎养殖业，一度造成当地超过 60% 的长牡蛎死亡。而入侵物种也对全球各地牡蛎种群造成威胁，如十九世纪引入欧洲的美洲弓形履螺（*Crepidula fornicata*）大量繁殖，不仅与本地贝类物种竞争食物，产生的废物还会覆盖底栖群落导致其缺氧。而上世纪七十年代作为养殖物种引入欧洲的长牡蛎，目前也已在野外泛滥，对当地牡蛎物种造成干扰（Fitzsimons et al., 2019）。

2.2 牡蛎礁生态系统服务功能

牡蛎礁具有改善水质、提升生物多样性、增加渔业产量和防护海岸线等重要的生态系统服务功能（如图 2-5 所示），因此又被称为“温带的珊瑚礁”。

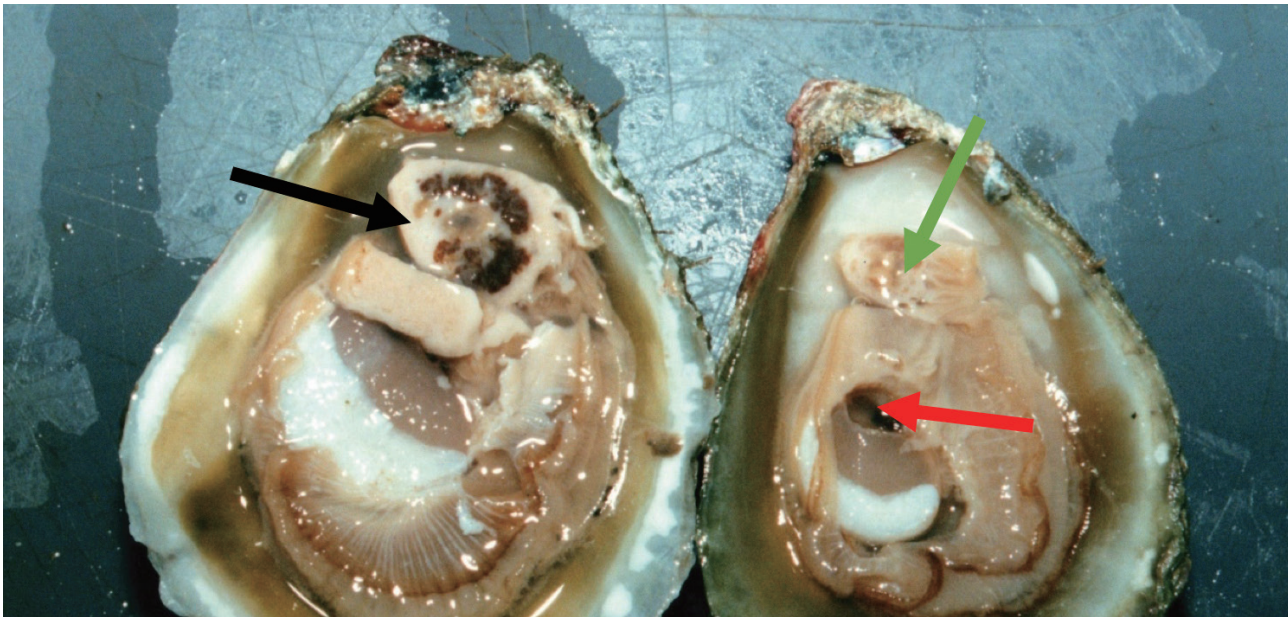


图2-4：布拉夫牡蛎（*Ostrea chilensis*）中的包拉米虫病。左边的健康牡蛎有黑色的消化腺和正常大小的性腺（黑色箭头），右边的牡蛎感染了杀蛎包拉米虫（*Bonamia exitiosus*），消化腺和性腺都相对较小，颜色苍白（绿色箭头），心脏增大（红色箭头），拍摄：Ben Diggles。



净化水体、移除水体中营养物

牡蛎作为滤食性的双壳类动物，主要摄食水体中的浮游植物及悬浮颗粒（包括生物碎屑及悬浮泥沙）。它的滤食活动将水体中的微藻、悬浮颗粒等吸收进体内，可消化的部分经代谢吸收转化为自身组织，代谢废物排泄至海底，而不能消化吸收的物质和颗粒则以假粪便的形式排出并沉积。这一系列过程减少了水体中的悬浮微粒和多余营养物，提高了水体清澈度（如图 2-6）。研究显示，墨西哥湾河口历史上庞大的牡蛎种群能够在水体滞留时间内过滤整个河口体积的水体（zu Ermgassen et al., 2013）。

此外，沉积到海底的有机物也会刺激底栖细菌群落通过反硝化作用将沉积物中的硝酸盐转化为惰性氮气，从而进一步移除水体中的含氮有机物（Cornwell et al., 2016）。Humphries et al.（2016）采用原位监测方法对比修复的牡蛎礁生境与光滩的反硝化作用速率，结果显示在牡蛎礁沉积物上测得的反硝化速率比光滩沉积物高 20 倍以上。

提高生物多样性

牡蛎礁提供的三维结构也为其他生物提供了栖息

环境，比如为固着生活的动物提供固着基，为小型的鱼、虾、蟹等动物提供躲避捕食者的缝隙。再加上微粒沉积带来丰富的食物供应，使牡蛎礁成为多种幼鱼、甲壳类动物和其他生物的理想家园。研究显示，在牡蛎礁上发现的物种数量和丰度通常远超过周围的软质沉积物环境（Grabowski et al., 2007；zu Ermgassen et al., 2016；McLeod et al., 2019）。此外，牡蛎礁过滤水体和稳定沉积物的作用还有助于促进水下植被如海草床的生长恢复（Newell et al., 2004）。

一项对比美国北卡罗莱纳州不同海岸带栖息地生态系统服务功能的研究发现，牡蛎礁上的次级生产力最高（467.3 至 853.7g AFDW m⁻² yr⁻¹），即为大型底栖生物群落提供的栖息地效益，依次高于同区域的盐沼湿地、海草床、潮间带和潮下带滩涂（Wong et al., 2011）。而类似的研究结果也在北美西海岸得到证实，经对比，牡蛎礁对大型底栖无脊椎动物的多样性、密度和生物量带来的栖息地效益高于盐沼湿地（Ferraro et al., 2007）。

渔业增殖

牡蛎礁因其栖息地效益，能够带来渔业资源增长。



图 2-6：香港牡蛎（*Crassostrea hongkongensis*）在实验室环境下 40 分钟的滤水效果，拍摄：Sally Lau。

根据 zu Ermgassen et al. (2016) 研究估算，在美国墨西哥湾地区，对比没有礁体的滩涂，每平方米的牡蛎礁每年能增加约 397g 的鱼类、甲壳类动物产量，其中褐美对虾（Brown Shrimp, *Farfantepenaeus aztecus*）、白滨对虾（White Shrimp, *Litopenaeus setiferus*）、石蟹（Stone Crab, *Menippe mercenaria*）、羊头鲷（Sheepshead, *Archosargus probatocephalus*）等都是该区域重要的渔业经济物种（如图 2-7 所示）。

海岸带防护

牡蛎礁还具有海岸带防护的作用，它消减海浪能、减少岸线侵蚀，并在一定程度上抵御风暴带来的洪水灾害。其护滩促淤的效果也为盐沼湿地的生长提供了合适条件。另外，牡蛎礁会随着海平面上升而向上方

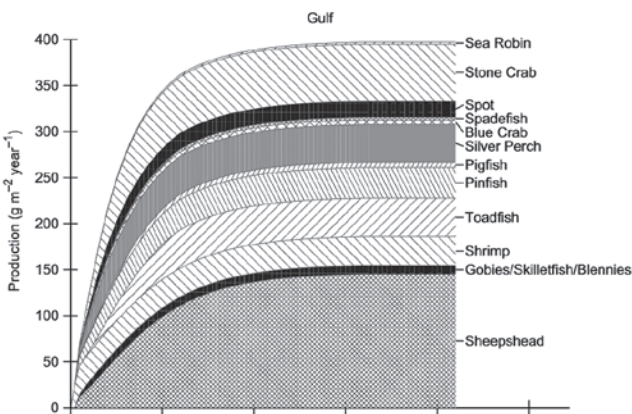


图 2-7：墨西哥湾内牡蛎礁对渔业的增殖作用，横坐标为时间，纵坐标为每平方米的牡蛎礁每年能够增加的渔业目标物种产量（zu Ermgassen et al., 2016）。

生长，增强了海岸线应对气候变化的弹性（Piazza et al., 2005）。牡蛎礁越来越多地被作为自然基础设施的一种，应用于海岸带防护与生态岸线的建设项目中。旧金山湾生态岸线试点项目在潮间带近潮下带区域修复的牡蛎礁和海草床，不仅提高了生物多样性，而且减少了 30% 的波浪能（Judge et al., 2017）。

碳循环与潜在的气候减缓作用

在中国提出力争 2030 年前实现碳达峰、2060 年前实现碳中和的“双碳”目标下，海洋和海岸带生态系统的“蓝色碳汇”效益愈发受到关注，如目前公认的健康红树林、海草床和盐沼湿地的碳汇作用。然而，因为影响牡蛎礁栖息地碳循环的生物、化学和物理过程较为复杂，科研结论尚不明确，牡蛎礁栖息地是碳汇还是碳源仍存在争议。这是因为除了牡蛎作为动物通过呼吸作用排放 CO_2 外，生物钙化过程在形成 1 摩尔碳酸钙壳的同时，也会形成 0.6 摩尔的 CO_2 并最终排放到大气中。同时，随着牡蛎滤水进食过程和礁体生长，牡蛎礁也能促使悬浮颗粒物中的碳被埋藏和储存在沉积层中，即沉积与生物沉降作用（Fodrie et al., 2017; Lee et al., 2020; 如图 2-8 所示）；然而这些沉积物在受到侵蚀和扰动时，其中埋藏的碳将会再次被释放。因此，牡蛎礁上的总碳储存可用下列公式计算：

$$\text{总碳储存} = (\text{生物沉降作用} + \text{沉积作用} + \text{钙化作用}) - (\text{呼吸作用} \text{ CO}_2 + \text{钙化作用} \text{ CO}_2) - (\text{侵蚀} + \text{再悬浮} + \text{矿化作用})$$

了解牡蛎礁碳循环需要对上述不同过程进行量化评估，而相关的研究非常有限。在 Fodrie et al. (2017)

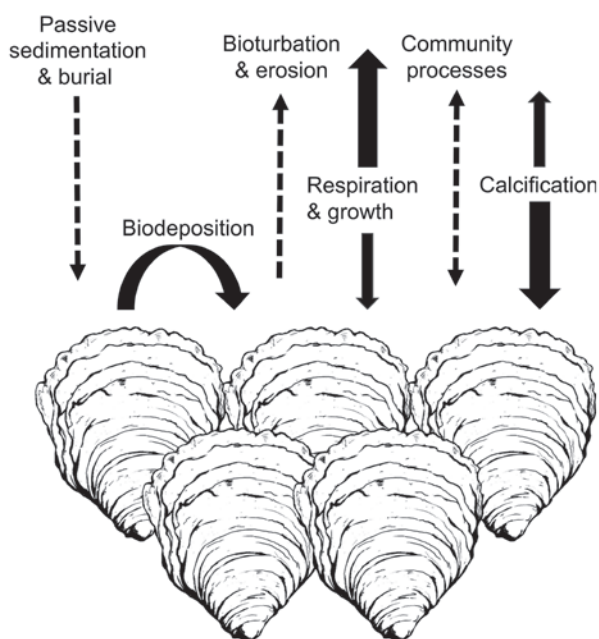


图 2-8：牡蛎礁碳流途径，其中会带来碳吸收与碳储存的途径包括被动沉积、生物沉降作用、生物量生长以及钙化作用；带来排放的途径则包括产生 CO_2 的呼吸作用和钙化作用，以及侵蚀和再悬浮作用；而牡蛎礁上的其他生物所产生的碳吸收与碳排放则整体上达到平衡（Lee et al., 2020）。

对由美洲牡蛎（*Crassostrea virginica*）所形成礁体的碳储量研究中发现，仅部分修复后的牡蛎礁能够形成碳汇，主要与其所处潮位、淹没时间以及活体牡蛎密度相关，具体结果为潮下带滩涂礁体（ $-1.0 \pm 0.4 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）和盐沼湿地附近的裙状礁体（ $-1.3 \pm 0.4 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）呈净碳汇作用；而潮间带滩涂牡蛎礁则为净碳源，释放 CO_2 （ $7.1 \pm 1.2 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）。另一项研究则在实验环境下，模拟了欧洲平牡蛎（*Ostrea edulis*）形成的牡蛎礁对生物沉降和物理沉积过程的促进作用，并通过量化沉积物中的有机碳与无机碳组成比例，判断牡蛎礁带来的固碳作用。结果显示，修复后的活体牡蛎礁能够有效地将水体中的悬浮颗粒物与有机碳运输到海底，每平方米活体牡蛎礁的悬浮颗粒物沉积速率和有机碳沉降速率比死亡后的牡蛎礁分别高 2.9 倍和 3 倍（Lee et al., 2020）。

这些研究为以气候变化减缓为主要目标的牡蛎礁修复工作的规划提供了参考价值，需注意并非所有的牡

蛎礁修复工作都能带来碳汇效益，而目前也缺乏对更多牡蛎物种形成的礁体在碳吸收和碳储存方面的研究。牡蛎礁栖息地受破坏、退化后也极有可能造成原本封存的土壤碳库被释放到大气中，这一过程也需要更多研究；另外，牡蛎礁也可间接地通过保护其他蓝碳生态系统（如盐沼湿地和海草床）免受风暴、洪水破坏，从而贡献到碳中和进程中（Fodrie et al., 2017）。

社会经济价值

牡蛎礁生态系统服务功能也为人们带来许多社会经济效益，例如沿岸社区可从水质改善和海岸线保护中获益，渔民和海钓者则可从鱼类种群增殖和礁体本身对鱼群的聚集作用中获益。海钓消费、休闲渔业和商业性捕获量的增长、海水中多余营养物的减少等都能带来经济收益或减少环境治理成本。

红树林、盐沼湿地、海草床和珊瑚礁等其他海岸带栖息地也具有重要的生态效益。以红树林为例，其生物多样性效益在全球范围内为 341 种濒危物种提供栖息地、为超过 410 万渔民带来小型渔业资源、防护着价值超 650 亿美元的基础设施和 1500 万沿岸社区人口不受海洋灾害影响，同时具有极强的碳汇效益，目前全球红树林具备约 210 亿吨二氧化碳当量碳储存（Spalding et al., 2021）。

而牡蛎礁所能提供的生态效益与这些海岸带栖息地不相上下。尽管研究尺度与上述红树林不同，但 Grabowski et al.（2012）保守估计每公顷牡蛎礁每年带来的生态系统服务功能（不包括收获牡蛎）的经济价值在 5500 美元到 99000 美元之间（以 2011 年市价计算）。其中，每公顷牡蛎礁栖息地通过滤食而净化水体的作用能够促进价值 2584 美元的水生植物生长；促进反硝化作用的经济价值约为 1385 美元到 6716 美元之间；对捕捞业带来的益处价值 4123 美元；而岸线防护则是牡蛎礁最有价值潜力的生态系统服务功能，每年能够带来 85998 美元的价值。

2.3 全球牡蛎礁保护与修复进展概述

2.3.1 全球牡蛎礁分布与现状

2009 年，关于全球牡蛎礁状况的首个综述研究报告发布，人们才开始逐渐关注这一重要的海岸带栖息地。这篇报告集合了相关文献综述、专家访谈以及渔业资源评估等多重信息来源，对比全球 144 个海湾、40 个生态区的历史记录，分析了当前全球牡蛎礁生态系统的健康状况。研究发现，近一个世纪以来，受过度捕捞、沉积物堆积、水质污染和病害等主要威胁影响，全球 85% 的牡蛎礁已经退化，中国的牡蛎礁状况也不容乐观（Beck et al., 2011；如图 2-9）。

牡蛎礁面临威胁和压力

由于牡蛎礁主要分布在近岸海域，容易受到各种因素的干扰和影响，影响其形成、生长、以及造成该栖息地退化的因素可以归纳为（Beck et al., 2011）：

- 1) **环境因素**：主要包括牡蛎礁生长区的水体环境和沉积环境，如海水中石油烃、重金属等污染物会直接影响到牡蛎成活和生长，海水温度、盐度、水体中颗粒物的沉降速度、沉积物的污染程度等，都会对牡蛎产生直接影响。另外，水流速度等水文条件也会对牡蛎礁的形成产生明显影响，特别是对固着前浮游生活的幼虫，会直接影响其固着成功率。
- 2) **生物因素**：主要是牡蛎的食物来源，即浮游植物的生物量，如果水体中浮游植物生物量较低的话，牡蛎的生长就会受到抑制。同时，在海域中牡蛎的捕食者数量也会影响到牡蛎礁的形成，如以牡蛎为食的鳐鱼等肉食性鱼类，玉螺等肉食性贝类，海星等棘皮动物。
- 3) **气候变化**：牡蛎个体对气候和水质的变化都非常敏感（Yoann Thomas et al., 2018），海水的酸化也会导致幼年牡蛎在形成壳体之前死亡，气候条件的改变对于天然牡蛎种群的自然分布会有直接的影响，更是对牡蛎礁的生长发育过程和礁体稳定性产生长期显著的影响。气候变暖引起的海平面上升不仅会改变潮汐周期中牡蛎被淹没的时间，同时也会使牡蛎处于高盐

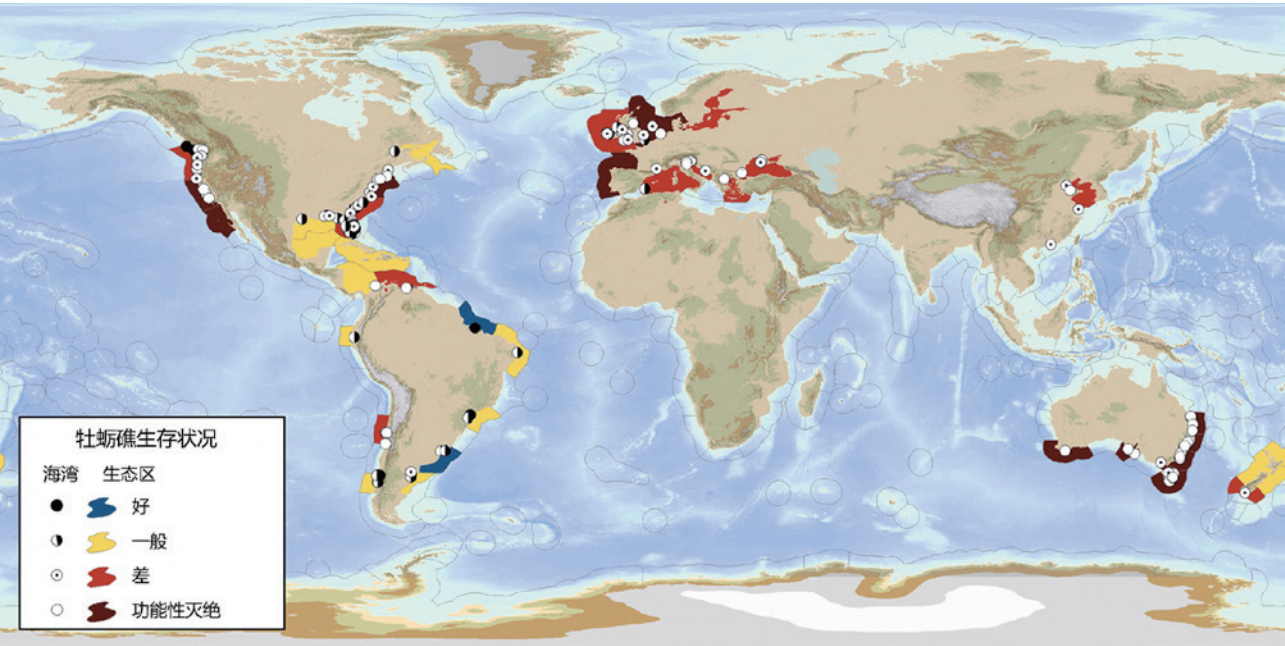


图 2-9：2009 年发布的全球牡蛎礁生存现状的研究结果，图中礁体状况分为：好（退化 <50%）、一般（退化 50-89%）、差（退化 90-99%）和功能灭绝（退化 >99%）。其中由于缺乏数据，仅以国内记载的天津汉沽、山东大家洼和江苏小庙洪的礁体状况，局部评估了黄渤海牡蛎礁生存状况（Beck et al., 2011）。

环境，如果礁体的垂直或向陆侧生长速率无法与海平面上升同步，那么河口区潮间带牡蛎礁的生长将受到威胁（Ridge et al., 2015; Bayne, 2017）。此外，牡蛎礁与其伴生的海草床、盐沼、红树林等系统间存在动态响应关系，在气候变化影响下也会产生逐级扩大的系统性退化现象。

4) 人类活动：人类活动无论对牡蛎个体还是牡蛎礁都会产生极其重要的直接影响，如海岸带开发利用、近岸水体污染、围填海、渔获采捕以及引入人工培育的外来物种和病害。目前来自人类活动的影响是导致牡蛎礁退化的主要驱动因素，主要包括：

- **海岸带开发利用：**随着近年来海岸带人类活动强度的增加，各类海岸工程的建设占用了大量的潮间带和潮下带近岸区域，这些区域往往就是牡蛎礁的天然生长区。此外，海岸工程通过改变近岸海水动力条件，造成近岸的沉积和侵蚀、或河口地区淡水输入的改变，都会影响到牡蛎礁的发育，甚至造成消亡。河口区水体盐度受淡水输入量的直接影响，若淡水输入减少造成水体长时间高盐，河口区的牡蛎礁将因成年牡蛎死亡率增加和幼苗补充显著受损而逐渐退化（Seavey et al., 2011）。
- **近岸水体污染：**受污染或恶化的海洋环境，如营养物和泥沙沉积增加等因素，将直接影响到牡蛎个体的存活和生长，进而影响到牡蛎礁的生长发育，在受污染影响较为严重的海域，牡蛎礁将停止发育并逐渐萎缩。以水体富营养化为例，它不仅增加了初级生产力，也促进了富含有机物的颗粒沉积，这将刺激底栖水层界面的微生物代谢，导致水体底部低氧或缺氧。因此，在水体富营养化时，礁体上的牡蛎生长本应受益于增加的浮游藻类，但却因溶解氧的不足而遭受压力。此外，水体营养物过分增多也会增加不利于牡蛎生长的饵料物种和有害藻类水华的发生率，还可能增加以浮游生物为食的动物丰度，从而增加牡蛎幼虫被捕食的可能性（Bayne, 2017）。

- **过度采捕：**由于牡蛎本身可食并具有一定的经济价值，因此常常有人采捕，如果采捕量过大或者采捕的方式破坏性过大（如底拖网），将会影响牡蛎的种群繁殖和牡蛎礁的结构，从而对牡蛎礁产生直接的影响或破坏。历史上通过采挖牡蛎礁礁体炼制石灰的活动，也会造成类似的直接影响。
- **围填海：**围填海工程对牡蛎礁的影响最大，除海域底质环境被完全破坏外，对包括牡蛎礁在内的潮间带生物群落的破坏基本是不可逆转的。直接占用牡蛎礁生境会造成大部分底栖生物被掩埋、覆盖而死亡，同时受影响海域中的高浓度悬浮颗粒物也会造成牡蛎的死亡。
- **引入外来物种和病害：**由于缺乏天敌或繁殖力更强，养殖的外来物种可能会逃逸或繁殖幼苗到自然环境中形成优势种，替代原自然牡蛎礁的优势种，形成完全不同的牡蛎礁体。人工引入外来牡蛎物种也可能带来病害，从而感染本地种群，产生大量死亡，给本地种群带来毁灭性打击。

2.3.2 全球牡蛎礁修复进展

全球牡蛎礁修复发展历程

全球早期开始关注和修复牡蛎礁的地区主要在美国，特别是墨西哥湾和东海岸，修复物种以美洲牡蛎（*Crassostrea virginica*）为主。二十世纪六十年代，美国开始在墨西哥湾沿岸尝试修复因过度捕捞而退化的牡蛎资源，但直到九十年代左右，这一领域的工作才逐渐增多，并开始关注牡蛎礁在海湾生态系统中发挥的重要生态系统服务功能（Hernández et al., 2018; Netwell, 1988）。自2000年起，美国平均每年建造的美洲牡蛎礁体面积达190公顷（Hernández et al., 2018; 如图2-10）。

近些年，牡蛎礁修复这一领域发展迅速。除美国外，澳大利亚、新西兰、欧洲一些国家以及中国也开始投入资源开展相关研究与实践，所关注的造礁牡蛎物种也从美洲牡蛎和奥林匹亚牡蛎（*Ostrea lurida*），扩展

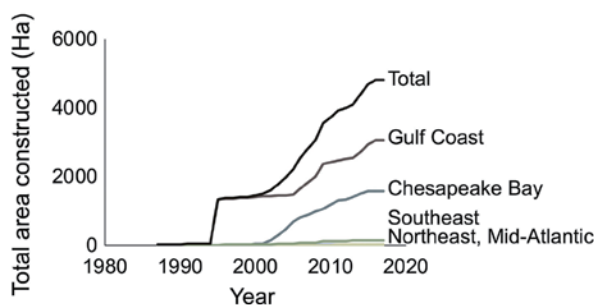


图 2-10：1987-2017 年，美国各海区构建的美洲牡蛎礁累计面积变化趋势，由上至下分别为：总修复面积、墨西哥湾修复面积、切萨皮克湾修复面积，以及东南、东北和中部大西洋沿岸的修复面积（Hernández et al., 2018）。

至安加西牡蛎（*O. angasi*）、欧洲平牡蛎（*O. edulis*）、悉尼岩牡蛎（*Saccostrea glomerata*）、熊本牡蛎（*Crasostrea sikamea*）、香港牡蛎（*C. hongkongensis*）、近江牡蛎（*C. ariakensis*）和福建牡蛎（*C. gigas angulata*）等。基于最新的全球科研成果和多地实践经验，Fitzsimons et al.（2019）发布了最新的贝类礁体修复指南，介绍牡蛎礁修复过程中普遍适用的方法与注意事项，概述如下（更多详情请见附录 7.1）。

牡蛎礁修复方法指南³

在开展牡蛎礁的实地修复工作之前，首先需要进行种群和生态调查，以及开展**可行性研究**，以评估在当地自然环境、社会和经济背景下牡蛎礁生态系统修复的可能性。同时，也需与各利益相关方共同制定明确、可实现、可衡量且有时限的修复目标，并明确参照和对照的生态系统或模型，制定监测评估框架与指标，以便后期评估成效。

在实地开展礁体修复时，需要因地制宜地选择修复方法，识别该地区牡蛎种群生长的限制因素，是“补充量受限”，还是“底质物受限”，或二者兼具（流程见图 2-11）。在水文环境适合牡蛎生长的海域，**补充量受限的环境**周围缺乏足够具有繁殖能力的亲贝，

不足以补充牡蛎幼苗到现有礁体结构上，修复时需要人工补充牡蛎，投放牡蛎幼苗或成体，例如育苗场培育的“附壳幼体”，即若干个牡蛎稚贝附着于单个空壳上的形式。此外，针对补充量受限的情况，还需研究修复区域的海水动力特征与颗粒传播模型来判断牡蛎种群恢复是否可行，以此指导修复选址和投放牡蛎幼苗最佳的位点，以确保人工投放的牡蛎未来繁殖的幼虫能够补充至礁体上，支持牡蛎礁的可持续生长（Bayne, 2017; Arnold et al., 2017）。而**底质物受限的环境**则缺乏可以供牡蛎幼虫固着的硬质底质物结构，修复时需要人工添加底质物以建造礁体结构，需要注意的是投放时间、底质物材料选择以及礁体设计需要适合当地环境、满足目标牡蛎物种生长以及符合前期制定的修复目标。如果该地区同时存在底质物受限和补充量受限的情况，则需先构建礁体，然后再移植牡蛎。在开展大规模的实地修复前，小规模牡蛎礁修复实验是非常有必要的。

在牡蛎礁修复的过程中应特别注意**保障生物安全**和**减少病害传播**的几率，避免造成入侵物种、寄生虫、细菌和病毒的传播。通过**使用本地种群**作为种苗，以及提前处理修复用的牡蛎和牡蛎壳（例如用淡水或弱醋酸浸渍或喷洒牡蛎壳，或将牡蛎壳和其他贝壳进行风化曝晒处理），以降低有害物种意外转移的风险。

修复实施完成后，也应对修复区域内的环境因子和牡蛎礁修复的成效进行**长期的监测评估**，并根据情况进行适应性管理。

国际修复案例

目前，国际上已积累了一定的科学研究和实践知识以指导牡蛎礁及其生态系统服务功能的系统性修复，例如下列项目：

1) 美国切萨皮克湾哈里斯溪牡蛎礁修复项目⁴

庞大的美洲牡蛎种群曾是美国切萨皮克湾的标志性

³ 本章节内容节选和编撰自 Fitzsimons et al.（2019）出版的《贝类礁体修复指南》，详情请见附录 7.1；更多牡蛎礁修复技术内容请见自然资源部办公厅《海洋生态修复技术指南（试行）》中“5.6 牡蛎礁生态修复”

⁴ 详见附录 7.2.1

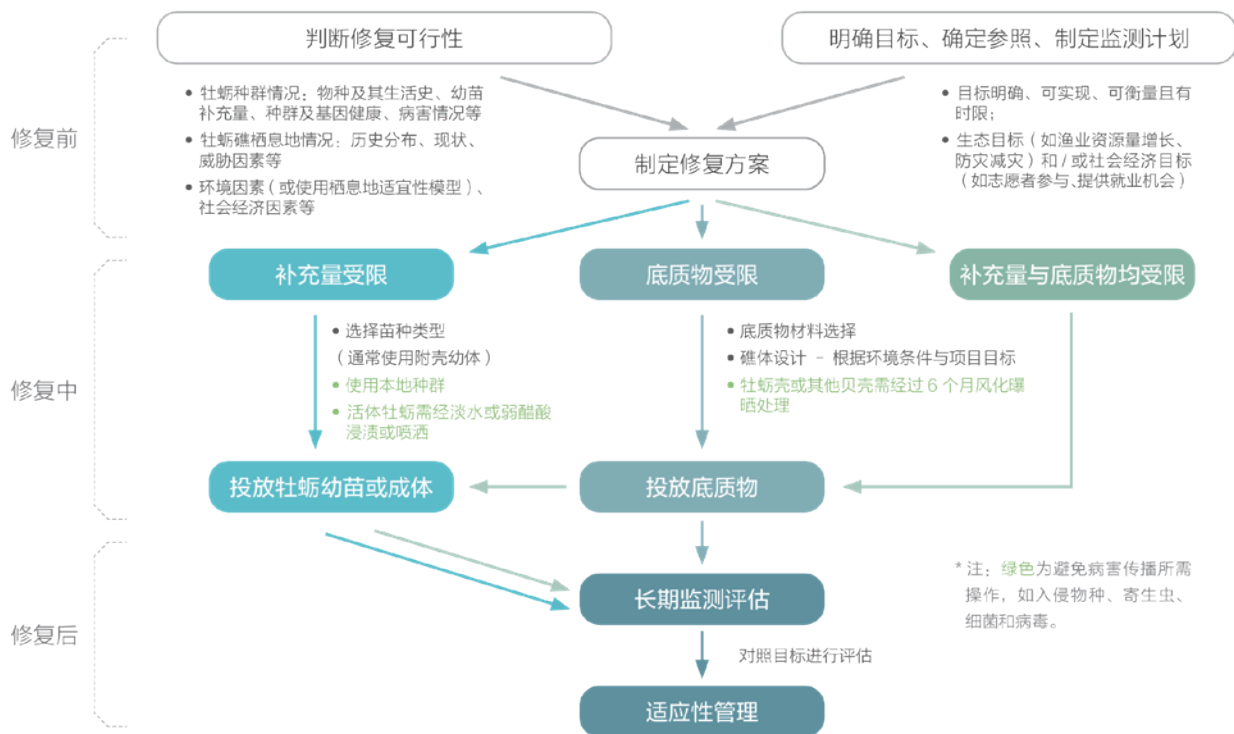


图2-11: 牡蛎礁修复流程图, 该过程需要综合考虑生态、环境和社会因素及其互动, 来源: 程珺根据《贝类礁体修复指南》(Fitzsimons et al., 2019) 绘制/TNC。

栖息地。然而，在过去的 150 年间，过度捕捞、栖息地退化、水体污染、外来病害传播且本地牡蛎种群缺乏抗病性等原因导致湾内牡蛎礁严重退化，当地的牡蛎渔业受到重创，湾内的牡蛎种群数量仅为历史水平的 1% (Newell, 1988; Richkus et al., 2013)。尽管湾内牡蛎资源修复行动可追溯至二十世纪二十年代，但九十年代前实施的资源管理和修复项目因缺乏协作且力度有限，未能扭转牡蛎礁的退化趋势。随后，政府与慈善机构陆续资助开展小规模牡蛎礁修复试点研究工作，而且湾区相关州政府与联邦政府签订的《2000 年切萨皮克湾协议》将修复本地牡蛎种群列为重点事项，协议内容包括继续改善湾区水质、建立牡蛎庇护所、投放牡蛎壳重建礁体结构、培育抗病牡蛎品种等。此外，当地政府还考虑过引入外来具有抗病性的近江牡蛎物种，用于恢复海湾生态和牡蛎养殖业，但研究评估认为引种后可能带来生态风险而取消了这一提议 (National Research Council, 2004; Richkus et al., 2013; Bayne, 2017)。

在 13508 号总统行政令 (2009 年) 和《切萨皮克湾流域协议》(2014 年) 这两项政策的推动下，切萨皮克湾在早期小规模修复研究的工作基础上，启动了海湾内规模化的牡蛎礁修复工作。哈里斯溪作为湾内第一条开展规模化修复的支流，于 2011 年开始修复。在政府、科研与慈善机构的多方合作下，从前期设定哈里斯溪牡蛎礁修复目标、规划适宜修复区、因地制宜地制定并实施修复方案 (采用两种方法：一是仅投放幼苗，二是投放底质物和幼苗)，到开展长年监测与成效评估，耗时 8 年，共修复 142 公顷牡蛎礁 (Allen et al., 2013; Fitzsimons et al., 2019)。据估算，这些牡蛎礁每年可从水体中移除 46650kg 氮和 2140kg 磷 (Kellogg et al., 2018)，此外，提升的渔业资源 (如蓝蟹、白鲈鱼) 也带来了可观的经济效益 (Knoche et al., 2018)。这不仅是目前全球最大规模的牡蛎礁修复项目，更重要的是它所展示的一套完整、科学系统的牡蛎礁规模化修复方法，正在被切萨皮克湾内的其他

支流所借鉴。

2) 美国阿拉巴马州牡蛎礁生态减灾修复项目⁵

美国阿拉巴马州沿岸的潮下牡蛎礁所发挥的岸线防护和净化水质的效益曾为周围盐沼湿地和海草床提供着稳定的生长环境。然而，因牡蛎礁的减少，该处盐沼湿地、海草床及滩涂发生了大面积退化。墨西哥湾漏油事件更是加剧了牡蛎礁退化，导致了相当于 40 亿到 83 亿只牡蛎成体因此直接死亡或无法繁殖（Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees, 2017）；也正因此，漏油赔偿金中规定了恢复当地牡蛎自然资源的 1.6 亿美金⁶。

在这一背景下，TNC 联合多家机构发起了“100-1000：修复阿拉巴马州海岸”项目，旨在通过修复 100 英里的牡蛎礁，以促进 1000 英亩的盐沼湿地与海草床恢复（Ysebaert et al., 2019）。该项目不仅运用“海岸带弹性工具（Coast Resilience）⁷”，叠加海湾受灾风险、牡蛎礁生长适宜条件和社会经济因素，识别出牡蛎礁生态减灾的最佳修复位点，而且结合位点特征设计并投放了多种形状的“防波堤”作为牡蛎礁修复的底质物。自 2011 年起，项目在当地社区的协助下，共修复 3600m 牡蛎礁，不仅有效缓解了岸线侵蚀情况，也促进当地就业机会和渔业资源的发展。例如 Swift Tract 位点修复四年后的牡蛎礁，能将其所在海岸线的

岸线侵蚀速度从 0.35m yr⁻¹ 降至 0.02m yr⁻¹（Ysebaert et al., 2019）。目前，利用牡蛎礁修复实现生态减灾的基于自然的解决方案也在墨西哥湾其他沿岸地区得到推广应用。

2.3.3 古牡蛎礁及其对现代牡蛎礁保护与修复的启示

古牡蛎礁是古地质海岸带由牡蛎形成的一种生物沉积体，研究和对比古今牡蛎礁的生长和演变，可以对现代牡蛎礁的保护与修复带来启示。通过研究古生物沉积，可以得到更长时间尺度上的本底数据，一般来说为成百上千年；此外，通过研究古牡蛎礁的礁体特征、周围生态环境、造礁过程的自然更替和可能的生态系统服务功能，可以为现代牡蛎礁的保护与修复工作提供重要的参照系统（张忍顺等，2006；Durham et al., 2015）。

全球多地都分布有古牡蛎礁，包括广泛分布于东亚环太平洋西岸地区的全新世牡蛎礁，如曼谷、湄公河三角洲、红河三角洲平原等地均发现埋藏在地层中的古牡蛎礁（王宏等，2006）：越南沿海地区从南向北，至少发现了 7 处由全新世牡蛎礁礁体和上覆泥层形成的“二元结构”现象；泰国曼谷中央平原 Wet Hoi 地区的牡蛎礁体（图 2-12A、B），位于海拔 -1m 以下，上

5 详见附录 7.2.2
6 <https://www.justice.gov/enrd/file/834511/download>
7 coastalresilience.org



图 2-12：泰国和越南的古牡蛎礁（埋藏牡蛎礁），其中（A）和（B）泰国中央平原全新世牡蛎礁埋藏地点及挖掘出牡蛎个体堆积而成的牡蛎丘；（C）越南红河三角洲中部埋藏牡蛎礁体（李建芬等，2020）。

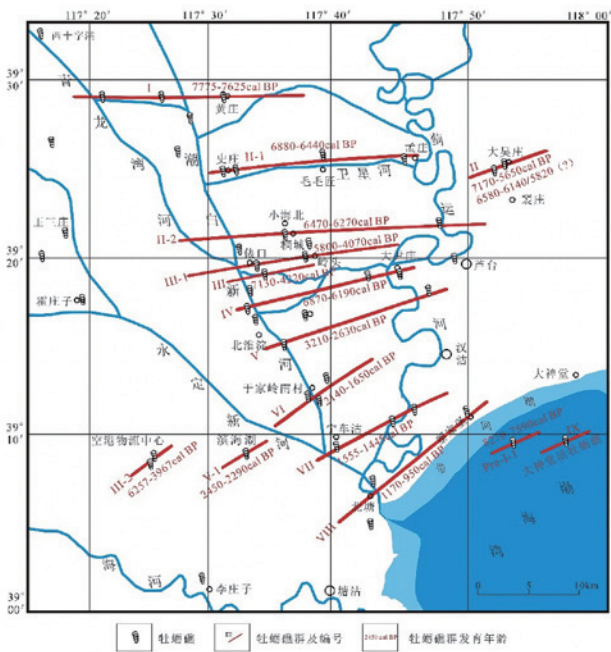


图 2-13: 渤海湾西北海岸的全新世牡蛎礁分布，这些古牡蛎礁均被约 3-4m 的泥质沉积覆盖（李建芬等，2020）。

覆泥层反映了海退环境（Chonglakmani et al., 1983）；湄公河三角洲的安江群上部泥层掩盖了牡蛎礁及沿海森林（Hoang, 1988）；以及红河三角洲平原的全新世牡蛎礁（图 2-12C），位于距现代岸线约 80km 的内陆平原，上覆 1.5m 厚的泥层（李建芬等，2020）。俄罗斯远东从符拉迪沃斯托克到萨哈林岛，也有现生牡蛎

及全新世牡蛎礁的发现（Scarlato, 1981）。

中国近海沿岸从北至南也分布着多处全新世牡蛎礁，如天津市、江苏小庙洪、福建深沪湾、台湾西海岸、广州市等地。聚焦渤海湾，其沿海平原若大致以海河为界，则北侧可称作牡蛎礁平原、南侧可称作贝壳堤平原。北侧的天津市宁河区、宝坻区、东丽区、滨海新区（原塘沽区、汉沽区）及河北省唐山市丰南区等面积近 5000km² 的沿海低地，迄今已发现了 50 余处埋藏于地下的古牡蛎礁（图 2-13）。自距今约 7840 年以来持续有牡蛎礁在渤海湾西北岸发育，其中 7840-950 年前的 I 至 VIII 道礁群，均已被沉积物覆盖而埋藏于地下（图 2-14）。现代的大神堂牡蛎礁就是在这一背景下发育的，是对全新世埋藏牡蛎的继承，亦说明渤海湾西北岸的环境长久以来都具备适合牡蛎礁生长发育的条件（王宏等，2006）。对比而言，台湾西海岸原生礁体则因高能波浪作用难以保存，但全新世地层中仍存有厚数十厘米的牡蛎层（Scarlato, 1981）。这些古牡蛎礁的分布范围大于目前已有研究的现代牡蛎礁分布范围，这可能因为现代气候与全新世中期存在很大不同而导致的自然演变，但这些信息可能为识别和调查现代牡蛎礁潜在的分布地区带来启示。



图 2-14: 河北省唐山市丰南区大吴庄牡蛎礁，礁群 II（李建芬等，2020）。上图为大吴庄牡蛎礁远景。左下两图中礁体内显示出垂直建礁层与水平夹层的反复交替。右下两图中显示牡蛎礁平原的二元结构，图中可见该地区礁体及其上部厚层泥质沉积物。

3

中国牡蛎礁 分布与现状



中国香港深圳湾内在牡蛎礁上觅食的鸟类，拍摄：欧阳凯。

牡蛎礁作为重要的海岸带栖息地之一，在中国温带和亚热带海区的潮间带和浅海潮下带有着广泛分布。由于国内对牡蛎礁的关注较少、文字记载和科学研究相对缺乏，根据有限的文献资料，目前中国已有研究的牡蛎礁主要分布于天津大神堂（房恩军等，2007）、

江苏小庙洪（张忍顺等，2004a；全为民等，2012，2016）、山东莱州湾（耿秀山等，1991）、福建深沪湾和金门（俞鸣同等，2001；姚庆元，1985）等海区。结合近期文字记载和专家实地踏查，经综述梳理出中国目前已知的现存牡蛎礁的主要分布如图 3-1 所示。



图 3-1：基于近期发表的研究成果与专家实地踏查，中国沿海地区现已知的牡蛎礁栖息地主要分布，来源：罗永梅 /TNC（审图号：GS 京（2022）0140 号）。

中国造礁牡蛎物种以长牡蛎 (*Crassostrea gigas gigas*)、近江牡蛎 (*C. ariakensis*)、熊本牡蛎 (*C. sikamea*)、福建牡蛎 (*C. gigas angulata*) 和香港牡蛎 (*C. hongkongensis*) 为主 (Lau et al., 2020; Wang et al., 2004, 2010; 全为民等, 2012, 2022; 俞鸣同等, 2001)。各海区的环境因素决定了群落中牡蛎物种的组成, 有些牡蛎礁可能由以上单一造礁物种构成, 也有的由多个牡蛎物种构成, 如江苏小庙洪牡蛎礁的礁体底层主要由近江牡蛎形成, 礁体表层为熊本牡蛎, 全为民等 (2012) 还在礁体上发现了密鳞牡蛎 (*Ostrea denselamellosa*) ; 珠海现存的一些潮间带天然牡蛎礁上则同时生长着巨蛎属 (*Crassostrea*) 和小蛎属 (*Saccostrea*) 的牡蛎。

3.1 中国沿海常见牡蛎物种及分布

牡蛎是中国由南至北沿海潮间带常见的物种, 目前已报道的种类有 30 多种, 中国科学院海洋研究所对其中常见牡蛎物种的分布进行了系统地厘清 (Wang et al., 2004, 2008, 2010, 2013; 王海艳等, 2007, 2009, 2016)。由于牡蛎外形很容易受环境的影响, 在不同环境中即便是同种牡蛎外形也可能差异很大。因此仅依靠外形难以对牡蛎物种进行准确鉴定, 一般需要结合形态特征和现代分子生物学技术, 对牡蛎进行分类。牡蛎固着生活, 以左壳固着于其他物体上。自然生长的牡蛎有群聚的特性, 各个年龄的个体群聚而生, 互

相作为固着基。长期积累, 就形成了某些海区独特的生态环境——牡蛎礁。

中国自然分布的巨蛎属 (*Crassostrea*) 牡蛎物种主要有长牡蛎 (*Crassostrea gigas gigas*)、福建牡蛎 (*C. gigas angulata*)、香港牡蛎 (*C. hongkongensis*)、熊本牡蛎 (*C. sikamea*)、近江牡蛎 (*C. ariakensis*)、岩牡蛎 (*C. nippona*) 和艾氏牡蛎 (*C. iredalei*) , 这些大多也是中国重要的养殖牡蛎物种 (图 3-2) , 同时也是常见的牡蛎礁造礁物种 (许飞, 2009; 全为民等, 2012; 分布范围见图 3-3) 。

长牡蛎自然分布在中国长江以北沿海的潮间带与潮下带, 北方沿海牡蛎大都是长牡蛎, 其最南端分布在江苏连云港, 也是中国辽宁、河北、山东、江苏等省份的主要养殖贝类。其牡蛎壳型不规则, 近长三角形或椭圆形等, 壳表有波纹状鳞片、左壳有放射肋, 呈淡青色、黄色及褐色等 (Wang et al., 2008) 。

福建牡蛎在较早的文献中被称为葡萄牙牡蛎, 后经研究发现欧洲的葡萄牙牡蛎很可能是于十六世纪从中国引入葡萄牙的。福建牡蛎主要分布于长江口以南、浙江至海南沿海潮间带及潮下带浅水区, 与长牡蛎的亲缘关系较近, 被认为是其亚种, 是中国南方的主要养殖贝类之一 (Wang et al., 2010) 。

近江牡蛎在两广地区也俗称“红蚝”, 壳呈明显的杯状凹陷结构, 外壳呈灰白色, 夹杂有黄色、褐色、紫色等条带。广泛分布于中国南方和北方沿海河口区, 北自中朝边境的蜆子江, 南至海南岛都有分布。目前由于种群退化, 在北方仅在某些大河河口潮下带深水



图 3-2: 中国沿海常见的牡蛎物种形态特征 (Wang et al., 2004, 2010) , (A) 长牡蛎 (潍坊) ; (B) 福建牡蛎 (莆田) ; (C) 香港牡蛎。



图 3-3: 中国沿海地区巨蛎属牡蛎物种分布, 来源: 中国科学院海洋研究所, 由罗永梅于 2022 年摹画 (审图号: GS 京 (2022) 0140 号)。

区仍存在近江牡蛎野生种群。

香港牡蛎俗称“大蚝”、“白蚝”，是中国广东、广西等地的主养贝类，自然分布在潮间带低潮位及潮下带区，其软体部颜色呈乳白色。香港牡蛎的外形与近江牡蛎极为相似，在部分养殖海域两者经常共生。与近江牡蛎相比，香港牡蛎韧带槽较长、壳顶腔较深、壳较长（王海艳，2004）。

熊本牡蛎主要分布在长江口以南沿海，是中国南方沿海潮间带除福建牡蛎外的另一重要经济物种，分为两种类型。一种为较大个体，长圆型或椭圆型，右壳面有脆弱的生长鳞片，一种为小型个体，壳型不规则，壳面为青色、白色，有的夹杂有褐色条纹（王海艳，2004；杜玄等，2009）。

小蛎属（*Saccostrea*）的物种，如棘刺牡蛎（*S. echinata*）和咬齿牡蛎（*S. mordax*）也是中国南方沿海常见

牡蛎种类，在福建以南沿海都有分布，中国长江以北沿海暂未有这种牡蛎的报道（席英玉，2016；唐以杰等，2004；黄小芬，1994）。其中，棘刺牡蛎外壳密生鳞片，有管状棘，棘的多少强弱随不同个体而变化。壳内面褐色，珍珠光泽较强。这种牡蛎是南方沿海潮间带最常见种类，数量巨大，一般为野生采捕的对象，无人工养殖（王海艳，2016）。

牡蛎属（*Ostrea*）的密鳞牡蛎（*O. denselamellosa*），一般栖息于潮下带至水深 30m 以内的盐度较高且较稳定的浅海（徐凤山，2008），在中国南北海区都有分布，但因针对密鳞牡蛎的调查评估较少，其具体分布范围不详。主要特征为壳面密生鳞片，壳大型、厚、扁平近圆形，外壳面灰色，无人工养殖（张红雨等，1994；黄小芬，1994；王海艳，2016）。

专栏 -2:

中国牡蛎养殖的天然牡蛎采苗区分布

牡蛎不仅在维护近海生态系统平衡中扮演着重要角色，而且也是中国乃至世界很多国家重要的海水经济贝类。中国有着悠久的牡蛎养殖历史。早在汉朝时，一些南方沿海地区的先民们就开始利用插竹方式采集天然牡蛎苗进行养殖（国家贝类产业技术体系，2021）。在人工牡蛎苗种规模化应用前，中国牡蛎养殖业主要依赖于采集天然苗。直到现在，国内近江牡蛎、熊本牡蛎以及广东和广西大规模的香港牡蛎养殖依然依赖于天然采苗。为牡蛎养殖长期供苗的天然采苗区，其种质资源来源于该地区可持续繁殖的天然牡蛎种群，其区域内极大可能也分布着一定规模的天然牡蛎礁。这些地区的牡蛎礁栖息地的具体分布与生存状况有待进一步调查与评估。中国天然牡蛎采苗区主要分布如图 3-4 所示，主要有（李辉尚等，2017；林丹等，2019；周昌仕等，2014；周昌仕等，2015）：

- 山东省长牡蛎采苗区：青岛即墨鳌山、莱州
- 浙江省采苗区：
 - 近江牡蛎采苗区：台州三门县
 - 熊本牡蛎采苗区：宁波象山港、台州三门县

- 福建省福建牡蛎采苗区：福州福清湾、莆田湄洲湾、惠安大港湾、石狮深沪湾、泉州围头湾、厦门同安湾
- 广东省香港牡蛎采苗区：汕尾红草镇晨洲村、
- 珠海市、江门台山镇海湾和黄茅海海域、阳江海陵湾、湛江麻章区、阳江雅韶镇（少量天然苗）
- 广西壮族自治区：钦州茅尾海沙井海区、合浦大风江大坡海区



图 3-4：中国沿海地区的牡蛎礁栖息地和为养殖提供幼苗的天然牡蛎采苗区主要分布（三角为现已知的天然牡蛎礁，圆点为牡蛎养殖采苗区），来源：罗永梅/TNC（审图号：GS 京（2022）0140 号）。

3.2 渤海沿海地区

中国沿海曾存在大约有 20 处活体牡蛎礁（耿秀山等，1991），在渤海沿海就有近 10 处，比如辽宁省的大连湾牡蛎礁、天津市的汉沽大神堂牡蛎礁（房恩军等，2007）、山东省的大家洼牡蛎礁等。经一项全球研究发现，因海岸线变迁等原因，以上地区 70% 至 90% 的活体牡蛎礁已退化消失（Beck et al., 2009）。近年来，在东营垦利（刘鲁雷，2019）、滨州（王威等，2020）、曹妃甸（全为民等，2022）等地又陆续发现活体牡蛎礁的分布。由于北方河口的低潮滩和下水岸坡地形较为平坦，受入海泥沙扩散的影响，容易造成潮间带或近岸礁体的淤积。因此，北方牡蛎礁多分布在潮下带深水区，造礁物种主要以长牡蛎（*Crassostrea gigas gigas*）和近江牡蛎（*C. ariakensis*）为主（耿秀山等，1991）。

3.2.1 曹妃甸 - 乐亭牡蛎礁

现状与变化趋势

河北省唐山市曹妃甸 - 乐亭海域的牡蛎礁，生长在曹妃甸工业区与京唐港之间的半封闭海湾中，分布于溯河、溯河口海域和捞鱼尖海域。全为民等（2022）采用社会调查、潜水调查、水下摄影、采样分析等方法，于 2019 年对海域内牡蛎礁的分布现状、牡蛎种群和礁体动物群落进行了调查。调查发现，这片牡蛎礁是目前中国已知面积最大的天然牡蛎礁，礁区总面积约为 15km²，具体范围包括（见图 3-5）：

- **溯河口牡蛎礁**：主要分布于老龙沟潮汐通道两侧 0-5m 水深的浅水区，礁区面积约 10km²，由 6 个牡蛎礁斑块分布区组成，单个礁体面积介于 0.17-3.62km² 之间，高度 0.3-0.5m；
 - **溯河牡蛎礁**：分布于溯河河道及溯河河口段，礁区面积约 0.5km²；
 - **捞鱼尖牡蛎礁**：位于石臼坨和腰坨西侧，礁区面积约 5km²，单个礁体斑块面积介于 0.2-1m² 之间。
- 曹妃甸 - 乐亭牡蛎礁以长牡蛎为造礁物种，牡蛎平



图 3-5：曹妃甸 - 乐亭海域牡蛎礁分布范围，包括位于溯河、溯河口海域和捞鱼尖海域的牡蛎礁，以及临近海域的海草床分布范围（全为民等，2022）。

均密度介于 104-3912 个 /m² 之间，三个牡蛎礁区内均分布有一定数量的成年牡蛎和稚贝，牡蛎壳高也均呈现单峰的正态分布，表明牡蛎种群目前处于可持续的生长状态。此外，在牡蛎礁上还记录到 49 种礁体生物（全为民等，2022）。

尽管曹妃甸 - 乐亭牡蛎礁当前的发育状态较好，但是资源管护工作仍然不容忽视。自 2018 年春季开始，这片牡蛎礁持续面临较高的拖网捕捞压力，资源量已呈现急剧下降的态势。2018 年拖网渔获中活体牡蛎的占比为 70%，而 2019 年调查时则降至 20%（全为民等，2022）。此外，配有钢制耙的拖网捕捞工具也对礁体结构造成了严重破坏。加强对这片牡蛎礁乃至周围海草床的保护管理，不仅仅是保护生物多样性，也是维持海域生态健康、养护渔业资源的根基（刘慧等，2016）。

3.2.2 大神堂牡蛎礁

历史分布

天津大神堂牡蛎礁区位于渤海湾西北岸大神堂以南的大、小沙岗及其边缘水域，为潮下带礁体（见图 3-6），水深约 0.5-4.5m，礁区中牡蛎礁面积在二十世纪七十年代达 35km²。大神堂牡蛎礁是天津市沿海平原

唯一的现代牡蛎礁体，与曹妃甸 - 乐亭海域牡蛎礁都是迄今发现的中国北方纬度最高的天然活体牡蛎礁。天津地处海河下游，海岸潮滩广阔，浅海区营养盐丰富，浮游生物密度大，初级生产力较高，是黄渤海地区海洋生物产卵、育肥、索饵的重要场所和洄游通道。大神堂牡蛎礁属于渤海湾典型的底栖生物生态区，主要造礁物种包括长牡蛎和密鳞牡蛎（*Ostrea denselamellosa*）。同时，这里也栖息着多种依赖牡蛎礁生境的大型底栖生物，包括栉孔扇贝、平濑掌扇贝、毛蚶、日本镜蛤、脉红螺等。该海域地质条件特殊，生物多样性丰富，贝类生物与砂质沉积物等环境因素共同构成了独特的牡蛎礁海洋生态系统。

为保护该地区牡蛎礁生态系统及其周边海洋环境，2012 年 12 月 21 日原国家海洋局批复建立天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区，特别保护区面积共约 34 km²，牡蛎礁群主要分布在该特别保护区的西南、东北角两处。该保护区划分为重点保护区、生态与资源恢复区和适度利用区，面积分别为 16.3km²、8.7km² 和 9.0km²。

现状与变化趋势

在过去的几十年间，受人为原因影响，大神堂活

体牡蛎礁的礁体面积呈退化趋势。历史记录中，这里的牡蛎礁于上世纪七十年代时成片发育，面积约为 35km²。后由于开发建设、水体污染和过度捕捞等人为原因，大神堂牡蛎礁严重退化（殷小亚等，2015），尤其是随着该海域渔业生产强度的增加，且捕捞对象从之前经济价值较高的扇贝和脉红螺转向牡蛎。据统计，1999 年至 2006 年间该地区的牡蛎捕捞产量达 10 万吨，使当地牡蛎礁栖息地环境受到破坏（房恩军等，2007；见图 3-7）。

2005 年，在天津市规划和自然资源局（原房屋与国土资源管理局）的支持下，首次开展了渤海湾活体牡蛎礁地质调查。之后天津地质调查中心海岸带与第四纪地质室 2007、2011 和 2019 年三次对大神堂近海 - 潮间带下部活牡蛎礁开展调查。结果显示，至 2007 年调查时，大神堂牡蛎礁仅存 3 个分散的礁区，总面积减少至约 3.2km²，对比七十年代退化 90% 以上，整体分为西北部（礁体面积约 0.9km²）、南部（礁体面积约 0.9km²）和东北部（礁体面积约 1.4km²）三个相互分割的礁区。至 2011 年保护区确定前，原西北部礁体已经消失，南部礁体面积降低至约 0.5km²，面积最大的东北部牡蛎礁形状和分布比较稳定（李建芬等，2020）。据天津大神堂渔民介绍，2007 年到 2011 年期

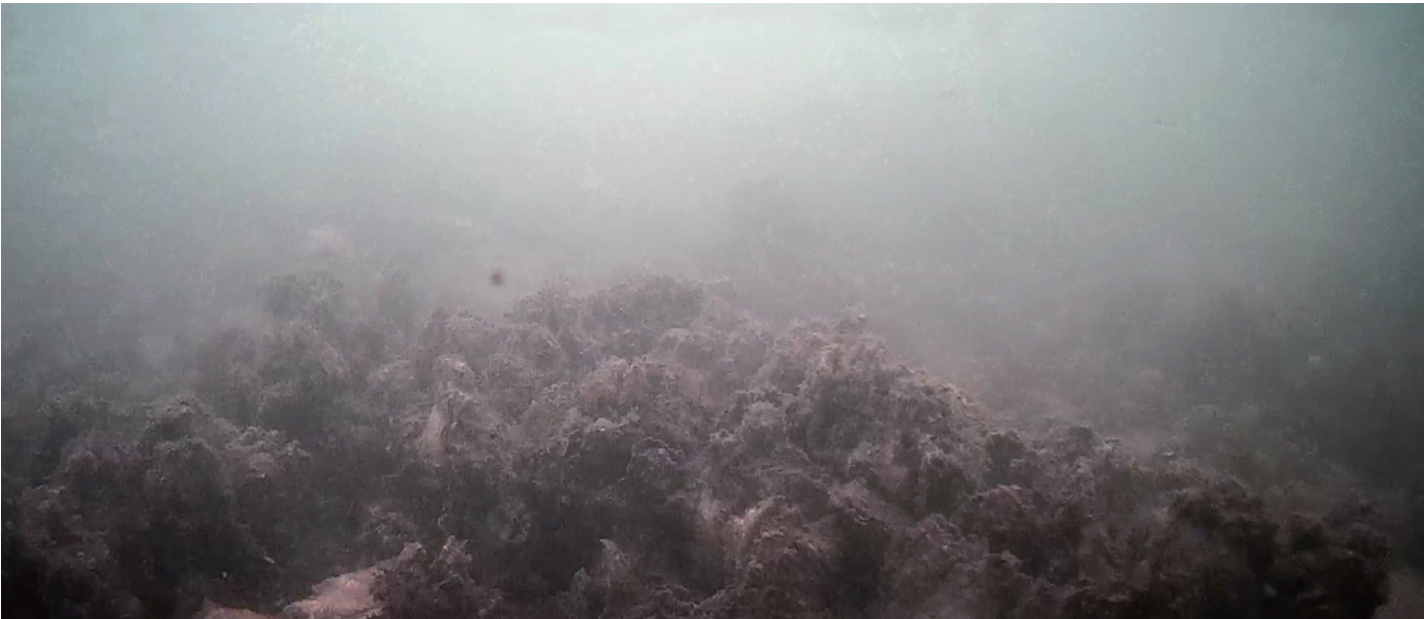


图 3-6：潮下带的大神堂牡蛎礁，来源：天津市水产研究所、深之蓝海洋科技股份有限公司。

间，天津大神堂海域牡蛎产量逐年下降，甚至有些年份几乎绝产。

保护与修复措施

自 2012 年以来，天津市海洋局在借鉴国内外其他人工牡蛎礁建设经验的基础上，先后投放人工牡蛎礁约 17 万袋。此后，牡蛎资源及产量有所恢复，在 2018 年周边海域的野生牡蛎产量达到 1 万吨以上，这从侧面反映了牡蛎礁投放与修复工作在一定程度上恢复了该区域及周边海域的牡蛎种群。

2019 年 3 月的初步勘察结果表明，得益于多年来对海洋特别保护区采取的各类保护和限制措施，面积最大的东北部牡蛎礁北侧出现了新生的连片牡蛎礁，面积达 2km^2 以上（王福等，2021）。

此后，自然资源部北海环境监测中心又于 2020 年对大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区及周围海域进行了调查。调查发现，天津大神堂牡蛎礁南部的 2 号礁群已经消失，而东北部的 1 号礁群持续向北生长，已经超出了保护区的北方边界。1 号礁群由 3 块大礁盘、3 块小礁盘及若干零散礁盘构成，南北长约 1.9km，东西宽约 2.5km，礁盘净面积约为 2.076km^2 （图 3-8）。此外，侧扫结果显示，保护区东南部分布有人工渔礁。

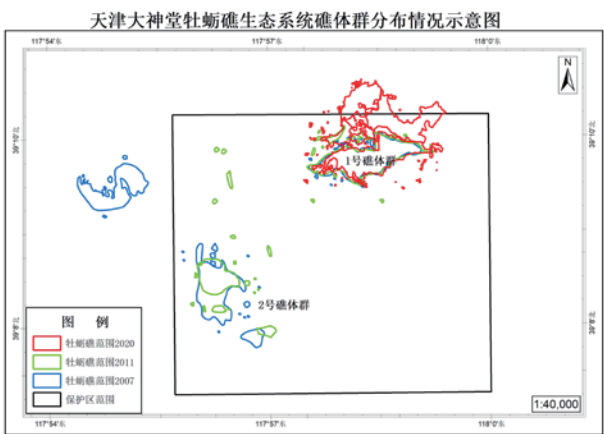


图 3-8：2020 年天津大神堂牡蛎礁监测情况示意图，其中东北部的 1 号礁群向北生长、面积扩大，而南部的 2 号礁群已退化消失，来源：张祎 / 自然资源部北海环境监测中心。

受限于生态恢复的长期性，且保护区临近北疆电场冷却水排泄区，以及当地渔业对牡蛎资源的过度捕捞，恢复大神堂牡蛎礁仍较为困难，礁体至今仍呈现分散状态，其中原西北部礁体仍未恢复，南部礁体发育状况未知，东北部礁体的西侧存在萎缩迹象。

2021 年，包括大神堂牡蛎礁修复在内的天津海洋生态保护修复项目获得 2022 年中央财政海洋生态保护修复项目的支持，预期大神堂牡蛎礁将得到进一步恢



图 3-7：大神堂码头渔民正在分拣从当地海域捕捞的大量野生牡蛎，拍摄：姜兴钰，于 2021 年 3 月。

复，生态系统服务功能得以提升，从而改善该海域的生态环境。

3.2.3 黄河三角洲牡蛎礁

历史分布

以东营市垦利区宁海为顶点，北起套尔河口，南至支脉沟口（即溜脉沟）的扇形地带为近代黄河三角洲，面积约 5400km²，其两翼地区覆盖潍坊和滨州。该地区牡蛎种群以长牡蛎和近江牡蛎为主，长牡蛎主要分布在岸线潮间带石坝、防浪堤高潮线以下至潮下带浅水区（见图 3-9），而近江牡蛎则主要分布在河口潮下带碎石及部分沙质底质区域。地理位置上，该区域内的近江牡蛎主要分布在东营垦利区位于山东黄河三角洲国家级自然保护区南侧的河口附近；保护区北岸东营河口区的黄河老河口、刁口河口等海区，其他小河口也有零星分布；以及滨州沾化县与北海新区交界处的套尔河及其河口附近海域。然而，受人工滥捕影响，该地区天然牡蛎资源已遭受到严重破坏。

现状与变化趋势

2017 年，中国科学院海洋研究所联合当地相关部门在滨州沾化县和北海新区套尔河、马颊河等河口发现了近江牡蛎野生种群规模分布区，呈零散的潮下带

礁块状，面积约 1.5km²。该区域牡蛎样品年龄结构均匀，从当年生牡蛎稚贝至各年龄段牡蛎个体均有分布，最长生长时间达 11 年，初生牡蛎比例达 40% 以上，具有充足的牡蛎补充量，资源较为丰富（王威等，2020）。2018 年又于东营垦利区海域发现分布较为集中的潮下带牡蛎礁，总面积为 0.24km²。该片礁体以近江牡蛎成体为主，占主要礁区的 95.8%（刘鲁雷，2019）。牡蛎礁边缘有渔网拖痕，疑似被大规模人工底拖网采捕。同时，此项研究在该区域内未发现牡蛎幼体（刘鲁雷，2019），推测造成补充量缺乏的原因可能与当地海域盐度升高有关，导致近江牡蛎幼虫无法固着变态；或与附近海流发生变化有关，使牡蛎幼虫无法停留在该礁体区域；但也可能是因为野外调查取样偏差造成的，在实施保护与修复工作之前还需更进一步研究。2020 年，山东黄河三角洲国家级自然保护区管理委员会在大汶流南部海域调查时也发现了水深 2-3m、面积约 4 公顷的潮下带牡蛎礁。

2021 年，自然资源部北海局、中国科学院海洋研究所联合山东黄河三角洲国家级自然保护区管理委员会，对保护区内黄河口站、大汶流站等区域开展牡蛎资源的相关调查与监测工作，发现在采油区防浪堤存在大量的长牡蛎野生种群。此外，对渔民在垦利区海域零星捕捞到的近江牡蛎样品的年龄组成进行分析发现，2 至 3 龄近江牡蛎达到了捕捞样品的 65% 以上，



图 3-9：依托堤坝生长的长牡蛎分布区。黄河三角洲区域现存牡蛎礁多依托于人工建设的防浪堤工程存在，受黄河三角洲区域泥沙冲积等因素影响，在自然条件下较难形成大规模的礁体，只能见到零星由长牡蛎形成的低矮礁床，图为东营市河口区飞雁滩防浪堤上的长牡蛎礁（左图）；滨州市北海新区滨州港防浪堤上的长牡蛎礁（右图）。拍摄：王威 / 中国科学院海洋研究所（左图）；孙同秋 / 滨州市海洋与渔业研究所（右图）。

1 龄近江牡蛎样品达 22%，当年生近江牡蛎稚贝约占 10%，少见 3 龄以上成体。这表明该海域的近江牡蛎种群在遭受到破坏性地采捕后，已有所恢复，推测是受 2020-2021 年度较强降水造成的大量淡水注入影响而恢复。天然牡蛎补充量的提升也大大增加了后期在该区域开展牡蛎礁修复工作的可行性（王威，未发表数据）。

保护与修复措施

中国科学院海洋研究所贝类团队曾联合滨州市相关部门向山东省提呈了“关于对滨州近江牡蛎礁生态系统进行恢复重建的建议”，时任山东省委书记刘家义做出了重要批示，从各个层次加大了黄河三角洲地区野生牡蛎种群和牡蛎礁栖息地的保护与管理力度。该团队也根据当地环境条件，开展了人工育苗和增殖活动，并研发了新型牡蛎礁修复底质物且投入到实地修复工作中，后期也将推动依托保护区内停用的采油区防浪堤开展牡蛎礁修复工作（详见 5.2.4）。

3.2.4 莱州湾牡蛎礁

历史分布

莱州湾是山东省主要贝类育苗与养殖区，历史上曾在圩河、小清河、淄脉沟、永丰河等河口存在现代牡蛎礁的分布，礁体上以长牡蛎为主。淄脉沟曾生长的牡蛎礁长约 1.2km，宽 100-150m，面积约为 0.17km²，礁体高度 0.3m-0.4m，最高可达 0.7m。小清河河口曾生长的牡蛎礁约 2km，宽约 100m，面积约 0.2km²（耿秀山等，1991）。后因为海平面变化、岸线淤积、淡水汇入减少等威胁因素，自然牡蛎礁基本已消失殆尽。

现状与变化趋势

坐落在潍坊市小清河河口及老河口的近江牡蛎国家级水产种质资源保护区，历史上近江牡蛎种群较为健康，但近年来未发现大范围分布区。由于 2019 至 2020 年几次强降水带来的淡水注入，近江牡蛎资源得到了一定回升，但同时受经济利益刺激，采捕方式从人工潜水采捕转向大规模底拖网捕捞，对刚刚形成的

牡蛎礁及礁床造成了严重破坏，仍需进一步开展调查评估、保护管理与生态修复工作。

3.3 黄海沿海地区

以往文献中有关黄海沿岸牡蛎礁分布的记录很少，目前已知历史上仅在江苏射阳河口（耿秀山等，1991）和江苏海门小庙洪（张忍顺等，2004a；全为民等，2012）分布有牡蛎礁。

3.3.1 小庙洪牡蛎礁

历史分布

江苏省沿岸平原中埋藏着四道由牡蛎等贝类组成的古代贝壳堤（赵希洵，1986），现存的近岸活体牡蛎礁位于海门市东灶港小庙洪海域的潮间带。距今约 5000 至 6000 年前，在古代长江河口对当地沉积环境的影响下，这片牡蛎礁开始发育（王建等，2009；周念清等，2007），现存礁体的裸露剖面显示其已有 1400 余年的地质年龄（张磊等，2005）。现存活体的小庙洪牡蛎礁区由两部分组成，一部分为蛎蛎山牡蛎礁区，另一部分为洪西堆牡蛎礁区，其间相隔 1-2m 深的沟壑（张忍顺等，2004a；如图 3-10）。

有关小庙洪牡蛎礁历史生长状况的文献记载少之



图 3-10：小庙洪牡蛎礁区内，退潮后露出的潮间带礁体结构，拍摄：刘青 /TNC。

又少，但从当地人的口述中能探知到这里曾经有着健康的牡蛎种群分布。例如，当地人一直称牡蛎为“蛎蚶”，退潮后露出水面的牡蛎礁象山一样，也是蛎蚶山名字的由来。据当地渔民介绍，当地人采挖牡蛎已有 150 年历史（赵梅，2009），二十世纪六十年代小庙洪礁体上的牡蛎分布十分密集（张忍顺等，2004a）。

直到二十一世纪初，小庙洪牡蛎礁的调查研究逐渐开展起来，涉及牡蛎物种、礁区面积、牡蛎生长状况以及生物多样性等。当时的调查结果显示，小庙洪牡蛎礁区总面积为 3.55km²（蛎蚶山 3.41km²、洪西堆 0.14km²），礁体由多种牡蛎组成且分层明显（张忍顺等，2004a），但并没有各物种发育时间的记载。暴露出的礁体剖面如图 3-11 显示，礁体底层主要由近江牡蛎（*Crassostrea ariakensis*）形成，壳高达 30cm 以上；向上渐变为熊本牡蛎（*C. sikamea*），是目前的主要造礁物种（张忍顺等，2004b；全为民等，2012）。此外，该牡蛎礁上还分布着密鳞牡蛎（*Ostrea denselamellosa*；全为民等，2012）。

现况与变化趋势

近几十年来，受围垦填海、港口建设等人类活动的主要影响，小庙洪海域泥沙淤积，海域环境发生变化，再加上向海侧受海浪侵蚀，小庙洪牡蛎礁正在逐

渐退化。张忍顺等（2004a）于二十一世纪初调查记载小庙洪牡蛎礁的礁体斑块总面积约为 0.9km²，占总礁区面积（3.55km²）的 25%，礁体平均相对高度 1-1.5m；礁体上的活牡蛎数量较之 40 年前大为减少，其中洪西堆几乎已无活牡蛎生长，蛎蚶山的活牡蛎分布面积仅占其礁区的十六分之一。后经持续退化，于 2013 年的监测结果显示，小庙洪的礁体斑块总面积减少至 0.2km²，相较于二十一世纪初的记载减少了约 78%；活牡蛎平均盖度为 66%，平均生物量和平均密度分别为 12038 ± 1436g/m² 和 2894 ± 330 个 /m²（全为民等，2016）。

小庙洪牡蛎礁是多种水生生物的重要栖息地。全为民等（2012）在小庙洪礁体上共记录到 43 科 66 种定居性大型底栖动物（不包含牡蛎），底栖动物的密度和生物量分别约为附近泥质滩涂的 20 和 10 倍。这里也曾是中国重点保护水生野生动物松江鲈（*Trachidermus fasciatus*）在黄海南部的重要产卵场（邵炳绪等，1980），还曾有 30 多条伪虎鲸（*Orcinus orca*）被观察到在礁区活动（张忍顺等，2004a）。

保护与修复措施

为加强对小庙洪牡蛎礁资源的保护和管理，原国家海洋局于 2006 年正式批准建立了江苏海门蛎蚶山牡蛎



图 3-11：小庙洪牡蛎礁受海浪侵蚀后露出的局部礁体剖面，显示该地区形成牡蛎礁表面与底部的造礁物种分别为熊本牡蛎和近江牡蛎，拍摄：刘青 /TNC。



图 3-12: 以牡蛎壳包为底质物构建的单层礁体（左）和多层礁体（右）。其中，单层礁体结构设计：牡蛎壳包依“肩并肩”方式排布，壳包间不留空隙，且礁体结构的长轴方向与水流流向平行；多层礁体结构设计：牡蛎壳包依“肩并肩”方式排布底层后，在上面再排布 1-2 层壳包（全为民等，2017）。

礁海洋特别保护区。随后在 2012 年，更名为江苏海门蛎岬山国家级海洋公园，旨在保护蛎岬山牡蛎礁的同时，适度地开展旅游活动。此外，当地海洋公园管理处联合中国水产科学研究院东海水产研究所，于 2013-2014 年开展了“江苏海门蛎岬山国家级海洋公园牡蛎礁生态建设工程（一期）”项目，目标是增殖牡蛎种群，扩增活体牡蛎礁面积。项目共制作 1.6 万个牡蛎壳包作为底质物，采用两种礁体结构类型（单层排布与多层排布，如图 3-12 所示），于 2013 年 7 月在 5 个潮间带恢复点，通过排布牡蛎壳包构建了共 2335m² 的礁体结构。构建后一年内四次监测结果显示，多层礁体上的牡蛎丰度显著高于单层礁体（如图 3-13 所示）。

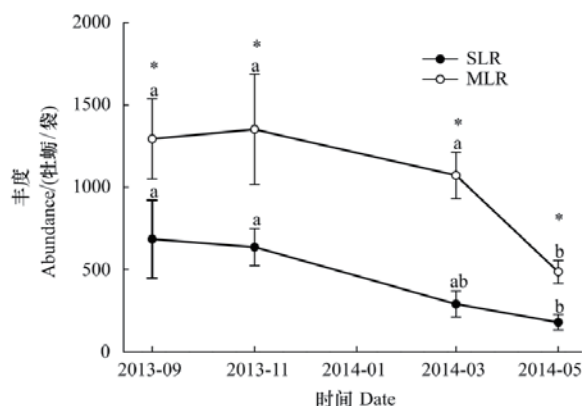


图 3-13: 构建的单层礁体结构（图中实心圆点）和多层礁体结构（图中空心圆点）上牡蛎丰度随时间的变化（全为民等，2017）。

2014 年 5 月监测结果显示，多层与单层礁体上的牡蛎平均密度分别为 3884 ± 558.6 个 /m² 和 1430.7 ± 374.2 个 /m²；构建礁体上的大型底栖动物平均总密度与生物量接近于自然礁体水平，但其群落结构与自然礁体仍具有显著差异，可能原因是构建的礁体还处于快速的演替阶段，需要 3-5 年才能发育成为与自然牡蛎礁相似的底栖动物群落（全为民等，2017）。

3.4 东海沿海地区

根据文献资料，在浙江乐清湾（耿秀山等，1991）、福建深沪湾（俞鸣同等，2001）、金门岛东北海域以及东山岛附近（姚庆元，1985）曾有牡蛎礁分布。尽管这些海域目前未见有活体牡蛎礁分布的相关报道，但据中国水产科学研究院东海水产研究所（简称“东海所”）对深沪湾的现场考察（2020 年）发现，区内存活有一定规模的活体牡蛎礁。为了解东海沿海地区牡蛎礁的现存状况，组织有关调查研究是十分有必要的。

3.4.1 深沪湾牡蛎礁

历史分布

深沪湾牡蛎礁分布于福建深沪湾海底古森林遗迹

国家级自然保护区。该处古牡蛎礁主要分布于中、低潮区，礁体长约 500m，最宽处约 200m，高约 20-40cm，由大小不同的牡蛎壳胶结而成。据测定，礁体主要分布在古树桩出露区的南面，两者相距约 100m。壳体分析显示，该处礁体主要由福建牡蛎（*Crassostrea gigas angulata*）和近江牡蛎（*C. ariakensis*）构成，牡蛎直接附着于基岩上，原生直立双瓣的形状完整地保存下来。广州地理研究所、自然资源部第三海洋研究所、中国社会科学院考古研究所和北京大学考古系测得的礁体 ¹⁴C 年龄为距今 25800 年 -9355 年之间，且大部分样品测得在距今 20000 年 -15000 年范围内，因此，深沪湾大片古牡蛎生长年代可追溯至晚更新世的最末盛冰期（俞鸣同等，2001）。

现状与变化趋势

有关该处现代活体牡蛎礁现存状况的监测调查记录基本没有。据东海所 2020 年现场考察，保护区内仍分布有约几百平方米的活体牡蛎礁，目前造礁牡蛎种类为福建牡蛎（如图 3-14 所示）。



图 3-14：深沪湾古牡蛎礁（上图）和现代活体牡蛎礁（下图），拍摄：全为民 / 东海所。

3.4.2 金门岛东北海域牡蛎礁

历史分布

金门岛东北海域牡蛎礁的信息源于姚庆元（1985）的记载，分布在海域内的大伯水道与金门岛东北水道中（见图 3-15）。水道上段（水深 9-11m）礁体 ¹⁴C 绝对年龄为距今 670 ± 140 年，水道中段（水深 13-15m）礁体 ¹⁴C 绝对年龄为距今 2200 年。

上世纪七十年代初期，晋江县沿海渔民在围头湾大伯岛附近捕捉对虾时，发现了海底牡蛎壳层富集。此后，陆继发现沿着安海湾口的内盘岛、大伯岛至围头岬角的大伯水道，堆积着丰富的牡蛎壳层。这片水域长 15-17.5km，宽 1000-2000m，水深按上、中、下三段区，水深分别为 9-11m，13-15m，18-20m。姚庆元（1985）根据渔民的采捞和现场调查资料估算，大伯水道牡蛎礁长 15km，宽 700m，高 3-4m，其体积约 3150-4200 万 m³。

近些年来，金门岛东北水道也发现了同样的牡蛎礁堆积。金门岛东北水道源于金门岛东北的角屿，沿着金门岛东北岸线分布，在围头岬角附近与大伯水道交汇（交汇处沉积物为牡蛎壳和石英粗沙），长 13km，宽 900-1000m，水深 18-20m。该处牡蛎礁沿着水道中分布，由含量很高的贝壳和少量黑色淤泥等组成，结构松软，尚未胶结成岩。根据渔民的采捞和作者的现

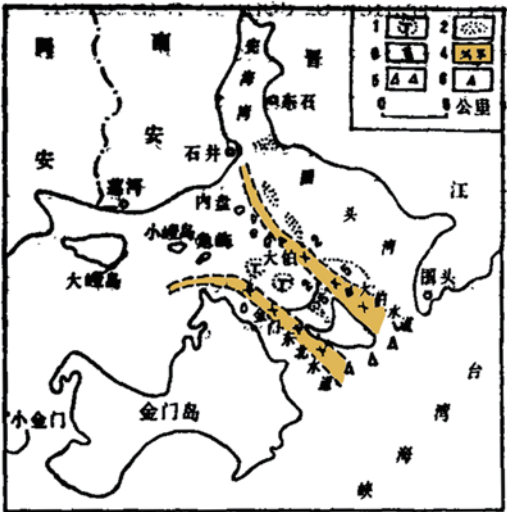


图 3-15：金门岛东北海域牡蛎礁分布图，其中黄色区域为牡蛎礁（姚庆元，1985）。

场调查资料，该水道中的牡蛎礁长 10km，宽 1000m，高 2-3m，估算其体积约 2000-3000 万 m³（姚庆元，1985）。

有关金門岛东北海域牡蛎礁的资料记载极少，其生存现状需进一步调查评估。

3.5 南部沿海地区

中国南部沿海的牡蛎礁多分布在咸淡水交汇的河口区域。目前，广东省和广西壮族自治区尚未开展系统性调研来摸清海域内的牡蛎礁现存状况和结构特征。然而考虑到两广地区悠久的采蚝养蚝历史与依赖于野生苗种的牡蛎规模化养殖现况，合理推测这些牡蛎采苗区（见 3.1，专栏 -2）周边海域内应该分布着一定规模的自然繁殖的牡蛎种群。结合陆基观测、潜水调查与潮下带野生牡蛎采捕位点的信息，广东省沿海地区的牡蛎礁分布如图 3-16 所示。

有限的资料和实地踏查显示，广东省牡蛎礁具有分布广、形态特征多样、成礁牡蛎物种多的特点。现存牡蛎礁通常由礁石、牡蛎壳和活体牡蛎堆叠形成，某些地区牡蛎礁还常与红树林交叠生长形成混合生态区域（如图 3-17），潮间带牡蛎还常固着于防浪堤坝生长并形成礁体。造礁物种包括香港牡蛎（*Crassostrea hongkongensis*）、熊本牡蛎（*C. sikamea*）、福建牡蛎（*C.*

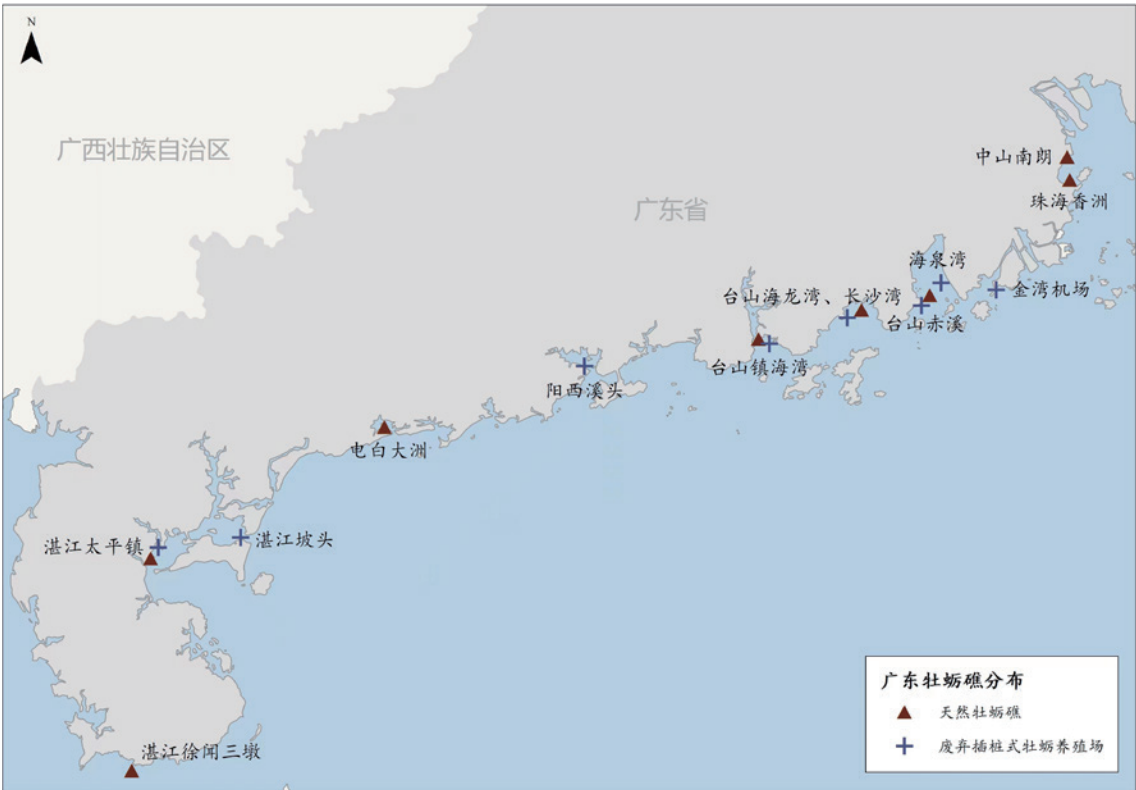


图 3-16：广东省沿海地区牡蛎礁与废弃的插桩式牡蛎养殖场的大致分布图（三角为牡蛎礁，十字为废弃的插桩式牡蛎养殖场），来源：肖述参考陆基观测、潜水调查与潮下带野生牡蛎采捕位点的信息绘制，由罗永梅于 2022 年摹画（审图号：GS 京（2022）0140 号）。

gigas angulata)、近江牡蛎 (*C. ariakensis*)、缘齿牡蛎 (*Dendostrea sandwichensis*) 以及棘刺牡蛎 (*Saccostrea echinata*) 等, 各物种分布可见图 3-18。

相较于历史分布, 广东省沿海地区牡蛎礁也正在

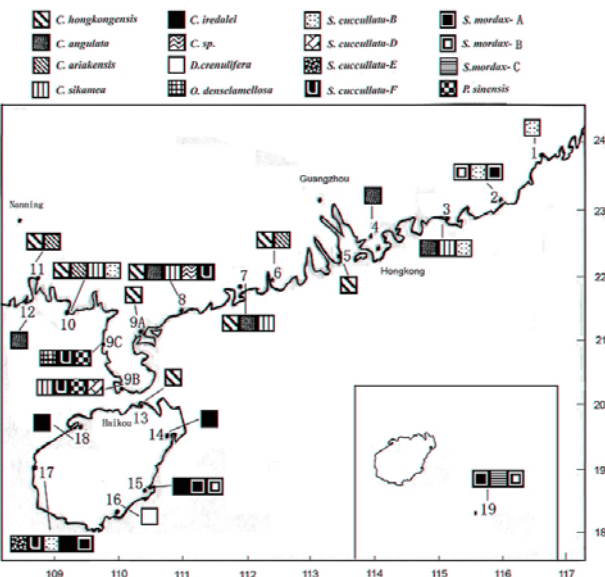


图 3-18: 广东省沿海主要牡蛎物种分布 (夏建军, 2008)。

迅速退化, 特别是在珠江口海域。通过对广东省沿海的牡蛎礁调查, 仅发现 2 处具有一定规模的潮间带牡蛎礁, 分别为湛江太平镇牡蛎礁和徐闻三墩岛的大汉三墩风景区“莲花”牡蛎礁 (图 3-19)。目前, 受过度商业采挖影响, 曾经重要的以香港牡蛎为主要造礁



图 3-19: 徐闻大汉三墩岛天然“莲花”牡蛎礁, 拍摄: 喻子牛、肖述。

物种的牡蛎礁已消失殆尽, 现存礁体通常由经济价值相对较低因而免于被采挖的熊本牡蛎和小蛎属 (*Saccostrea*) 的牡蛎构成, 尽管当地对这些牡蛎物种的采挖强度不大, 但也常因底质物有限和缺乏保护管理等原因牡蛎的发育生长受到干扰, 导致该地区牡蛎礁礁体高度普遍偏低 (信息来自喻子牛与肖述的实地观察)。

广东省沿海的插桩式牡蛎养殖场 (其主要分布见图 3-16), 在废弃后随时间推移, 可生长发展成牡蛎礁。广东省牡蛎养殖历史悠久, 传统使用投石养蚝和插桩养殖技术, 例如在江门台山、湛江鉴江入海口、湛江坡头区乾塘与塘尾一带、湛江廉江入海口等地的养殖区域。其中, 滩涂上的插桩养殖方式在广东省沿海多地都有采用, 通常将短水泥棒 (如图 3-20 所示) 和黑色聚乙烯膜包被的长木棒作为固着基质, 用于收集香港牡蛎幼苗, 养殖设施上也会伴有牡蛎壳及其它附着生物 (如藤壶) 的堆积附集。大部分此类养殖场的养殖采收周期为 3 年, 即每年 4 月份左右插桩、养殖 3 年后收获。长期以来, 由于香港牡蛎苗产量不稳定, 部分滩涂牡蛎养殖设施被废弃, 逐渐形成牡蛎礁, 礁体上通常以熊本牡蛎、福建牡蛎, 以及小蛎属牡蛎为主要物种, 偶尔能发现少量香港牡蛎个体。对于仍在运营的养殖场, 尽管不能称为牡蛎礁, 但养殖设施上生长的牡蛎群落在采收间隙也发挥着类似于牡蛎礁的生态系统服务功能。



图 3-20: 湛江塘尾插桩式牡蛎养殖场, 拍摄: 肖述。

3.5.1 珠江口牡蛎礁

历史分布⁸

珠江流域由西江、北江、东江及珠江三角洲诸河四个主要水系组成，这些淡水的注入造就了珠江口咸淡水交汇处营养丰富的独特生境，该处潮间带生物聚集，其中牡蛎便是最主要的物种之一。多数牡蛎礁沿珠江口的河口分布，依据盐度由低至高的变化，礁体发育由大及小，造礁的牡蛎物种由巨蛎属（*Crassostrea*）向小蛎属过渡。

史籍记载，珠江口“沿海坦田多系蚝壳基址”（宣统《东莞县志》卷三十五），因为大量的围垦，以至于沿海的牡蛎礁被逐渐向海推移，珠江三角洲的地下蚝壳带就是牡蛎礁变转成良田的历史地理证据之一。随着围隔造田运动的持续、海岸线不断往外推移，珠江三角洲大部分的沙田都是在清代之后通过围隔牡蛎滩而形成的，如东莞沙田镇。关于珠江口古代牡蛎滩分布，吴建新（2008）经过实地调查后在古籍原图基础上重新勾勒出了当初牡蛎礁分布的主要地点，其中顺德、番禺、沙田等区域牡蛎礁最为密集（图 3-21）。宣统年间记载，珠江口牡蛎礁最北分布甚至在广州猎德村（亦广州目前城市 CBD 珠江新城附近），该牡蛎礁带向东北方向延伸到直达现今东莞麻涌镇、虎门镇附近，在清末遭到大量挖掘（光绪十一年《前事略六》）。自猎德村向南沿着珠江而下，根据地理学家曾昭璇的实地考察记录，佛山的西樵山东南部分布着大量牡蛎礁，而在明代南海县的牡蛎礁亦被开发成沙田。

十八至十九世纪，东江入海口处的深圳湾曾经分布着丰富的牡蛎礁，浅水区则红树林密布，形成了天然的红树林生物与牡蛎礁生物的生态耦合区，缓冲了深圳河、大沙河入海带来的大量营养盐对深圳湾的影响。根据英国海军水文部门两个世纪前的测绘图（图 3-22），深圳湾西侧滩涂上的牡蛎礁分布范围北起深圳之窗、华侨城、深圳大学医学部，南至深圳湾公园、蛇口港附近大片海滩；东侧滩涂上的牡蛎礁分布范围北起福

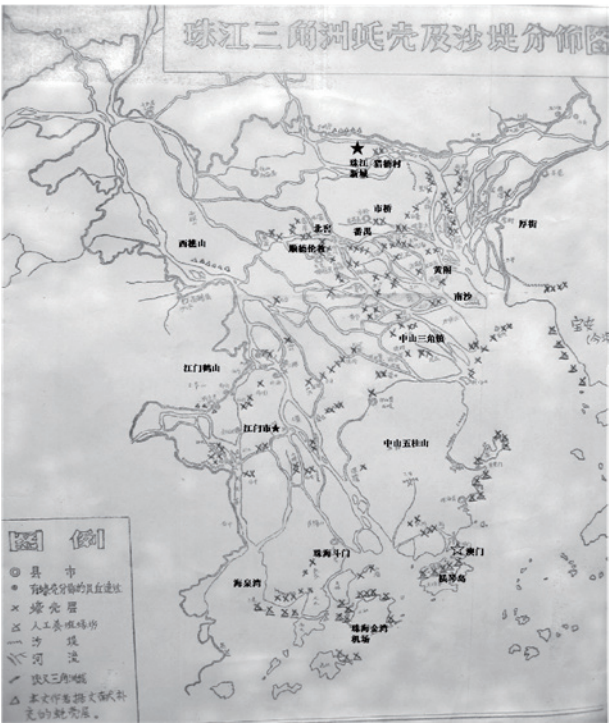


图 3-21：1976 年《珠江三角洲农业志》中记载的珠江三角洲蚝壳及沙堤分布图，来源：《珠江三角洲农业志》，佛山地区革命委员会编写于 1976 年。



图 3-22：十八至十九世纪大鹏湾牡蛎礁分布记载，来源：大鹏半岛海洋图书馆收藏 1901 年出版的英国海军水文部门测绘图。

田红树林公园、香港米埔自然护理区，越过尖鼻咀海湾，沿流浮山深湾路南直下直到深圳湾公路大桥桥底。但随着珠江口城市群的崛起，深圳侧填海造地运动，严重影响了当地海岸带生境，牡蛎礁也因此在深圳湾消失。

从历史角度看，围垦、采挖牡蛎以及挖掘蚝壳用作建筑材料或土壤改良剂是最主要的破坏和利用牡蛎

8 珠江口牡蛎礁的历史记载详情见附录 7.4

礁的方式。享誉东南亚的广东牡蛎“沙井蚝”，当初也大都是采收自天然牡蛎礁。

现状与变化趋势

珠江口潮间带大量丰富的天然牡蛎礁已经不复存在，而潮下带因为地形和底质结构的不同，部分区域尚保留部分牡蛎礁，这也是至今在广东省珠海、江门台山、深圳等水域尚有部分渔民从事潜水打蚝工作的原因。根据部分陆基观测数据以及潜水员的调查信息（如图 3-16 所示），珠江口天然牡蛎礁主要分布区域包括：

- **珠海：**潮下带牡蛎礁主要在靠近澳门水域，潮间带牡蛎礁则沿珠海情侣路靠近渔女雕像附近较具规模，海泉湾附近有小蛎属牡蛎礁，此外南水镇以及金湾机场附近潮间带和潮下带都有少量礁体分布。该区域牡蛎礁特点是分布广，

但单个礁区面积不大。潮下带礁体上的造礁物种以香港牡蛎和近江牡蛎居多，而潮间带礁体上则巨蛎属牡蛎和小蛎属牡蛎并存。

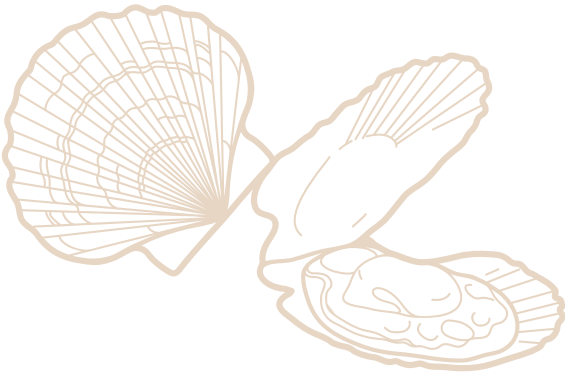
- **江门台山：**天然牡蛎礁主要分布在赤溪镇附近传统采苗区域，牡蛎种类主要为香港牡蛎、熊本牡蛎以及小蛎属牡蛎物种。

保护与修复措施

随着珠江口牡蛎养殖业的发展，曾主要采用的投石养蚝和插桩养殖技术，一定程度上能够带来类似于牡蛎礁的生态系统服务功能，而这些生态效益不可避免地会受到季节性采收的影响；而废弃后的牡蛎养殖设施则可能更趋近于天然牡蛎礁（图 3-23）。厘清人工牡蛎养殖设施形成与带来的生物群落结构、生态系统服务功能等方面与天然牡蛎礁的异同性，对未来在该地区进行牡蛎礁修复具有十分明显的现实指导意义。



图 3-23：红树林旁基本废弃的插桩式牡蛎养殖场，
拍摄：肖述。



4

中国牡蛎礁 保护政策与实践



江苏海门蛎岬山国家级海洋公园内退潮后露出水面的牡蛎礁，拍摄：刘青/TNC。

4.1 中国牡蛎礁的保护政策与管理体系

中国海岸线漫长，海岸带资源丰富，是经济发展和生态保护的重要场所。近年来，有关部门为保护海岸带生态资源和修复受损自然岸线开展了大量工作，包括制定陆海统筹的海岸带规划，清理违法围填海，控制向海的陆源排污，建立各类型保护地和开展红树林、海草床、珊瑚礁和盐沼等栖息地的恢复工作。这些相关政策中尚没有专门针对牡蛎礁栖息地的保护政策，因此本节所论述的政策内容以能为牡蛎礁栖息地保护提供政策性支持的国土空间规划和海洋保护地的一般性内容为主。

多规合一、陆海统筹的国土空间规划体系

海洋功能区划曾经是《海域使用管理法》和《海洋环境保护法》共同确定的中国海洋管理的一项基本制度，是中国海洋空间开发、控制和综合管理的整体性、基础性、约束性文件。2016 年，原国家海洋局印发《关于全面建立实施海洋生态红线制度的意见》，并配套印发《海洋生态红线划定技术指南》，指导全国海洋生态红线划定工作。2019 年 5 月，《中共中央 国务院关于建立国土空间规划体系并监督实施的若干意见》印发实施，国土空间规划成为国家可持续发展的空间蓝图，建立国土空间规划体系并监督实施，将主体功能区规划、土地利用规划、城乡规划等空间规划融合为统一的国土空间规划，实现“多规合一”，为各类开发、保护和建设活动提供基础依据。

海洋保护地

海洋保护地是海洋分类分区中的一大类型，为海域中的重要生态系统、自然资源和生态环境的保护提供了管理基础和管制依据。中国海洋保护地主要有海洋自然保护区和海洋特别保护区两种类型。《海洋环境保护法》第二十三条和第二十四条分别明确了海洋自然保护区和海洋特别保护区相应的法律地位和设立条件，

也在国土空间规划的海洋分区体系中得到明确体现。海洋自然保护区侧重于保护对象的珍稀性、自然性和原始性，以自然保护为主，在类型上主要有海洋生物物种、海洋和海岸生态系统、海洋自然遗迹和非生物资源等三种。海洋特别保护区则以海洋资源的合理开发和可持续利用为主旨，保护与开发并重，在类型上主要有海洋公园、海洋生态保护区、海洋资源保护区和海洋特殊地理条件保护区等四种。

截至目前，全国海洋自然保护地总面积 124 万 km²，约占中国管辖海域总面积的 4.1%。保护对象涵盖红树林、珊瑚礁、河口、海湾、海岛及濒危海洋生物栖息地等海洋生态功能重要区域，初步形成沿海海洋生物多样性保护网络。

根据中共中央办公厅、国务院办公厅印发的《关于建立以国家公园为主体的自然保护地体系的指导意见》，未来自然保护地按生态价值和保护强度将由高到低依次分为国家公园、自然保护区、自然公园三种类型。将针对现有海洋自然保护区、海洋公园、湿地公园、水产种质资源保护区等各类海洋保护地进行综合评价、梳理、归类，纳入到以国家公园为主体、自然保护区为基础、各类自然公园为补充的自然保护地分类系统。

为强化海洋保护地的规范化管理和标准化建设，原国家海洋局组织有关技术单位相继制定了《海洋自然保护区管理技术规范》（GB/T 17504-1998）《海洋自然保护区类型及级别划分原则》（GB/T 19571-2004）《海洋特别保护区选划论证技术导则》（GB/T 25054-2010）《海洋特别保护区功能分区和总体规划编制技术导则》（HY/T118-2010）和《海洋特别保护区分类分级标准》（HY/T118-2010）等相关技术标准。这些技术标准曾为海洋保护地的建设和管理提供了详细的技术指导，发挥了巨大的作用，成为海洋保护地编制总体规划和开展规范化管理等工作的技术指南。随着“建立以国家公园为主体的自然保护地体系”的保护地改革落地和推进，原有这些技术标准已经无法满足当前新的管理要求和改革需求。一是原有的海洋保护地技术标准偏少，无法满足规范化建设和精细化管理

的需求，亟需立项一批新的技术标准和规范；二是需要根据新的管理需求对原有的技术标准进行修订，并重新编制；三是应尽快理顺技术标准的管理体系，加强海洋保护地技术标准管理工作。

4.2 中国牡蛎礁保护地概况

牡蛎礁作为生物基质类型的生境，目前通常被列入独特地质地貌、自然景观和历史文化遗迹的海洋保护地类型，而不是被视为一种典型的生态系统类型。全国海洋保护地中涉及独特地质地貌、自然景观和历史文化遗迹保护的保护区共有 39 个，主要保护对象包括：贝壳堤、牡蛎礁、海滩、海底古森林遗迹、滨海岩溶地貌、海蚀地貌、海岸带地貌、岛礁自然地貌、海洋文化与旅游、爱国教育基地、海洋景观和自然历史遗迹。以下为其中**明确以牡蛎礁为主要保护对象或存在牡蛎礁分布的海洋保护地及其管理现状**：

天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区

该保护区位于渤海湾西北部，天津滨海新区汉沽大神堂村南部海域，是以牡蛎、栉孔扇贝等海洋生物及其栖息地为主要保护对象的国家级海洋特别保护区，于 2012 年获原国家海洋局批准成立（其范围内的牡蛎礁详情见 3.2.2）。特别保护区分为重点保护区、生态与资源恢复区和适度利用区（见图 4-1）。重点保护区，面积 1630 公顷，重点开展相关巡护和生态监测活动，并投放人工礁体以重建牡蛎礁生态系统；生态与资源恢复区，面积 870 公顷，主要开展牡蛎礁恢复实验和规模化牡蛎礁恢复工程；适度利用区，面积 900 公顷，通过开展生态旅游和增殖放流等活动，为海洋生物资源的保护和恢复提供可持续发展的动力。

由于该保护区尚未设立正式的管理机构，依据《天津市滨海新区海监支队组建方案》，目前由天津滨海新区海监支队第四大队负责日常执法工作。尽管保护区内已设置了浮标及海上监视平台等基础管护设施，但还不能满足保护区规范化管理的要求，应继续加强

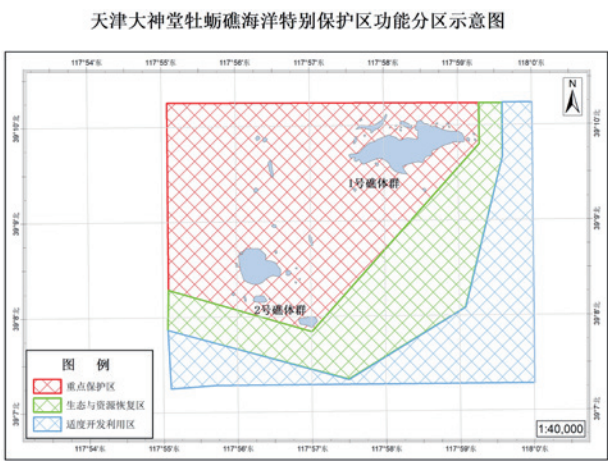


图 4-1：天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区功能分区，其中包含 1 号与 2 号牡蛎礁礁群范围，来源：王彬 / 自然资源部天津海洋环境监测中心站。

管理能力和基础配套设施投入。由于大神堂牡蛎礁是渤海宝贵的贝类种质资源库，保护区的建立和管理对恢复该区域的特殊生态环境，实现生态价值和经济效益的双赢具有重要的意义。

江苏海门蛎岬山国家级海洋公园

江苏海门蛎岬山国家级海洋公园位于江苏省海门市东灶中心渔港东北方向，总面积 1545.91 公顷，其中重点保护区 169.03 公顷，生态与资源恢复区 643.78 公顷，适度利用区 733.10 公顷。2006 年原国家海洋局批准建立江苏海门蛎岬山牡蛎礁海洋特别保护区，2012 年更名为江苏海门蛎岬山国家级海洋公园（图 4-2；其范围内的牡蛎礁详情见 3.3.1）。

2006 年海洋特别保护区成立后，即根据相关文件精神，成立了江苏海门蛎岬山牡蛎礁海洋特别保护区管理处，负责保护区的正常管理运行。2009 年海门市机构编制委员会下发了《关于印发〈江苏海门蛎岬山牡蛎礁海洋特别保护区管理处职能配备、内设机构和人员编制规定〉的通知》，核定事业编制 7 名，负责管理该保护区。2013 年后该保护区的工作经费已经纳入海门市财政年度预算，同时也积极申报其它各渠道的海洋生态保护与修复资金，用于牡蛎礁的保护与修复工作。



图 4-2：江苏海门蛎岬山国家级海洋公园内的牡蛎礁，
拍摄：程琨 /TNC。

天津古海岸与湿地国家级自然保护区

该保护区是以贝壳堤、牡蛎滩古海岸遗迹、滨海湿地为主要保护对象的国家级自然保护区，位于渤海湾西岸、天津市的东部，总面积 35913 公顷。该保护区于 1992 年经国务院批准建立，是在天津市人民政府 1984 年批准建立的“贝壳堤市级自然保护区”基础上建立的国家级保护区，2009 年国务院批准进行范围和功能分区调整，是中国唯一以古海岸遗迹为保护对象的国家级海洋类型自然保护区，同时也保护着由长牡蛎（*Crassostrea gigas gigas*）和近江牡蛎（*C. ariakensis*）形成的现代牡蛎礁。

该保护区在 1996 年，经天津市机构编制委员会批准，成立了天津古海岸与湿地国家级自然保护区管理处，隶属天津市海洋局，核定编制 40 人。2008 年经天津市人事局批准，保护区管理处转制为参照公务员法管理单位，2014 年市编办确定为公益一类事业单位。现有在职人员 38，退休人员 4 人。其中持有监察证或

执法证的执法人员 32 人，占总人数的 84%；本科学历或同等学历及以上工作人员 36 名，其中硕士研究生 11 名。其工作经费已经纳入到天津市年度工作预算当中，为全额拨款单位。

福建深沪湾海底古森林遗迹国家级自然保护区

该保护区位于福建中部晋江半岛东南端深沪湾潮间带，北至龙湖衙口，东濒台湾海峡，总面积 3100 公顷。保护区以拥有 7000 多年历史的海底古森林遗迹和距今 9000-25000 年的古牡蛎礁遗迹为主要保护对象，同时也保护湾内独特的海岸自然地质地貌，包括当地潮间带滩涂上分布着的约 5000 m² 的古牡蛎礁，主要以长牡蛎和近江牡蛎为主；此外，保护区里也仍分布着现代活体牡蛎礁栖息地（详情见 3.4.1）。深沪湾海底古森林遗迹于 1986 年首次发现，1992 年 10 月被列为国家级自然保护区（图 4-3）。

该保护区 2004 年设立副处级管理机构，即福建深沪湾海底古森林遗迹自然保护区管理处，人员编制 12 人，其中研究生 1 名，大学本科 5 名，大专 5 名，中专 1 名，包含地质、环保、旅游、植物保护、法律、计算机及应用等专业，人员整体素质能适应岗位要求，基础较为扎实，为晋江市财政全额拨款单位。管理处在监察科三名编制的基础上，聘用 5 名协管员充实保护区执法监察队伍，并建立科学的巡护报告制度和违规事件处理制度，设置了界碑、界桩、管护站和瞭望台，配备了专用巡逻摩托车、GPS 卫星定位仪、通讯对讲机、取证摄录像机等执法巡查工具，以及建立了一个动态监控系统，以便于开展日常巡查巡护，积极制止查处各类违法活动。

除了上述的海洋保护地以外，还有几处以牡蛎为主要保护对象的水产种质资源保护区，如：2005 年成立的山东潍坊莱州湾近江牡蛎原种市级自然保护区、2007 年成立的山东莱州湾单环刺螠近江牡蛎国家级水产种质资源保护区、2009 年成立的广东海陵湾近江牡蛎国家级水产种质资源保护区、2016 年成立的河北唐山祥云岛海域国家级水产种质资源保护区等。这些水产种质资源保护区的设立，对于保护牡蛎种质资源起到了非常重要的作



图 4-3：福建深沪湾海底古森林遗迹国家级自然保护区碑标志，来源：晋江市人民政府⁹。

用，也为牡蛎礁的保护和修复提供了基础。

4.3 中国海洋保护地管理挑战

首先，海洋保护地管理制度需进一步健全完善。由于改革的时间较短，目前，国家相关部门正在组织推进自然保护地立法相关工作。

其次，海洋保护地建设的配套支撑不足。中国海洋保护地前期建设基本上实行的是“抢救式保护”策略，虽然保住了一批重要的海洋生态系统、濒危珍稀海洋物种栖息地和重要资源集中分布区，但正是由于基础工作和制度保障未能跟上建设的速度，也产生了一些诸如海洋特别保护区尚未设立专门管理机构 and 人员、资金预算不足，专业管理人才和队伍还需加强的情况；

同时，保护区需制定明确的整体目标、顶层设计和配套制度，以及加强社区参与度，增设科研和科普活动，以确保保护成效。

最后，针对牡蛎礁等重要生境类型设立保护地需得到进一步重视。长期以来中国海洋生态资源缺乏本底调查资料，海洋重要生境、重要物种栖息地、生态廊道分布状况不够明确清晰，因此国家层面未能针对性地制定海洋保护地的发展规划（如全国或省级海洋保护区发展规划、建设规划、行动计划等未见出台，长期缺位），造成海洋保护地体系建设顶层设计缺乏和整体发展方向不明确，也造成了以地方为主导的海洋保护地的选划和建设缺乏统一部署，进而导致海洋保护地空间布局不合理。随着近年来对牡蛎礁、海草床、海藻场等生物基质生境所提供的生态功能日益受到重视，保护其形成的生态系统的呼声也日益增多，在未来这些未明确列入《海洋环境保护法》中的具有典型性、代表性的海洋生境也会越来越多地纳入到自然保护地体系，受到更为广泛和严格的保护。

⁹ http://www.jinjiang.gov.cn/ztzl/slwbhq/bhqgk/201706/t20170609_1290292.htm

5

中国牡蛎礁 修复政策与实践



浙江省三门县牡蛎礁修复项目在夕阳下实施，拍摄：董大正。

5.1 中国牡蛎礁修复政策、挑战和机遇

尽管牡蛎礁未能在《海洋环境保护法》中获得和红树林、珊瑚礁、盐沼湿地、海岛、海湾、入海河口、重要渔业水域等具有典型性、代表性的海洋生态系统相同的地位和重视程度，但近年来对牡蛎礁、海草床、海藻场等此类生物基质生境的关注程度日益提升，不仅奠定了保护基础，同时也为未来实施修复提供了广泛的社会基础。

牡蛎礁、海草床、海藻场、红树林、珊瑚礁等生物基质生境即能形成天然且独特的海岸带生态系统，同时具备较强的固滩防潮功能，是减轻海岸带灾害的天然屏障，对于筑牢海岸带生态安全屏障具有重要作用。2020年，自然资源部办公厅、水利部办公厅、国家发展和改革委员会办公厅、财政部办公厅共同印发了《海岸带保护修复工程工作方案》，沿海各省也陆续制订了各省的方案，以提升沿海防灾减灾能力，筑牢海岸带生态安全屏障。2020年6月，国家发展改革委、自然资源部联合印发了《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021-2035年）》，其中海岸带作为重点区域之一将着重开展以海岸带生态系统结构恢复和服务功能提升为导向的修复工程，牡蛎礁作为一种重要的生境类型，与红树林、珊瑚礁、海草床、盐沼、海岛、海湾、河口、上升流等多种典型海洋生态系统一同得到保护和修复。2022年1月，自然资源部、国家发展改革委、国家林业和草原局联合印发《海岸带生态保护和修复重大工程建设规划（2021-2035年）》，在相关重点区域进一步细化提出了牡蛎礁保护修复工作任务。自然资源部组织编写发布的21项海岸带保护修复工程技术标准中，《海岸带生态减灾修复技术导则 第6部分：牡蛎礁》（T/CAOE 21.6-2020）和《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则 第7部分：牡蛎礁》（T/CAOE 20.7-2020）为开展牡蛎礁等生境的保护和修复提供了技术支撑和依据。2021年7月，自然资源部办公厅印发《海洋生态修复技术指南（试

行）》，其中对牡蛎礁生态修复的修复流程、前期调查、问题诊断和目标确定、修复措施、监测与评估等内容提出了要求。近年来，自然资源部配合财政部组织实施了“蓝色海湾”整治行动、海岸带保护修复工程等海洋生态保护修复项目，支持地方开展牡蛎礁生态系统修复。此外，农业农村部也已将牡蛎礁列为国家级海洋牧场示范区的建设内容，有关部门正在组织制定相关的技术规范。

2021年中国宣布将力争在2030年前达到碳排放峰值，努力争取2060年前实现碳中和目标（简称“双碳目标”）。海洋在中国实现碳中和目标的进程中具有重要作用，蓝色碳汇（简称“蓝碳”）的巨大潜力逐渐被认可，也成为基于自然的解决方案之一。除现在广泛受到认可的红树林、海草床和盐沼这三类蓝碳生态系统之外，牡蛎礁等生态系统的碳汇潜力也受到越来越多的研究。然而牡蛎礁作为近岸重要的栖息地类型之一，其起到碳汇或碳源的作用目前仍是国际学术争议的议题（详情见2.2），还需要更广泛的科学研究和社会关注，而这些工作都将促进牡蛎礁的保护和修复。

5.2 中国牡蛎礁修复实践

中国牡蛎礁修复工作开始于本世纪初，相关实践先后在长江口、天津大神堂、江苏海门、山东东营、山东潍坊、河北唐山、浙江三门等地得到开展。尤其是近几年来，随着中央和地方政府对海岸带保护修复的重视，许多地方实施了海岸带牡蛎礁生态修复工程。但由于缺乏充分的前期技术论证与长期监测评估，再加上海域自然条件各不相同，目前国内牡蛎礁修复案例很少。本章节收录了中国目前具代表性的四项牡蛎礁修复案例，这些项目为制定前文所述的相关修复政策提供了实践经验与数据支撑。

5.2.1 浙江三门牡蛎礁修复研究试点项目¹⁰

牡蛎是浙江省台州市三门县的传统养殖品种之一。三门辖区内的健跳港是当地一条狭长而弯曲的内湾，以盛产“铁强牡蛎”而闻名。这里曾有着丰富的野生牡蛎资源，特别是位于上游湾区的硬质滩涂区，区内野生牡蛎以滩涂上的自然石砾为底质物固着生长，形成可以为养殖活动提供天然苗的牡蛎礁栖息地。上个世纪八十年代，当地村民利用石条采集湾内野生牡蛎苗种，在滩涂上开展大面积的养殖实践（图 5-1）。然而近几十年来，受河道挖沙、筏式吊养外来牡蛎品种等多重因素影响，这片牡蛎礁栖息地及其种质资源发生一定程度的退化。

2019 年，在中国水产学会和三门县农业农村局的支持下，TNC 与中国水产科学研究院东海水产研究所

（简称“东海所”）在健跳港上游的滩涂区启动了以修复牡蛎礁为基础的三门牡蛎种质资源养护研究项目，以支持当地牡蛎种质资源的养护工作，通过修复牡蛎礁，促进滩涂生态环境的改善。

项目团队基于当地牡蛎补充量充足、滩涂底质较硬、水体流速快的特点，采用成本低且易获得的石块（直径 10-30cm）作为底质物，在 1 公顷的研究区域内，于 2019 年和 2020 年共构建了 19 个不采收的牡蛎礁体（各约 1m 高，2m 宽，长度不等；如图 5-2、图 5-3）。在修复设计中，为减少泥沙淤积影响，各礁体的长边平行于水流方向；此外，项目通过将修复礁体分别构建在潮间带区域的高潮位与低潮位，对不同潮位的牡蛎物种固着生长与生物多样性情况进行对比实验；也构建了长度不一的礁体，以试验不同长度的礁体受泥沙淤积的影响程度，包括 8m、4m 和 2m 三种长度规格。

目前为止，经过持续三年对礁体上牡蛎生长状况和



图5-1: 浙江省三门县健跳港上游湾区滩涂上传统的牡蛎石条养殖，拍摄：程琨/TNC。

10 详见附录 7.3



图5-2: 2019年6月利用石块构建的一期牡蛎礁结构, 拍摄: 董大正。



图5-3: 科研人员正在观察于2020年构建的长8m的二期牡蛎礁上的牡蛎生长状况, 拍摄: 刘青/TNC。



图5-4: 随着涨潮逐渐被海水淹没的三门牡蛎礁, 拍摄: 刘青/TNC。



图5-5: 三门牡蛎礁礁体顶部生长良好的牡蛎, 拍摄: 刘青/TNC。

底栖动物多样性进行监测, 结果显示:

- 1) 礁体上的牡蛎物种以熊本牡蛎 (*Crassostrea sikamea*) 和近江牡蛎 (*C. ariakensis*) 为主, 有极少量福建牡蛎 (*C. gigas angulata*) 固着。此外受下游吊养香港牡蛎影响, 礁体上同时生长有香港牡蛎, 且有一定占比。
- 2) 修复三年后的礁体 (2019 年构建, 如图 5-4、图 5-5 所示) 上牡蛎平均密度约为 1897 个/m^2 , 显著高于对照区 (未修复的光滩); 从牡蛎礁上采集到的定居性大型底栖动物共计 5 类 22 种, 平均密度约为 240 个/m^2 , 其种类和密度分别约为对照区的 22 倍和 120 倍。
- 3) 长礁体 (8m) 上的牡蛎密度和定居性大型底栖动物密度对比短礁体 (2m) 有着显著的提升, 初步显示长礁体能够更好地适应泥沙淤积影响。

5.2.2 长江口牡蛎礁修复

长江口是世界上的特大型河口, 是中国生物多样性最高、生物资源最为丰富的水域之一。长江径流携带而来的丰富营养盐促进了河口地区浮游生物的生长, 并为鱼类的繁衍提供了充足的饵料, 形成了著名的长江口渔场。然而, 由于近几十年来的环境污染、过度捕捞、湿地围垦以及大型河口海岸工程建设, 长江口生态环境不断恶化, 河口生态系统面临全面衰退, 主要表现在: 水质恶化、水体富营养化加剧、有毒有害赤潮频发、生物多样性降低、饵料生物量急剧下降、生物资源快速枯竭、河口生态系统退化及功能丧失等。

长江口牡蛎礁修复开始于 2004 年, 为补偿长江口深水航道整治工程建设对河口生物资源和鱼类栖息地带来的破坏和损失, 东海所科研团队创造性地提出利用长江口深水航道整治工程水工建筑物 (南北导堤和丁坝) 的混凝土模块作为牡蛎固着礁体, 通过增殖人工培育的近江牡蛎亲本 50 吨, 构建了中国首个人工牡蛎礁生态系统, 面积达到 26 公顷 (图 5-6)。该牡蛎礁修复项目被美国学者列为国际大规模牡蛎礁修复成



图5-6: 修复后的长江口牡蛎礁, 拍摄: 全为民/东海所。

功的典型示例之一。

于 2005-2010 年持续跟踪监测的结果显示 (Quan et al., 2009, 2012a, 2012b, 2013), 长江口已形成了一个自维持的近江牡蛎种群, 牡蛎密度为 400-800 个 /m², 生物量 (鲜肉重) 为 2000-3000g/m², 总数量达到 590 亿个, 总重量达到 106 万吨。该牡蛎礁以近江牡蛎为建群种, 形成的礁体生物群落包括 114 种河口水生动物, 其中 47 种大型底栖动物和 67 种游泳动物 (涉及 4 种上海海域鱼类新记录)。

经评估, 该牡蛎礁具有如下净化水体的生态系统服务功能 (全为民等, 2007; 沈新强等, 2011): 每年滤水总量达到 3300 亿 m³, 每年滤食 438 吨 (干重) 的藻类, 每年移除约 292 吨氮、20 吨磷、4.9 吨铜和 11.7 吨锌, 等同于每年净化河流污水 731 万吨, 相当于在长江口建造一座投资规模约 3000 万元、日处理能力约 2 万吨的大型城市污水处理厂。

5.2.3 海洋牧场与牡蛎礁修复

随着中国经济社会高速发展和人口不断增长, 受环境污染、工程建设以及过度捕捞等诸多因素影响, 中国近海渔业资源严重衰退。近十年来, 中国沿海掀起了以投放人工鱼礁和海洋生物增殖为基础的海洋牧场大规模建设热潮, 以期增殖和养护渔业资源, 改善海域生态环境, 实现渔业资源可持续利用的模式 (农业部渔

业渔政管理局和中国水产科学研究院, 2017)。截至 2016 年, 全国已投入海洋牧场建设¹¹ 资金 55.8 亿元, 建成海洋牧场 200 多个, 投放人工鱼礁超过 6000 万立方米, 涉及海域面积超过 850km²。

目前, 牡蛎礁也被纳入海洋牧场生境构建的类型之一。农业农村部积极支持牡蛎礁在海洋牧场中的应用, 通过四个方面, 采取了相关行动: 一是将牡蛎礁纳入中央财政支持人工鱼礁建设项目的建设内容, 对人工构建牡蛎礁给予补助。二是组织制定中国水产学会团体标准《海洋牧场牡蛎礁建设技术规范》, 科学指导海洋牧场中的牡蛎礁建设试点。目前中国水产学会正在组织制定海洋牧场建设与管理系列技术规范, 牡蛎礁建设是系列技术规范的内容之一。三是开展牡蛎礁建设技术宣传推广, 将牡蛎礁建设技术纳入水生生物资源养护先进技术系列连载重点宣传内容, 在各相关媒体进行广泛宣传。四是指导国家级海洋牧场示范区开展牡蛎礁建设试点。目前河北省祥云湾海域 (如图 5-7)、天津大神堂海域、山东芙蓉岛西部海域等国家



图5-7: 河北省祥云湾海域内天然牡蛎苗和藻类固着在礁体上生长十多年后, 形成的贝藻礁栖息地, 来源: 唐山海洋牧场实业有限公司。

11 原农业部《国家级海洋牧场示范区建设规划 (2017-2025 年)》: http://www.moa.gov.cn/nybg/b/2017/201711/201802/t20180201_6136235.htm

级海洋牧场示范区均已建设了一定规模的以牡蛎礁为主的海洋牧场。

河北省祥云湾海洋牧场牡蛎礁建设案例

祥云湾海域正对渤海口门，自古以来就是鱼类产卵、索饵及洄游的重要栖息场，具备培植渔场、增殖渔业资源的良好条件。为提升海域鱼类种群数量和生物多样性、增加渔业产量并为当地带来休闲渔业机遇，自 2007 年起，唐山海洋牧场实业有限公司及国内多家科研单位，在京唐港南防沙堤南侧 7-16m 水深处，建设祥云湾海洋牧场。因海域内天然牡蛎苗和藻类的补充量充沛，大量固着在人工投放的混凝土礁和花岗岩礁体上，营造了海洋牧场内由牡蛎和藻类共同形成的贝藻礁栖息地（如图 5-7）。

祥云湾海洋牧场总面积达 2 万亩，自 2007 年至今，已投放各类礁体构件 38.92 万空立方米，建成 4000 亩贝藻礁。2015 年，祥云湾海洋牧场获得首批国家级海洋牧场示范区称号。目前，该海洋牧场展现的效益包括：

- **生态效益：**建设海域重现生机盎然的牡蛎礁群和海底藻林，贝藻礁上固着牡蛎的平均生物量为 23.97kg/m²，大型海藻平均生物量为 145g/m²，贝藻礁生态系统总初级生产力、总生产力和总生物量值分别是修复前的 5.03 倍、5.34 倍和 44.04 倍（全国水产技术推广总站，2021）。在牧场区发现了绿鳍马面鲀鱼群，且不时发现经济价值较高的舌鳎类、鲷类、真鲷等个体。
- **经济效益：**贝藻礁栖息地同时提升了当地渔业资源，通过开展增殖放流活动，投放包括海参、海螺、鱼类等苗种（如图 5-8），2019 年祥云

湾海洋牧场水产品总产出 155 吨，其中海参 45 吨、螃蟹 20 吨、海螺 50 吨、鱼类 5 吨，总产值约 1445 万元。通过开展渔船出海观光、海上垂钓、科普研学、海上餐饮等休闲渔业，实现年接待游客 3 万余人，年产值约 720 万元（全国水产技术推广总站，2021）。

- **社会效益：**环渤海超 70% 沿海岸线已被围垦且仍在锐减，失海渔民再就业迫在眉睫。祥云湾海洋牧场采用公司与渔民合作的生产运行方式，为企业和渔民提供新的生产方式和养殖空间，扩大就业，改善民生。

5.2.4 黄河三角洲牡蛎礁修复

经近年来的调查发现，黄河三角洲及两翼地区（包括莱州、潍坊、东营、滨州等地）分布着由长牡蛎（*C. gigas gigas*）及在中国北方海域濒临灭绝的近江牡蛎形成的天然牡蛎礁（详情见 3.2.3）。由于受当地渔民底拖网捕捞作业的影响，该地区牡蛎礁资源衰退严重。中国科学院海洋研究所贝类研发团队基于前期调研监测工作，结合当地环境条件，通过模型确认项目选点后，在黄河三角洲开展了牡蛎人工育苗和增殖活动，同时研发了新型牡蛎活体礁并进行投放，旨在修复该地区的牡蛎礁栖息地。

该项目首先突破性地实现近江牡蛎人工苗种规模繁育技术，后于滨州市大口河河口、套尔河河口、东营市河口区、潍坊市小清河河口投放了牡蛎苗进行增殖，以增加当地海域牡蛎补充量、加速牡蛎礁恢复。

该项目过程中，研发团队设计开发的新型牡蛎活



图 5-8：在贝藻礁上放养的 (A) 许氏平鲉、(B) 脉红螺、(C) 海参，来源：唐山海洋牧场实业有限公司。

体礁具有生态环保、采苗效率高、存活率高和生长速度快的特点，主要由棕绳等天然材料钩织成网状，利用牡蛎不同个体间自然黏连的特点，达到快速构建礁体的效果（如图 5-9）。配合阶段式牡蛎活体礁的构建方法，可以提升牡蛎生物量和怀卵量。该项技术已获得专利授权（专利号：ZL 201910731423.3）。运用此方法的牡蛎礁修复工作已在东营市河口区新户北部海区开展了 2 年（2020 年 -2021 年），在不同潮位的两片牡蛎礁区共形成了总面积约 7.5 公顷的示范区。

2021 年，结合东营市康华海洋科技有限公司国家级海洋牧场建设，该研发团队也就生态型牡蛎活体礁与海洋牧场投放混凝土构件结合的可行性进行了初步论证和测试。由于其显著效果，该项技术获得了东营市河口海洋发展与渔业局的关注和认可，并在申报的河口区海洋生态保护修复项目中将其作为牡蛎礁修复工程的主要实施技术方案。



图 5-9：牡蛎活体礁技术的应用过程。经海上制备暂养直至牡蛎个体大小合适后，活体礁将被转运至待修复的海区进行投放，礁体形状可保持基本完整，生态修复效果显著，图中为：

- (A) 海上制备牡蛎活体礁
- (B) 科研人员转运牡蛎活体礁
- (C) 待修复海区中活体礁上的牡蛎生长情况

拍摄：王鲁平 / 中国科学院海洋研究所。

6

中国牡蛎礁 保护与修复的对策建议



修复后的牡蛎礁，拍摄：Clay Bolt。

6.1 中国牡蛎礁保护与修复工作中存在的不足

根据前文综述，中国牡蛎礁保护和修复工作在政策、管理、科研、修复技术和社会参与等多方面仍存在不足。

1) 对牡蛎礁生态系统的认识有待深化

尽管牡蛎礁是重要的海岸带栖息地，具有不可替代的生态系统服务功能，但目前由于缺乏相关研究和科普宣传，牡蛎礁生态系统并没有像红树林、珊瑚礁、盐沼等其他典型海岸带生态系统一样得到足够重视，是一种尚未被充分认识和重视的栖息地。在海洋保护的科普宣传中，牡蛎礁也很少被涉及，大部分公众仅以可食用性认识牡蛎这一物种，而不了解其净化水体、移除水体中营养物、防护海岸带、提升生物多样性和增殖渔业等生态效益。

2) 牡蛎礁保护与修复领域尚未出台专项行动计划

牡蛎礁在中国分布广泛，从温带至亚热带海区均有分布。虽然中国已经建立了几个以牡蛎礁或牡蛎为保护对象的保护地，也有部分地区开展了零星的修复工作，但这些工作的系统性不强。从管理部门的职责来看，牡蛎礁栖息地修复与天然牡蛎礁种质资源区保护、渔业生产领域的牡蛎养殖等工作，需要进一步协同发力。制定和出台牡蛎礁保护与修复领域的专项行动计划将有助于促进相关工作。

3) 牡蛎礁保护管理需进一步加强

中国目前涉及牡蛎礁或牡蛎的保护地有七处，其类型包括海洋自然保护地和水产种质资源保护区，然而在保护管理的某些方面还存在不足，需进一步加强对保护地的管理支持与能力建设；在一些合适的牡蛎礁重点分布区域也有待加强和建设保护管理制度。

4) 牡蛎礁修复技术体系有待健全完善

在牡蛎礁受到严重破坏、无法自然恢复种群的情况

下，需要一定的人工干预才能恢复，这在美国、欧洲和澳大利亚等地都已经经过了大量的实践，并获得了成功。虽然在中国已实施了一些小规模实验研究，但系统性的牡蛎礁生态修复技术手段和体系尚未建立，牡蛎礁修复科学还处于起步阶段。在未经科学论证的情况下，应尽量避免过度投放人工礁体，以防止地形地貌、水文动力条件改变所带来的不确定影响。

5) 牡蛎礁生态系统保护和修复需要科研、资金、能力等方面的系统保障

牡蛎礁生态系统是一个长期被忽视的生态系统，国际上对牡蛎礁生态功能的研究也多是从上世纪九十年代才开始的，2000 年左右才对其重要性、受威胁程度和退化情况形成了一些全球性的共识。中国最早对牡蛎礁的研究和描述大多源于古地质历史的调查和研究（如：姚庆元，1985；赵希涛，1986），2000 年以来也有专家学者对长江口、大神堂、小庙洪等地的牡蛎礁进行了研究。目前中国牡蛎礁栖息地的调查、研究较少，关于其保护、管理和受威胁状况的材料也非常有限。这对相关管理部门以及公众认识、了解、保护和管理这个栖息地造成了巨大的挑战。目前，中国的牡蛎礁研究集中在巨蛎属（*Crassostrea*），而对小蛎属（*Saccostrea*；如图 6-1）和牡蛎属（*Ostrea*）形成的礁体鲜有研究。此外，牡蛎礁所带来的生态系统服务功能还有待进一步量化研究，不同物种对环境条件的需求与耐受力也需通过更多科研工作来验证。牡蛎礁保护和修复是长期而系统性的工作，需要稳定的资金支持，来开展系统性的调查和监测，从而科学支撑在各个海区开展的修复实践。相关部门和从业人员目前也存在知识和能力上的短板，需要开展能力建设培训，以科学认识牡蛎礁生态系统的基本规律和修复手段。

上述这些挑战是相互影响的，例如正是由于科学研究的不足导致管理部门和公众无法认识到牡蛎礁生态系统的重要价值，当然更无法支撑有效的保护管理和修复措施。鉴于中国牡蛎礁生态系统保护面临的问题和挑战，我们需要在科学研究、政策倡导、保护管理、



图6-1: 由小蛎属的悉尼岩牡蛎 (*Saccostrea glomerata*) 形成的牡蛎礁栖息地, 拍摄: Paco Martinez-Baena/TNC。

宣传科普和修复技术等多个层面同时开展工作, 以促进各界对这一生境的重视和保护。

6.2 中国牡蛎礁保护与修复的优先领域和行动建议

基于前述报告对中国牡蛎礁保护与修复的政策梳理、空缺与挑战分析, 建议将“保护优先、合理利用, 自然恢复为主、人工修复为辅”确定为中国牡蛎礁保护与修复总体原则, 开展相关工作时, 需要关注海岸带生态系统的整体性和完整性, 科学理解各栖息地的独特性, 以及他们之间正向和负向的相关关系, 在尊重科学规律、成本可控的前提下实现保护和修复。我们建议在以下领域优先系统性地开展保护与修复行动:

优先领域一: 提升全社会对牡蛎礁及其生态功能重要性的认识, 在管理决策、工程设计及实施中予以倾斜

■ **行动 1: 将牡蛎礁作为与红树林、珊瑚礁、海草床、盐沼并列的典型海岸带栖息地类型之一, 纳入海洋和海岸带的相关保护和修复政策中**

牡蛎礁是具有重要生态服务功能的海岸带栖息地, 其生态重要性不亚于红树林、珊瑚礁、海草床和盐沼等其他典型生态系统, 相关政府部门出台的海洋类保护和修复政策和规划文件中应将牡蛎礁作为典型生态系统纳入。对已经出台保护和修复规划和政策, 如《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划 (2021-2035 年)》《海岸带生态保护和修复重大工程建设规划 (2021-2035 年)》, 各相关地区在推动规划和政策落实过程中, 应将牡蛎礁保护和修复纳入工作计划; 同时, 探索开展牡蛎礁生态产品价值实现的试点工作。

■ **行动 2: 动员社会力量广泛参与牡蛎礁保护与修复, 加强牡蛎礁的科普宣传工作**

在各类海洋博物馆、媒体、学校、企业和餐厅等渠道加强牡蛎礁相关知识的科普宣传; 在有条件的滨海城市, 设立以潮间带牡蛎礁为主的保护和修复教育研学点, 与社会组织和教育机构合作, 设计市民和学生可参与的牡蛎礁研究、监测和修复等志愿者或自然教育活动。

优先领域二: 探索制定牡蛎礁保护与修复专项行动计划, 系统开展保护与修复工作

■ **行动 3: 制定中国牡蛎礁保护与修复专项行动计划**

牡蛎礁的保护和修复是一项系统工程, 需要在科学调查的基础上, 遵循生态系统演替规律, 在区域和全国尺度统筹协调, 形成 5-10 年期的专项行动计划。规划前, 应首先开展中国牡蛎礁栖息地的资源普查, 摸清家底, 并设立长期生态监测点。根据各地牡蛎礁生态调查和评估结果, 以及对栖息地适宜区域的科学评估, 结合社会经济情况, 制定牡蛎礁保护与修复的全国和区域目标, 划定保护优先

区和修复适宜区。

**优先领域三：将保护优先、合理利用作为着力点，
加强对现存牡蛎礁的保护与管理**

**行动 4：对分布有牡蛎礁的现有海洋保护地及周边
海域加强管理**

对分布有牡蛎礁的现有保护地，如渤海的天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区、天津古海岸与湿地国家级自然保护区、黄海的江苏海门蛎蚜山国家级海洋公园和东海的福建深沪湾海底古森林遗迹国家级自然保护区等，应加强管理力度，完善配套制度，以及定期评估生态系统健康和保护地的管理现状。也应结合工作需要，识别保护区在资金、能力、科研、执法和人员等方面存在的困难，并对困难突出的保护区在能力建设方面予以一定帮助和支持；同时，严格限制牡蛎礁保护区及邻近海域污染物排放，以减轻威胁；

行动 5：在合适区域新建牡蛎礁保护地或以其他形式进行保护

针对调查发现的具有一定规模和典型性的牡蛎礁分布区，如渤海沿海地区的莱州湾和曹妃甸；特别是目前尚没有牡蛎礁保护地的南部沿海地区，

如广东镇海湾、湛江和广西茅尾海等地，在当地社会经济条件适合的情况下，应考虑建立新的牡蛎礁保护地（包括海洋自然保护地或种质资源保护区）；不适合设立保护地的区域，应考虑以生态红线等方式限制开发和利用；

行动 6：在对牡蛎资源有可持续利用需求的地区加强管理，限制无序捕捞及过度采苗活动

在对牡蛎礁有可持续利用需求的地区，应制定相应的野生牡蛎采捕管理规定和制度，以明确采捕的方式、季节和上限；在对牡蛎种苗有养殖用途需求的天然采苗区，应制定相应的采苗规范和制度，以明确采苗上限。在管理方式上可以探索许可证制度的可行性。

**优先领域四：通过开展修复试点，制定并逐步完善牡蛎礁修复技术体系，形成效果导向、因地制宜的
实践行动指南**

**行动 7：选择适宜方法开展牡蛎礁修复的试点研究，
为大规模牡蛎礁修复积累科学数据**

由于中国各海区的环境条件、造礁物种和修复目标不同，不同地区适宜的牡蛎礁修复方法具有差异。应在各海区开展修复试点研究，积累成果和经



图6-2：中国香港深圳湾沿岸的牡蛎礁-红树林复合群落，拍摄：欧阳凯/TNC。

验，为牡蛎礁修复技术体系提供科学支撑。对已开展的牡蛎礁修复项目，应进行至少 3-5 年的监测活动，评估成效并进行适应性管理；此外还可探索牡蛎礁与其他基础设施工程相结合的修复方法，如生态海堤或海上风电；

■ **行动 8：制定牡蛎礁修复技术体系和操作手册，并对相关机构和单位开展培训**

根据各海区试点研究成果，形成适用于不同海区、不同修复目标的牡蛎礁修复技术体系，同时开发可供基层一线工作人员实际运用的《牡蛎礁生态修复手册》，并组织开展培训，进一步规范修复前可行性研究、修复规划、目标设定、修复实施以及修复后监测等各项活动。

优先领域五：建立起以科技支撑、资金保障及多元主体参与的体系，确保牡蛎礁保护与修复的顺利实施

■ **行动 9：设立牡蛎礁相关的系列科技攻关专题项目，提升对牡蛎礁生态系统的科学认识**

系统性开展牡蛎礁生态系统服务功能研究，如维持生物多样性、改善水质、减少岸线侵蚀、增殖渔业和潜在碳汇价值等生态效益和社会经济效益；加深对牡蛎礁与其它生物、生境相关关系的研究，特别是牡蛎礁 - 海草床、牡蛎礁 - 红树林等复合群落（如图 6-2）之间的互惠关系以及它们之间的物质和能量规律；加强对牡蛎礁生长发育所需环境要素条件的研究，同时研究牡蛎生活史、种群结构、疾病和毒理等方面，以便评估全国沿海地区的牡蛎礁修复适宜性；

■ **行动 10：加强对牡蛎礁生态系统保护与修复的资金投入**

各级政府在组织实施海洋生态修复项目时，应把牡蛎礁生态系统保护与修复纳入工作布局。同时，由于牡蛎礁能够带来水质、渔业和减灾等社会效益，具备生态价值实现基础，应制定激励社会资本投入牡蛎礁生态保护和修复的政策措施；

■ **行动 11：建立中国牡蛎礁保护与修复研究和应用**

网络，促进能力建设和学术交流

牡蛎礁保护和修复的研究与应用，需要政府、学术机构、涉海企业、和社会组织各方的参与与支持。建立多方参与的交流网络将有助于学术的发展，促进科技成果的及时转化与应用；还可以通过网络与国际上的相关同行建立联系，开展线上线下的交流研讨活动，也有助于促进中国牡蛎礁保护和修复工作的开展。

6.3 结语

牡蛎礁生态系统是中国乃至全球的重要海岸带栖息地，具有增加生物多样性、净化水质、减灾防灾和增殖渔业等重要的生态服务功能。虽然中国牡蛎礁资源状况尚未查明，但从本报告收集的资料和专家意见来看，中国从南至北仍然分布有不少的牡蛎礁栖息地，为维持海岸带生态系统健康起着不可或缺的支撑作用。然而这些重要的栖息地也面临着面积减少甚至局部消失退化的困境，以及种种威胁导致的生态功能减退，亟待采取保护和修复行动。牡蛎礁生态系统由于其结构的特殊性，也是个高度复杂的系统，保护和修复工作都需要以大量的科学研究为基础，我们急需集合专家资源开展这一领域系统性的研究和试点工作，为保护和修复行动提供依据。在《中国牡蛎礁栖息地保护与修复研究报告》撰写过程中，我们也高兴地看到相关政府部门、科研人员和实践工作者也正逐渐认识到这一生态系统的重要性，并着手启动对牡蛎礁的保护和修复工作。《研究报告》通过梳理中国已知牡蛎礁的分布、现状和保护修复进展，汇集了多方专家知识和意见，提出了优先工作领域和行动建议，希望本报告能为未来的牡蛎礁保护与修复工作提供参考和借鉴。

7 附录



用于牡蛎礁修复的牡蛎壳袋，拍摄：Erika Nortemann/TNC。

7.1 附录一

牡蛎礁修复指南¹²

修复前期

在开展牡蛎礁的实地修复工作之前，首先需要进行可行性研究，包括对拟修复区域牡蛎礁的历史分布和现存情况进行前期调查，综合各利益相关方的修复意向，以评估在当地自然环境、社会和经济背景下牡蛎礁生态系统被修复的可能性。**一般前期需了解的内容**包括：拟修复区域的牡蛎物种及其生命周期（如排卵季节）、牡蛎补充量（可通过观察是否存在野生牡蛎固着情况、或放置附着基监测（如图 7-1）、或咨询当地人员的方式了解）、牡蛎礁历史分布和现状，以及是否存在牡蛎病害或天敌；当地的自然环境特征（如盐度、水温、溶解氧、水深、水体流速、底质条件等）；该地区限制牡蛎礁自然恢复或牡蛎种群生长的威胁因素，以及导致生态系统退化的原因和应对方案。此外，

在社会经济因素方面，也应注意拟修复区域的海域功能定位，例如牡蛎礁是否会影响航道，周边社区及政府是否有相关意见，以及需考虑后勤条件和当地监管要求（如预算、运输设施、相关许可等）。

此外，在牡蛎礁修复项目开展前，应与各利益相关方共同制定**明确、可实现、可衡量且有时限的修复目标**，包括生态目标（如渔业资源量增长、防灾减灾）、社会和经济目标（如志愿者参与、提供就业机会）等。目标不同，修复项目的选址、礁体设计、修复方法都会有所区别，最终衡量修复成效的监测指标也会因此不同。此外，在前期规划过程中还需要明确拟修复区域可用于参照和对照的生态系统或模型，参照系统一般为临近区域健康的牡蛎礁系统，作为参照来设定项目的生态目标以及制定后期监测计划；对照系统一般为临近且未被修复的区域。

实施修复：因地制宜的修复方法

在实地开展牡蛎礁修复时，需要因地制宜地选择修



图7-1: 在中国香港吐露港榕树澳进行的可行性研究中，研究人员使用附着板实验判断当地水域中的牡蛎幼苗补充量，拍摄：Lori Cheung/TNC。

12 注：本章节内容节选和编撰自 Fitzsimons et al. (2019) 出版的《贝类礁体修复指南》，详情请见附录 7.1；更多牡蛎礁修复技术内容请见自然资源部办公厅《海洋生态修复技术指南（试行）》中“5.6 牡蛎礁生态修复”

复方法，识别该地区牡蛎种群生长的限制因素——是“补充量受限”，还是“底质物受限”，或二者兼具（流程图见图 7-2）。在水文环境适合牡蛎生长的海域，补充量受限的环境周围缺乏足够具有繁殖能力的亲贝，不足以补充牡蛎幼苗到现有礁体结构上，修复时需要人工补充牡蛎幼苗或成体；而底质物受限的环境则缺乏可以供牡蛎幼虫固着的硬质底质物结构，修复时需要人工添加底质物以建造礁体结构。如果该地区同时存在底质物受限和补充量受限的情况，则需先构建礁体，然后再移植牡蛎。

• 补充量受限的修复方法

在补充量受限的海域，修复牡蛎礁时需要向礁体上人为投放牡蛎幼苗或成体。牡蛎苗可来自育苗场或在海区内采集天然苗种。由育苗场培育的“附壳幼体”（即若干个牡蛎稚贝附着于单个空壳上；见下文图 7-9）是非常便于在修复项目中使用形式，但要注意消除附着基上可能携带的病害。此外，针对补充量受限的情况，还需研究修复区域的海水动力特征与颗粒传播模型来判断牡蛎种群恢复是否可行，并以此选择投放牡蛎幼苗带来的补充量效果最佳的位点，以确保人工投放的牡蛎未来繁殖的

幼虫能够补充至礁体上，支持牡蛎礁的可持续生长（Bayne, 2017; Arnold et al., 2017）。

• 底质物受限的修复方法

在底质物受限的海域，修复牡蛎礁则需要选择适合当地环境的底质物构建礁体。底质物应在目标牡蛎物种自然繁殖的高峰期之前投放，如果投放时间与本地牡蛎排卵周期不同步，则底质物可能被非目标的物种抢先固着。底质物材料有很多种选择，例如贝壳、混凝土、石头、石灰岩或者专门设计的工程结构。**选择底质物材料**时需要考虑的因素有很多，例如底质物材质是否适宜本地牡蛎物种附着；能否经受波浪影响；是否容易在泥质滩涂上下陷或造成淤积；是否符合当地海域的国土空间规划、监管部门和公众对材料的接受度、获取和投放的难易程度、材料成本等社会经济因素。

设计礁体时，需要考虑项目是否有针对特定生态系统服务功能的目标，从而就方法和技术作出相应调整。例如：提供**岸线防护功能**的礁体应平行于海岸线建在潮间带，可消减更多的波浪能；为**净化水体、提升水质而修复**的礁体，应建在潮下带，使其浸没时间最长；为**提升生物多样性和鱼类种群数**

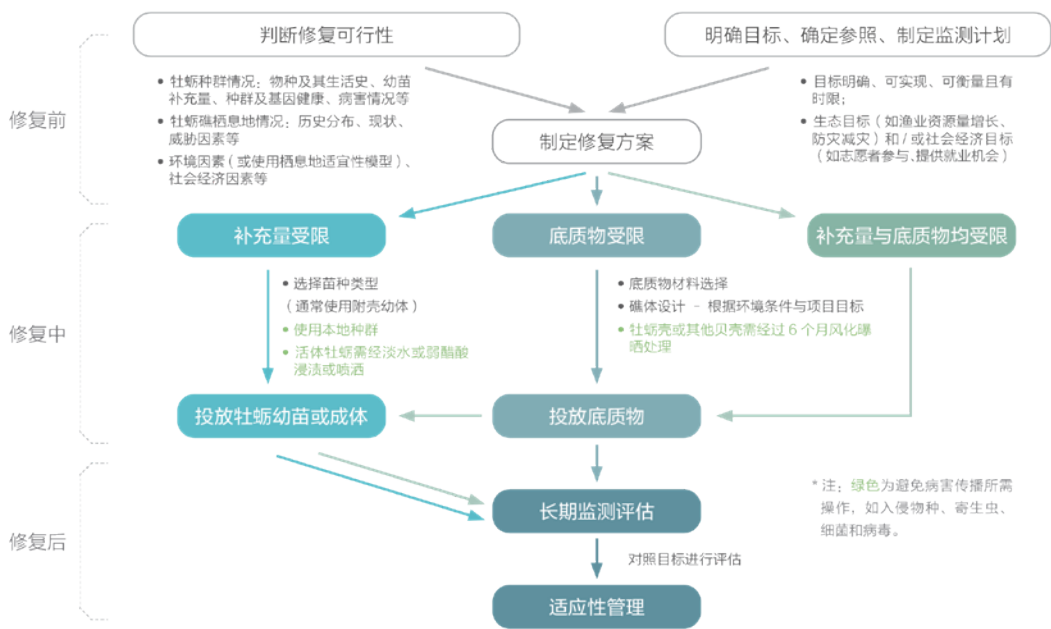


图 7-2：牡蛎礁修复流程图，该过程需要综合考虑生态、环境和社会因素及其互动，来源：程琨根据《贝类礁体修复指南》（Fitzsimons et al., 2019）绘制/TNC。

量，礁体应构造出复杂的三维生境；而为提升牡蛎本身的种群数量，礁体应建在底质物受限的地区。

生物安全和病害防治的考量

在牡蛎礁修复的过程中，首先应特别注意保障生物安全和减少病害传播的几率。例如，将活体牡蛎、牡蛎壳或其它贝壳在不同水体之间转移时，会带来入侵物种、寄生虫、细菌和病毒传播的潜在风险。为避免造成生态和经济影响，修复开展前就应提前识别潜在的生物安全和病害风险并加以防控，也应采取相应的处理措施，例如尽量使用本地种群作为修复用的种苗，以及提前处理牡蛎和牡蛎壳，以降低有害物种意外转移的风险。移植活体牡蛎时，可以使用淡水或弱醋酸浸渍或喷洒牡蛎，以消灭可能残留的海鞘、海藻和帚虫等生物污染；在使用牡蛎壳和其他贝壳作为底质物或附着基材料时，也需将其进行风化曝晒处理（一般建议6个月；如图7-3），以消灭或减少贝壳材料上附着的“搭便车”物种和病原体。

同时，某些病害会严重影响牡蛎的健康和生存，甚至导致牡蛎种群的大规模死亡，如果病害寄生在修复的礁体上，也很有可能影响修复成效和本地种群健康，因此更应避免在修复过程中带来病害的传播。此外，在已有牡蛎病害出现的地区，很难将其彻底根除，则修复时可以采取两种策略：1) 带病生存：自然选择的过程使得更耐受、具有抗病能力的个体更易存活繁衍，



图 7-3：作为附着基的牡蛎壳需要经过风化曝晒处理才可用于修复工作，拍摄：Jason Houston。



图 7-4：志愿者在美国佛罗里达州夏洛特港湾进行牡蛎礁监测，拍摄：Anne Birch/TNC。

培养出种群抵抗力，因此修复时最好使用曾经接触过病害具有抗病性的本地亲贝；2) 抗病能力：如果当地已开展过相关抗病性的遗传学研究，那么也可以采用育苗场培育出的具抗病性的牡蛎种苗。

长期监测与适应性管理

修复实施完成后，对牡蛎礁修复成效的监测评估是必不可少的（如图7-4）。应长期就基本的环境因子和通用衡量指标进行采样监测，以便评估修复项目是否达到预期目标，还能为后续修复行动和牡蛎礁适应性管理提供科学依据。监测活动也是促进公众参与和开展自然教育的绝佳机会¹³。

7.2 附录二
国际修复案例

7.2.1 美国切萨皮克湾哈里斯溪牡蛎礁修复项目

背景

切萨皮克湾是美国最大的河口，位于靠近马里兰州和弗吉尼亚州的大西洋海岸。历史上，湾内有着数量

13 监测相关内容可参考《牡蛎栖息地修复：监测评估指导手册》<http://www.oyster-restoration.org/wp-content/uploads/2014/01/Oyster-Habitat-Restoration-Monitoring-and-Assessment-Handbook.pdf>

庞大的牡蛎种群，美洲牡蛎（*Crassostrea virginica*）是这里的标志性物种，它们既是商业捕捞的重要资源（如图 7-5），也在净化水体、为蓝蟹等渔业物种提供栖息地方面扮演着十分关键的角色。然而，过度捕捞、栖息地退化、水体污染、外来病害传播且本地牡蛎种群缺乏抗病性等原因引起切萨皮克湾内牡蛎礁的大面积减少，自十九世纪八十年代末起，湾内的牡蛎商业捕捞产量便开始持续下降（Richkus et al., 2013；图 7-6）。据评估，目前湾内的牡蛎种群数量仅为历史水平的 1%，余下的牡蛎种群已不足以发挥充分的生态系统服务功能（Newell, 1988）。

切萨皮克湾的牡蛎资源修复行动可追溯至二十世纪二十年代，随后在牡蛎捕捞业受到重创的几十年内，马里兰州和弗吉尼亚州的资源管理部门实施了管理和修复项目，以扭转牡蛎资源量的急剧下降，然而因缺乏协作且修复力度有限而收效甚微。主要在牡蛎病害的影响下，二十世纪八十年代至九十年代末湾内的牡蛎种群和渔获量再次急剧下降。之后，切萨皮克湾基



图 7-5：历史上切萨皮克湾内的大规模牡蛎捕捞活动，来源：oystersforthebay.com

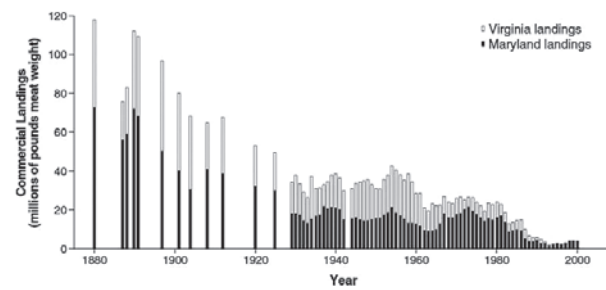


图 7-6：1880 年至 2000 年间切萨皮克湾牡蛎商业捕捞产量变化趋势（Richkus et al., 2013）。

金会、美国环境保护署等机构也陆续资助开展了小规模牡蛎礁修复试点工作，旨在评估礁体结构的重要性，以及试验小范围增殖放流能否有效增加种群补充量（Fitzsimons et al., 2019）。此外，切萨皮克湾相关州政府与联邦政府签署的《2000 年切萨皮克湾协议》，将修复本地牡蛎种群列为重点事项，包括继续改善湾区水质、建立牡蛎庇护所、投放牡蛎壳重建礁体结构和培育抗病牡蛎品种等（National Research Council, 2004；Richkus et al., 2013）。

在开展本地牡蛎种群修复的同时，由于初步研究显示近江牡蛎（*C. ariakensis*）比本地牡蛎物种抗病性强且生长快，因此各州政府也曾经考虑引入外来近江牡蛎作为新的水产养殖品种，同时用于恢复海湾生态的可能性。考虑到引种可能带来生态风险，切萨皮克湾委员会等机构要求国家研究委员会（National Research Council）分析近江牡蛎引种的利弊，无论是用于水产养殖的不育三倍体还是作为可增加或取代本地牡蛎患病种群的二倍体。国家研究委员会的分析显示对近江牡蛎的认识仍存在知识空缺，建议开展一系列研究以充分评估引种的生态风险。也因此自 2004 年起，马里兰州、弗吉尼亚州、美国国家海洋和大气管理局（NOAA）等机构发起了对近江牡蛎的广泛研究以填补信息空白，经过多年研究最终驳回了引种的提议（National Research Council, 2004；Richkus et al., 2013；Bayne, 2017）。

尽管切萨皮克湾开展牡蛎礁修复工作已有数十年之久，但近些年来，随着相关科学知识的增加和经验的积累，在 13508 号总统行政令（2009 年）、切萨皮克湾流域各州州长与联邦政府签署的《切萨皮克湾流域协议》（2014 年）这两项政策的推动下，开始了更大规模、多方协作的牡蛎礁修复工作。这两项政策要求在 2025 年之前，恢复切萨皮克湾 10 条支流中的牡蛎礁栖息地（Fitzsimons et al., 2019）。

哈里斯溪是切萨皮克湾的一条支流，位于马里兰州，综合哈里斯溪“有相应的保护管理地位、水质相对良好、盐度适宜、存在一些活体牡蛎礁（可为修复提供部分幼苗）、水动力条件适宜、适合修复的区域面积大”的条件，哈里斯溪被选为马里兰州第一条开

展大规模牡蛎礁修复工作的支流（Allen et al., 2013）。在 NOAA、美国陆军工程兵团（USACE）、马里兰州自然资源部门（DNR）与马里兰大学以及牡蛎恢复伙伴关系网络（Oyster Recovery Partnership, ORP）等多个科研院校和社会组织的合作努力下，在哈里斯溪展示了一套完整的、科学系统的大规模牡蛎礁修复方法。

修复目标

在 13508 号总统行政令支持下，由科学家、联邦政府和州政府的资源管理者组成的专家工作组为切萨皮克湾 10 条支流的牡蛎礁修复，制定了**礁体尺度**和**支流尺度**的修复目标——“切萨皮克湾牡蛎指标”，作为哈里斯溪牡蛎礁修复计划的基础。牡蛎礁修复后 6 年如能满足以下指标，即被视为“成功修复的礁体或支流”：

- 在**礁体尺度**，要求牡蛎礁达到以下标准：
 - 牡蛎密度：最低值 = 15 个 / m²
理想值 = 50 个 / m²
 - 牡蛎生物量：最低值 = 干重 15g/m²
理想值 = 干重 50g/m²
 - 多龄级：成功 = 两个或以上龄级
 - 贝壳预算（贝壳损耗和增长之间的差值）：
成功 = 稳定或增长
 - 礁体高度和礁体面积：成功 = 稳定或增长
- 而在**支流尺度**，则需 50% 以上的可修复河床（目前为硬质底的区域）由“达标”的礁体覆盖，且修复后的礁体应至少占该支流预估历史礁体面积的 8%（Allen et al., 2011；Fitzsimons et al., 2019）。

修复规划与方法

2013 年初，由 DNR、NOAA、USACE 与 ORP 组建的马里兰州跨部门工作组，制定了第一项开展大规模修复哈里斯溪的牡蛎礁修复计划，其中明确了修复区域（图 7-7）、修复方法及所需的修复材料用量、预算和监测框架。

工作组基于地理空间信息的调查数据（如水质、通

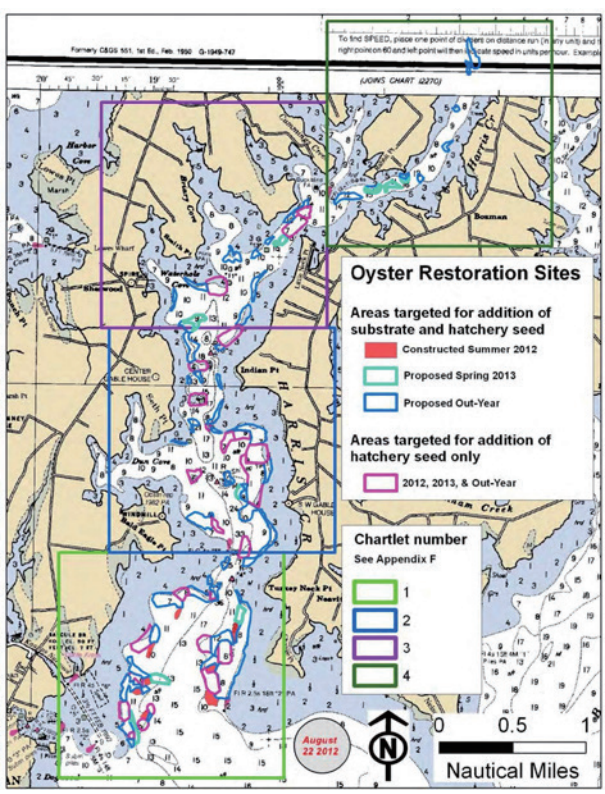


图 7-7：哈里斯溪牡蛎礁修复计划的蓝图（Allen et al., 2013）。

过声纳调查而来的底栖生境特征、水深以及牡蛎种群情况），与适宜美洲牡蛎种群生长的环境条件相叠加，如水质要求范围（包括盐度和溶解氧）、硬质底、水深 1.2 至 6m、远离码头、航道和辅助航道等，并依据哈里斯溪历史上牡蛎礁的面积（约 1408 公顷）和“切萨皮克湾牡蛎指标”，经分析后确定了在支流中计划修复牡蛎礁的面积、位置和采用的修复方法。该计划中采用了两种修复方法：

- 只投放牡蛎幼苗：将附有牡蛎幼苗的附壳幼体直接投放到残存的牡蛎礁体（62 公顷）上；
- 投放底质物和牡蛎幼苗：首先在残余礁体很少的地方投放底质物（80 公顷），再将附壳幼体移植其上。底质物由石头或海螺、蛤蜊和蛾螺壳混合构成（Allen et al., 2013；Fitzsimons et al., 2019）。

修复实施情况

由美国联邦政府和马里兰州政府共同出资 5300 万



图 7-8：在哈里斯溪上投放底质物，来源：Sean Fritzges。



图 7-9：前排中间为育苗场生产的美洲牡蛎附壳幼体，来源：霍恩普恩特育苗场。

美元，在 2011-2015 年间，在哈里斯溪内共建造了 142 公顷牡蛎礁，投放了超过 20 万 m³ 的底质物(如图 7-8)，用于构建高度为 0.15-0.3m 的礁体，并投放了超过 20 亿个附壳幼体，移植密度通常为每公顷 1250 万株幼苗。这些附壳幼体主要来自马里兰大学环境科学中心的霍恩普恩特育苗场（Horn Point Hatchery；Fitzsimons et al., 2019；见图 7-9）。

监测与成效评估

项目自实施起，每年持续开展的监测内容包括溶解氧、水温、盐度、牡蛎密度、礁体面积与高度、病害



图7-10：研究人员在哈里斯溪进行牡蛎取样监测，来源：Oyster Recovery Partnership。

等（Allen et al., 2013；如图 7-10）。截至 2017 年底，哈里斯溪内 98% 的礁体都达到了“切萨皮克湾牡蛎指标”中牡蛎生物量和密度的最低值要求，75% 的礁体都达到了理想值。在修复后第 6 年将再次对这里的牡蛎礁进行监测（Fitzsimons et al., 2019）。

牡蛎礁的生态与经济影响分析

Kellogg et al.（2018）用模型估算哈里斯溪修复的牡蛎礁每年可移除 46650kg 氮和 2140kg 磷，这一生态系统服务功能每年至少创造相当于 300 万美元的环境治理价值。此外，Knoche et al.（2018）模型预测，与未修复时相比，哈里斯溪以及附近特雷德埃文河和小查普坦河修复的礁体长成时，当地的蓝蟹（*Callinectes sapidus*）捕获量将增长超过 150%，仅此一项每年就能额外带来 1100 万美元的码头年销售额；白鲈鱼（White Perch）的捕获量将增加 650%；修复后，预计该区域内渔业总产出每年可增长 2300 万美元（直接、间接及连

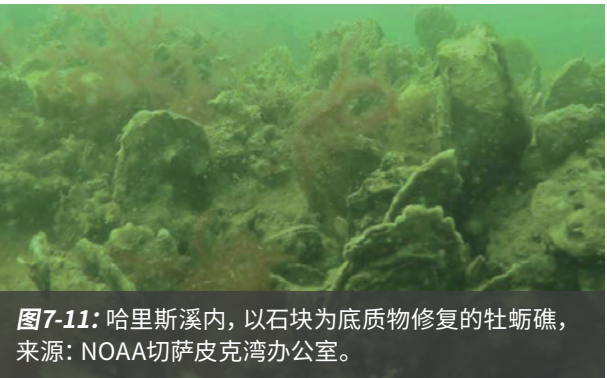


图7-11：哈里斯溪内，以石块为底质物修复的牡蛎礁，来源：NOAA切萨皮克湾办公室。

带效应的总和；Fitzsimons et al., 2019）。

目前，哈里斯溪使用的牡蛎礁修复方法已被推广应用到切萨皮克湾其余 9 条需要大规模修复牡蛎礁的支流（Fitzsimons et al., 2019），修复后牡蛎礁效果可见图 7-11。

7.2.2 美国阿拉巴马州牡蛎礁生态减灾修复项目

背景

美国阿拉巴马州位于墨西哥湾北部，其沿海地区在历史上分布着超过 3m 高的潮下带牡蛎礁，防护着后方海岸线上的盐沼湿地不受海浪侵蚀，也为海草床的生长提供了清洁的水质和稳定的生长环境（Scyphers et al., 2011）。然而，在连年干旱、牡蛎天敌（如钻蚝螺，*Urosalpinx cinerea*）爆发的影响下，叠加飓风伊万（2004 年）和飓风卡特里娜（2005 年）造成的物理破坏和淤积，据统计，墨西哥湾的牡蛎礁对比历史记录已经减少了至少 50%（Beck et al., 2009）。而 2010 年墨西哥湾漏油事件更加剧了这一退化，导致了相当于 40 亿到 83 亿只牡蛎成体因此直接死亡或无法繁殖而损失（Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees, 2017）。也正因此，此次事件的赔偿金中规定了针对恢复当地牡蛎自然资源的 1.6 亿美金¹⁴。随之而来的是盐沼湿地、海草床以及滩涂的大面积退化——阿拉巴马州的部分海岸线因侵蚀而后退的速率最高可达每年 1.86m（Jones et al., 2012）。结合该州 600 英里的海岸线长度，这意味着在五十年内将损失 18000 英亩土地，价值 18 亿美元（Ysebaert et al., 2019）。

修复目标

在这一背景下，TNC、阿拉巴马州海岸带基金会（Alabama Coastal Foundation）、莫比尔湾守护组织（Mobile Baykeeper）和海洋基金会（The Ocean Foundation）四家机构成立海岸线修复联盟，在阿拉巴马州共同发起了“100-1000：修复阿拉巴马州海岸”项

目，旨在通过**修复 100 英里的牡蛎礁**，进而稳固海岸线，促进 **1000 英亩的盐沼湿地与海草床恢复**，使其在为海洋生物提供栖息环境的同时也为当地渔民社区带来可持续发展的机遇（Ysebaert et al., 2019）。

修复规划与方法

在经多方商讨，并运用“海岸带弹性工具（Coast Resilience）”¹⁵ 叠加当地海湾受灾风险程度、适宜牡蛎礁栖息地修复的生态条件和社会经济条件进行情景模拟与分析，识别出牡蛎礁生态减灾修复项目（即建设由牡蛎礁构成的防波堤）的最佳地点，以实现最显著的波浪能消减作用和最优化的沿海财产安全保护效果。

修复实施情况

自 2011 年起，项目团队在多个位点设计并投放了牡蛎礁“防波堤”，包括 3295 个礁球（Reef BallsTM，如图 7-12A）、14000 个牡蛎礁堡（Oyster Castle）、190000 个牡蛎壳袋（如图 7-12B）和 489 个牡蛎笼阵（ReefblkSM，如图 7-12C），总长度达到 3600m。在礁



图 7-12：阿拉巴马州建设牡蛎礁防波堤采用的 (A) 礁球（Reef BallsTM）、(B) 牡蛎壳袋和 (C) 牡蛎笼阵（ReefblkSM），拍摄：(A)、(B) Erika Nortemann/TNC；(C) Beth Maynor Young。

14 <https://www.justice.gov/enrd/file/834511/download>

15 coastalresilience.org

体建设过程中，当地社区参与度极高，有 1500 余名当地志愿者协助执行¹⁶。

监测与成效评估

后期持续的监测结果显示，阿拉巴马州的牡蛎礁生态减灾修复项目有效减缓了岸线侵蚀情况。例如，在阿拉巴马港口处建造的约 840m 长的牡蛎礁防波堤，已经促进向陆侧海草床与盐沼湿地的面积扩张，减缓了海浪对海岸线的侵蚀。而在 Swift Tract 投放的防波堤状牡蛎礁，在生长四年后，有效降低了岸线侵蚀速度，从历史上（1957-1981）的 0.35m yr^{-1} 降至 0.02m yr^{-1} （Ysebaert et al., 2019）。

除了防灾减灾的效益外，项目在实施过程中也为当地社区带来了就业机会，因此带动了如水泥制造等产业的销售额。另外，不同于传统硬质堤坝等海岸线防护措施，修复后的牡蛎礁还能有经济价值的鱼、虾、蟹等生物提供栖息地，促进当地商业捕捞和休闲海钓等相关产业。

现在，通过修复牡蛎礁而实现生态减灾的方式也在墨西哥湾沿岸的其他地区得到应用，防护着当地的海岸线和基础设施（Heck et al., 2012；如图 7-13）。



图 7-13：美国路易斯安那州沿岸牡蛎礁生态减灾修复工作，与阿拉巴马州采用了相似的防波堤设计，拍摄：Erika Nortemann/TNC。

16 https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Marine/crr/library/Documents/January_2015_The_Buzz.pdf

7.3 附录三

中国修复案例：浙江三门牡蛎礁修复研究试点项目

背景

浙江省台州市三门县位于浙江东南沿海三门湾畔，是浙江海水养殖第一大县，传统养殖品种包括青蟹、缢蛏、牡蛎等。其中，健跳港是三门湾内的一条狭长而弯曲的内湾，以盛产“铁强牡蛎”而闻名。

健跳港曾有着丰富的野生牡蛎资源量，特别是位于上游湾区的硬质滩涂区，区内野生牡蛎以滩涂上的天然石砾为底质物固着生长，形成可以为养殖活动提供天然苗的牡蛎礁栖息地。上个世纪八十年代，当地村民利用石条采集湾内野生牡蛎苗种，在滩涂上开展大面积的养殖实践。然而近几十年来，受多重威胁因素的影响，这片牡蛎礁栖息地及其种质资源发生一定程度的退化，例如，早期河道采挖泥沙引起河口淤积使适宜牡蛎生长的面积减少；湾内筏式吊养养殖的外来牡蛎品种对当地野生牡蛎种群造成了一定干扰。

修复目标

为养护健跳港的牡蛎种质资源，三门县农业农村局积极探索解决方案，并于 2021 年联合三门县自然资源和规划局、台州市生态环境局三门分局在这里规划设立了三门县牡蛎种质资源保护基地。2019 年，在中国水产学会和三门县人民政府的支持下，TNC 与中国水产科学研究院东海水产研究所（简称“东海所”）在健跳港上游的蛎江滩启动了以修复牡蛎礁为基础的三门牡蛎种质资源养护研究项目。

该项目旨在通过修复牡蛎礁，恢复当地牡蛎种群，使其能够可持续地提供野生牡蛎种苗、净化水体以及提升生物多样性，以支持当地牡蛎种质资源的养护工作，促进滩涂生态环境的改善。

修复实施情况

三门县牡蛎礁修复工作的规划包括：1）在 1 公顷（100m×100m）的潮间带滩涂研究区域内构建不采收的牡蛎礁；2）长期监测牡蛎礁生长状况；3）量化研究牡蛎礁所发挥的牡蛎种苗供给、水体净化和生物多样性提升的生态效益。

在进行本底调查之后，结合当地补充量充足、滩涂质地较硬、水体流速快的特点，项目团队决定采用成本低且易获得的石块作为底质物进行投放的修复策略。在礁体设计上，选用了直径约为 10-30cm、形状不规则、大小不一的石块作为底质物；投放时，为减少泥沙淤积影响，各礁体的长边平行于水流方向；此外，为研究不同潮位牡蛎物种的固着和生长情况，项目团队分别在潮间带区域的高潮位与低潮位构建礁体，以进行对比实验。



图 7-14：2019 年 6 月利用石块构建的一期牡蛎礁结构，拍摄：董大正。



图 7-15：科科研人员正在观察于 2020 年构建的长 8m 二期牡蛎礁上的牡蛎生长状况，拍摄：刘青 /TNC。

项目团队与当地牡蛎养殖户合作，于 2019 年和 2020 年选择临近当地野生牡蛎繁殖高峰期的大潮期，在潮间带区域完成两期礁体的投放工作，共构建不同尺寸的 19 个约 1m 高的礁体。具体包括：

- 1）一期 10 个礁体：大小约 4m 长、2m 宽，高潮位 5 个，和低潮位 5 个（如图 7-14）；
- 2）二期 9 个礁体：因为一期礁体泥沙淤积严重，二期调整了礁体尺寸以试验不同长度礁体对泥沙淤积的适应性，包括 3 个约 8m 长、2m 宽的礁体，3 个约 2m 长、2m 宽的礁体，均在同一潮位。此外，为了后期监测游泳性动物生物多样性，二期在临近潮下带的低潮位构建了 3 个约 4m 长、2m 宽的礁体（如图 7-15）。

监测成效

截至 2022 年，项目团队已持续开展三年的牡蛎礁监测工作（如图 7-16）。结合礁体上牡蛎的生长时间，已开展的监测内容包括礁区水体的环境因子（温度、盐度、叶绿素 a 和总悬浮颗粒物）、礁体上的牡蛎生长状况（物种、密度、壳高）和底栖动物生物多样性，结果显示：

- 1）礁体上的牡蛎物种以熊本牡蛎（*Crassostrea sikamea*）、近江牡蛎（*C. ariakensis*）为主，福建牡蛎（*C. gigas angulata*）有极少量分布。此外受下游吊养香港牡蛎（*C. hongkongensis*）影响，



图 7-16：2019 年 10 月，东海水产研究所科研人员开展牡蛎礁监测，拍摄：刘青 /TNC。



图 7-17: 三门牡蛎礁礁体顶部生长良好的牡蛎，拍摄：刘青 /TNC。

- 礁体上同时生长有香港牡蛎，且有一定占比。
- 2) 修复三年后的礁体（2019 年构建，如图 7-17 所示）上牡蛎平均密度约为 1897 个 /m²，显著高于对照区（未修复的光滩）；从牡蛎礁上采集到的定居性大型底栖动物共计 5 类 22 种，平均密度约为 240 个 /m²，其种类和密度分别约为对照区的 22 倍和 120 倍。
- 3) 长礁体（8m）上的牡蛎密度和定居性大型底栖动物密度对比短礁体（2m）有着显著的提升，初步显示长礁体能够更好地适应泥沙淤积。

经验教训

基于过去三年的监测工作，项目团队也收获了以下修复经验：1) 选择在牡蛎补充量高的地点开展牡蛎礁修复工作相对较为容易成功；2) 泥沙淤积和人为破坏制约着牡蛎礁的修复效果，在前期修复方案设计时不容忽视；3) 外来牡蛎养殖物种对当地自然种群的影响不容小觑，需加强生态监测与影响评估，以及对养殖实践的指导与管理。

7.4 附录四 珠江口牡蛎礁的历史记载

牡蛎礁分布的历史记载

珠江流域由西江、北江、东江及珠江三角洲诸河四个主要水系组成。西江主源为南盘江，流经云南、贵州、广西、广东等四个省区，在磨刀门入南海；东江在广东省东莞市石龙镇汇入珠江三角洲，经虎门、蕉门、洪奇门、横门等入海口汇入南海。淡水的注入造就了咸淡水交汇、营养丰富的独特生境，该处潮间带生物聚集，其中大大小小的生蚝（牡蛎）便是最主要的物种之一。

史籍记载，珠江口“沿海坦田多系蚝壳基址”（宣统《东莞县志》卷三十五），因为大量的围垦，以至于沿海的牡蛎礁被逐渐往外推移，珠江三角洲的地下蚝壳带就是牡蛎礁变转成良田的历史地理证据之一。随着围隔造田运动的持续、海岸线不断向海推移，珠江三角洲大部分的沙田都是在清代之后通过围隔牡蛎滩而形成的。现今东莞的沙田镇，大部分区域也是旧时牡蛎滩分布区。关于珠江口古代牡蛎滩分布，吴建新（2008）经过实地调查后，在古籍原图基础上重新勾勒出了当初牡蛎礁分布的主要地点（如图 7-18）。宣统年间记载，珠江口牡蛎礁最北分布甚至在广州猎德村（亦广州目前城市 CBD 珠江新城附近），该牡蛎礁带向东北方向延伸到直达现今东莞麻涌镇、虎门镇附近，在清末遭到大量挖掘（光绪十一年《前事略六》）。自猎德村向南沿着珠江而下，根据地理学家曾昭璇的实地考察记录，佛山的西樵山东南部最多牡蛎礁分布，而在明代南海县的牡蛎礁亦被开发成沙田。从图 7-18 看出，顺德、番禺、沙田等区域牡蛎礁分布最为密集，这和相关古籍的文字记载一致：“咸丰《顺德县志》卷一《图经》记载，简岸、槎涌、独洲村户联络皆南近黄涌，洵为水乡乐土，村外海底多积蚝，不肉而壳自能产育，动产数百丈恃以固田庐；清初番禺县的茭塘村多蚝壳，‘掘地至二三尺，即得蚝壳，多不可穷’；民国《番禺县续志》卷十二《实业·矿业》记载，番禺

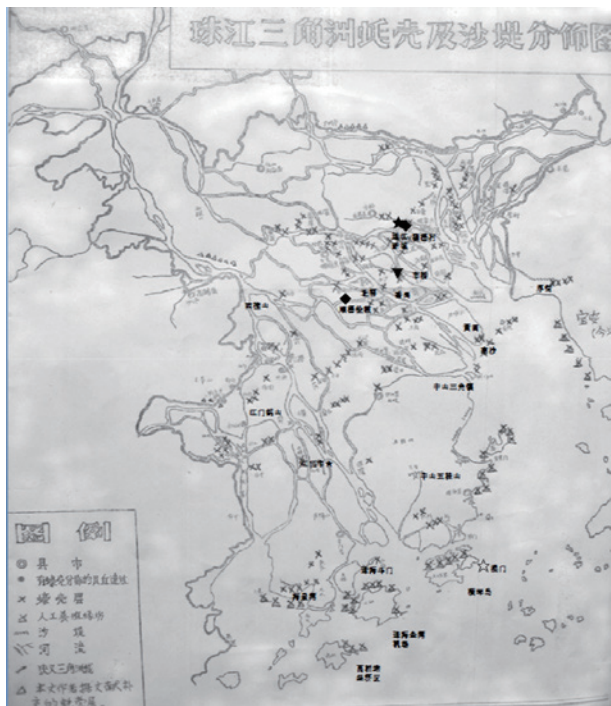


图 7-18：珠江三角洲蚝壳及沙堤分布图，来源：佛山地区革命委员会编写组《珠江三角洲农业志》1976。

境内蚝壳矿‘相叠成山，蔓延甚广，承办壳矿，在昔颇盛’；乾隆《新会县志》卷十三记载，在会城附近河面有‘壳埠’‘商民耀耀壳石之所，常以数十壳船横亘其中’”。这种壳埠虽然不能完全说明是牡蛎礁之所在地，但是可以肯定的是该处交易的牡蛎壳采收自附近牡蛎礁。

同为受东江入海影响的深圳湾，十八至十九世纪，牡蛎礁环绕，浅水区则红树林密布，形成了天然的红树林生物与牡蛎礁生物的生态耦合区，为深圳河、大沙河入海的营养盐带来了缓冲。根据英国海军水文部门两个世纪前的测绘图（图 7-19），深圳湾西侧滩涂上的牡蛎礁分布范围北起深圳之窗、华侨城、深圳大学医学部，南至深圳湾公园、蛇口港附近大片海滩；东侧滩涂上的牡蛎礁分布范围北起福田红树林公园、香港米埔自然护理区，越过尖鼻咀海湾，沿流浮山深湾路南下直到深圳湾公路大桥桥底。但随着珠江口城市群的崛起，深圳侧填海造地运动，沿岸改造大，湾厦山已被铲平。

从历史角度看，“沧海桑田”围垦以及挖掘蚝壳用作建筑材料是最主要的破坏和利用牡蛎礁的方式。

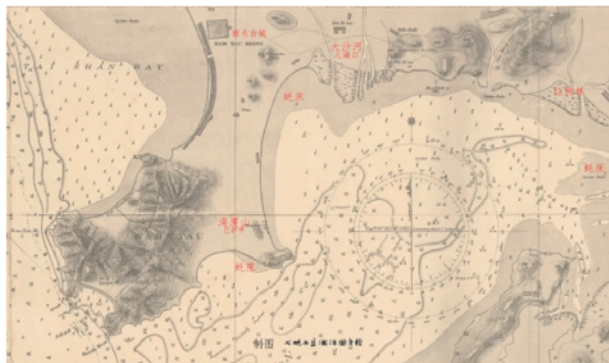


图 7-19：十八至十九世纪大鹏湾牡蛎礁（oyster bay）分布，来源：大鹏半岛海洋图书馆收藏 1901 年出版的英国海军水文部门测绘图。



图 7-20：广州及江门的牡蛎壳建筑，拍摄：肖述

这反映了历史的变迁和当时人民经济生产的要求，譬如：广东的水稻田大都是酸性土壤，需要蚝壳来做为土壤改良剂；珠江沿海堤坝的建造和古建筑的修葺都需要大量就地取材的碳酸钙材料，因此牡蛎壳在其中发挥了极其重要作用，时至今日仍然有村民用牡蛎壳做建筑外墙以抵御酷暑（图 7-20）。

如《苦斋记》所言“井以甘竭，李以苦存”，因为牡蛎礁在一个特定历史时期带来巨大的社会和经济价值，所以更需要加强保护和规划。旧时珠江口牡蛎礁被逐渐推离了原来的大陆，二十世纪六十至七十年代后，牡蛎人工养殖场和潮间带牡蛎礁的分布区被推移到珠海的斗门最南部到横琴岛、江门台山等地，牡蛎礁已经远离了原位。

牡蛎礁的采收和养护记载

享誉东南亚的广东牡蛎品种“沙井蚝”，也是新中

国成立后深圳最早的国家级农产品出口品牌，当初的沙井蚝大都是牡蛎礁上采收的天然牡蛎，所谓蚝民其实更接近于渔民，靠打蚝为生，因此沙井蚝可以说是牡蛎礁上开发出来的蚝品牌。沙井蚝虽然现在已经失去了原来的生长据点，然而至今深圳宝安依然举办每年一度的“金蚝节”，这可以算是沙井蚝的一种文化印记。

牡蛎礁上的美食开发。唐朝刘恂的《岭表录异》就提到卢亭一族的饮食和居所：“惟食蚝蛎，垒壳为墙”，蚝蛎就是牡蛎，广东人称之为蚝。卢亭们（今天的蛋家人）以蚝蛎为食，这种利用牡蛎礁获取食物的方式也是采蚝业的开始，随着采蚝业的发展也逐步出现了主动维护牡蛎礁的农耕行为。《崇祯东莞县志》记载：“莲花峰在城西四十里、九峰峻耸、状若莲花，又名三角山。顶上有池，池中有石带牡蛎壳，相传为靖康产蚝之端。”也就是说麻涌一带海域所产的靖康蚝，开端于莲花山，繁衍于麻涌。至于后来取代靖康蚝名称的沙井蚝，则来自今日广州南沙的龙穴岛。这就是最初的投石养蚝技术。

除了刘恂的诗作记录了当地人对蚝的美食热爱外，梅尧臣的《食蚝》诗是中国现存最早的蚝诗：“雅闻靖康蚝”，这是历史上第一次对地域蚝名所给的称谓，“并海施竹牢”“掇石种其间”，也可算是世界上牡蛎养殖最早的记录。诗中有“稍稍窥其户，清澜流玉膏”，“况此铁石顽，解剥烦锥刀。戮力效一饱，割切才牛毛”等描写，形象而生动。此外，苏轼被贬到惠州、海南蛮荒之地因为喜食生蚝不觉其苦反觉其美。其专作《食蚝》一文：“己卯冬至前二日，海蛮献蚝。剖之、得数升，肉与浆入与酒并煮，食之甚美，未始有也。又取其大者，炙熟，正尔啖嚼……每戒过子慎勿说，恐北方君子闻之，争欲为东坡所为，求谪海南，分我此美也。”

解放后，沙井人因为有牡蛎礁的天然资源以及养护的历史经验，沙井在原来采蚝业的基础上成立了合作社，生蚝养殖的方式多以投石头和插桩养殖为主，养殖范围从沙井往西直达珠江口，往东伸展到深圳后海一带，沙井蚝也成了当时为数不多的农业出口创汇品种，在中国社会主义经济发展史中具有重要的意义。

至今在深圳沙井尚保留有周恩来总理签署的由国务院颁发给沙井蚝养殖合作社的先进单位奖章。

现在珠江口的养蚝业已非常发达，主要分布在中山、江门台山、阳江一带，养殖模式也从投石转为插桩再到当前大部分人采用的吊养模式。根据 2020 年的中国渔业年鉴数据，广东生产的牡蛎超过 130 多万吨，每年的产值超过 100 多亿元人民币，且这仅仅是牡蛎大蚝的产量，包括近江牡蛎（*Crassostrea ariakensis*）和香港牡蛎（*C. hongkongensis*），尚不包括牡蛎礁中大量的小牡蛎产量。沙井蚝的养护放牧技术变迁如图 7-21 示意。

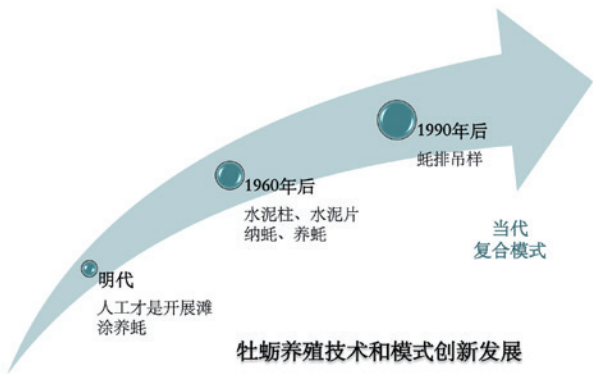
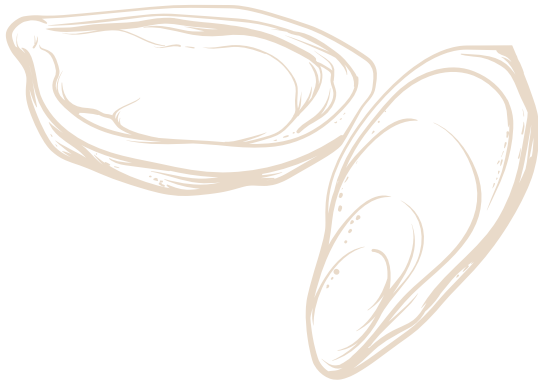


图 7-21：沙井蚝的养护与养殖技术变迁，来源：肖述。



8 参考文献

Allen S, Carpenter A C, Luckenbach M, 2011. Restoration Goals, Quantitative Metrics and Assessment Protocols for Evaluating Success on Restored Oyster Reef Sanctuaries. Report to the Sustainable Fisheries Goal Implementation Team of the Chesapeake Bay Program [R]. Oyster Metrics Workgroup. 32pp.

Allen S, O'Neil C, Sowers A, 2013. Harris Creek Oyster Restoration Tributary Plan: A blueprint to restore the oyster population in Harris Creek, a tributary of the Choptank River on Maryland's Eastern Shore [R]. Maryland Interagency Oyster Restoration Workgroup of the Sustainable Fisheries Goal Implementation Team. 31pp.

Arnold W S, Meyers S D, Geiger S P, et al., 2017. Applying a coupled biophysical model to predict larval dispersal and source/sink relationships in a depleted metapopulation of the eastern oyster *Crassostrea virginica* [J]. *Journal of Shellfish Research* 36(1):101-118.

Baggett L P, Powers S P, Brumbaugh R, et al., 2014.

Oyster habitat restoration monitoring and assessment handbook [R]. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA., 96pp.

Bayne B L, 2017. *Biology of Oysters* [M]. Academic Press.

Beck M W, Brumbaugh R D, Airoidi L, et al., 2009. Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions [R]. The Nature Conservancy, Arlington VA. 52 pp.

Beck M W, Brumbaugh R D, Airoidi L, et al., 2011. Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management [J]. *Bioscience* 61(2): 107-116.

Boswell J G, Ott J A, Birch A, 2012. Charlotte Harbor National Estuary Program Technical Report: Charlotte Harbor National Estuary Program [R]. The Nature Conservancy, Arlington VA. 170pp.

Chonglakmani C, Ingavat R, Piccoli G et al., 1983. The last marine submersion of the Bangkok area in

Thailand [J]. *Memorie di Scienze Geologiche*, 36: 343-345.

Cornwell J, Rose J, Kellogg L M, et al., 2016. Panel recommendations on the oyster BMP nutrient and suspended sediment reduction effectiveness determination decision framework and nitrogen and phosphorous assimilation in oyster tissue reduction effectiveness for oyster aquaculture practices [R]. Oyster BMP expert panel first report. Chesapeake Bay Program (CBP) Partnership.

Crawford C, Edgar G, Gillies C L, et al., 2019. Relationship of biological communities to habitat structure on the largest remnant flat oyster reef (*Ostrea angasi*) in Australia [J]. *Marine and Freshwater Research*, <https://doi.org/10.1071/MF19171>.

Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees, 2017. Deepwater Horizon Oil Spill Natural Resource Damage Assessment: Strategic Framework for Oyster Restoration Activities [R].

Durham S R, Dietl G P, 2015. Perspectives on Geohistorical Data among Oyster Restoration Professionals in the United States [J]. *Journal of Shellfish Research* 34(2): 227-239.

Ferraro S P, Cole F A, 2007. Benthic macrofauna-habitat associations in Willapa Bay, Washington, USA [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4): 491-507.

Fitzsimons J, Branigan S, Brumbaugh R D, et al.(eds.), 2019. Restoration Guidelines for Shellfish Reefs [R]. The Nature Conservancy, Arlington VA, USA.

Fodrie F J, Rodriguez A B, Gittman R K, et al., 2017. Oyster reefs as carbon sources and sinks [J]. *Proceedings Royal Society B*, 284: 20170891.

Gilles C L, Castine S A, Alleway H K, 2020. Conservation status of the Oyster Reef Ecosystem of Southern and Eastern Australia [J]. *Global Ecology and Conservation*, 22: e00988.

Gillies C L, Creighton C, McLeod I M, 2015. Shellfish reef habitats: a synopsis to underpin the repair and conservation of Australia's environmentally, socially

and economically important bays and estuaries [R]. Report to the National Environmental Science Programme, Marine Biodiversity Hub. Centre for Tropical Water and Aquatic Ecosystem Research (TropWATER) Publication, James Cook University, Townsville, 68 pp.

Grabowski J H, Brumbaugh R D, Conrad R F, et al., 2012. Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs [J]. *BioScience*, 62: 900-909

Grabowski J H, Peterson C H, 2007. Restoring oyster reefs to recover ecosystem services [M]. Pages 281-298 in K. Cuddington, J. Byers, W. Wilson, and A. Hastings, editors. *Ecosystem engineers: plants to protists*. Academic Press, Boston.

Heck K, Cebrian J, Powers S, et al., 2012. Final Monitoring Report to the Nature Conservancy: Coastal Alabama Economic Recovery and Ecological Restoration Project: Creating jobs to protect shorelines, restore oyster reefs and enhance fisheries productions [R]. Dauphin Island Sea Lab and University of South Alabama, Alabama.

Hernandez A B, Brumbaugh R D, Fredrick P, et al., 2018. Restoring the eastern oyster: how much progress has been made in 53 years? [J] *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(8), 463-471.

Hoang N K, 1988. The Quaternary geology of the Mekong Lower Plain and Islands in southern Vietnam [R]. In: Thiramongkol N ed. *Proceedings of the Workshop on Correlation of Quaternary Successions in South, east and Southeast Asia*. Bangkok, Thailand.

Howie A H, Bishop M J, 2021. Contemporary oyster reef restoration: responding to a changing world [J]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 518.

Humphries A T, Ayvazian S G, Carey J C, et al., 2016. Directly Measured Denitrification Reveals Oyster Aquaculture and Restored Oyster Reefs Remove Nitrogen at Comparable High Rates [J]. *Frontiers in Marine Science*, 3:74.

Jones S C, Tidwell D K, 2012. Comprehensive Shoreline Mapping, Baldwin and Mobile Counties, Alabama: Phase III [R]. Geological Survey of Alabama,

Tuscaloosa, Alabama.

Judge J, Newkirk S, Leo K, et al., 2017. Case Studies of Natural Shoreline Infrastructure in Coastal California: A Component of Identification of Natural Infrastructure Options for Adapting to Sea Level Rise (California's Fourth Climate Change Assessment) [R]. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 38 pp.

Kasoar T, zu Ermgassen P S E, Carranza A, et al., 2015. New opportunities for conservation of a threatened biogenic habitat: a worldwide assessment of knowledge on bivalve-reef representation in marine and coastal Ramsar Sites [J]. Marine and Freshwater Research. 66: 981-988.

Kellogg M L, Brush M J, Cornwell J C, 2018. An Updated Model for Estimating TMDL-related Benefits of Oyster Reef Restoration. A final report to The Nature Conservancy and Oyster Recovery Partnership [R]. Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, VA.

Knoche S, Ihde T, Townsend H, et al., 2018. Estimating Ecological Benefits and Socio-Economic Impacts from Oyster Reef Restoration in the Choptank River Complex, Chesapeake Bay. Final Report to The National Fish and Wildlife Foundation & The NOAA Chesapeake Bay Office [R]. Morgan State University, PEARL Report #11-05.

Lau S C Y, Thomas M, Hancock B, et al., 2020. Restoration potential of Asian oysters on heavily developed coastlines [J]. Restoration Ecology, 28(6): 1643–1653.

Lee H Z L, Davies I M, Baxter J M, et al., 2020. Missing the full story: first estimates of carbon deposition rates for the European flat oyster, *Ostrea edulis* [J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem, 30:2076–2086.

Lemasson A J, Fletcher S, Hall-Spencer J M, et al., 2017. Linking the biological impacts of ocean acidification on oysters to changes in ecosystem services: A review [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 492, 49–62.

McLeod I M, Bostrom-Einarsson L, Creighton C, et

al., 2020. Habitat value of Sydney rock oyster (*Saccostrea glomerata*) reefs on soft sediments [J]. Marine and Freshwater Research, <https://doi.org/10.1071/MF18197>.

McLeod I M, zu Ermgassen P S E, Gillies C L, et al., 2019. Chapter 25. Can bivalve habitat restoration improve degraded estuaries? [M]. In: E. Wolanski, J. W. Day, M. Elliott, and R. Ramachandran (eds.). Coasts and Estuaries: the Future, pp. 427–442. Elsevier.

National Research Council, 2004. Nonnative Oysters in the Chesapeake Bay [M]. The National Academies Press, Washington, DC, USA.

Newell R I E, 1988. Ecological changes in Chesapeake Bay: Are they the result of overharvesting the American oyster, *Crassostrea virginica*? [M]. In: M.P. Lynch and E.C. Krome (eds.). Understanding the Estuary: Advances in Chesapeake Bay Research, pp. 536-546. Chesapeake Research Consortium, Publication 129 CBP/TRS 24/88, Gloucester Point, VA.

Newell R I E, Koch E W, 2004. Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization [J]. Estuaries, 27: 793–806

Piazza B P, Banks P D, La Peyre M K, 2005. The potential for created oyster shell reefs as a sustainable shoreline protection strategy in Louisiana [J]. Restoration Ecology, 13: 499-506.

Quan W M, Humphries A T, Shen X Q, et al., 2012a. Oyster and associated benthic macrofaunal development on a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze river estuary, China [J]. Journal of Shellfish Research, 31(3): 599-610.

Quan W M, Humphries A T, Shi L Y, et al., 2012b. Determination of trophic transfer at a created intertidal oyster (*Crassostrea ariakensis*) reef in the Yangtze River estuary using stable isotope analyses [J]. Estuaries and Coasts, 35:109–120.

Quan W M, Zheng L, Li B J, et al., 2013. Habitat values for artificial oyster (*Crassostrea ariakensis*) reefs compared with natural shallow-water habitats in Changjiang River estuary [J]. Chinese Journal of Oceanology and

Limnology, 31:957–969.

Quan W M, Zhu J X, Ni Y, et al., 2009. Faunal utilization of constructed intertidal oyster (*Crassostrea rivularis*) reef in the Yangtze River estuary, China [J]. Ecological Engineering, 35(10): 1466-1475.

Richkus W A, Menzie C A., 2013. Application of an Ecological Risk Assessment for Evaluation of Alternatives Considered for Restoration of Oysters in Chesapeake Bay: Background and Approach [J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 19(5), 1172–1186.

Ridge J T, Rodriguez A B, Joel Fodrie F, et al., 2015. Maximizing oyster-reef growth supports green infrastructure with accelerating sea-level rise [J]. Scientific Reports, 5(1), 1-8.

Scarlato O A, 1981. The Bivalve molluscs in the temperate latitudes of western part of the Pacific Ocean, Nauka, Leningrad Press [R]. 479pp. (in Russian)

Scyphers S B, Powers S P, Heck K L Jr, et al., 2011. Oyster Reefs as Natural Breakwaters Mitigate Shoreline Loss and Facilitate Fisheries [J]. PLOS ONE 6(8):e22396.

Seavey J R, Pine III W E, Frederick P, et al., 2011. Decadal changes in oyster reefs in the Big Bend of Florida's Gulf Coast [J]. Ecosphere, 2(10), 1-14.

Spalding M D, Leal M (eds.), 2021. The State of the World's Mangroves 2021[R]. Global Mangrove Alliance.

Theuerkauf S J, Lipcius R N, 2016. Quantitative validation of a habitat suitability index for oyster restoration [J]. Frontiers in Marine Science, 3: 64.

Wang H Y, Guo X M, Zhang G F, et al., 2004. Classification of jinjiang oysters *Crassostrea rivularis* (gould, 1861) from china, based on morphology and phylogenetic analysis [J]. Aquaculture, 242(1-4): 137-155.

Wang H Y, Qian L M, Liu X, et al., 2010. Classification of a common cupped oyster from southern China [J]. Journal of Shellfish Research, 29(4): 857-866.

Wang H Y, Qian L M, Wang A M, et al., 2013. Occurrence and Distribution of *Crassostrea sikamea* (Amemiya 1928)

in China [J]. Journal of Shellfish Research, 32(2): 439-446.

Wang H Y, Zhang G F, Liu X, et al., 2008. Classification of common oysters from north China [J]. Journal of Shellfish Research, 27: 495–503.

Wong M C, Peterson C H, Piehler M F, 2011. Evaluating estuarine habitats using secondary production as a proxy for food web support [J]. Marine Ecology Progress Series, 440: 11–25.

Yoann T, Cassou C, Gernez P, et al., 2018. Oysters as sentinels of climate variability and climate change in coastal ecosystems [J]. Environmental Research Letters, 13(10): 104009-104009

Ysebaert T, Brenda W, Haner J, et al., 2019. Habitat Modification and Coastal Protection by Ecosystem-Engineering Reef-Building Bivalves [M]. In: Smaal A, Ferreira J, Grant J, et al. (eds) Goods and Services of Marine Bivalves. Springer, Cham. pp. 253-273. .

zu Ermgassen P S E, Grabowski J H, Gair J R, et al., 2016. Quantifying fish and mobile invertebrate production from a threatened nursery habitat [J]. Journal of Applied Ecology, 53 (2): 596-606.

zu Ermgassen P S E, Hancock B, DeAngelis B, et al., 2016. Setting Objectives for Oyster Habitat Restoration Using Ecosystem Services: A Manager's Guide [R]. The Nature Conservancy, Arlington VA.

zu Ermgassen P S E, Spalding M D, Grizzle R E, et al., 2013. Quantifying the Loss of a Marine Ecosystem Service: Filtration by the Eastern Oyster in US Estuaries [J]. Estuaries and Coasts, 36: 36–43.

陈丕茂, 舒黎明, 李纯厚, 等, 2017. SC/T 9111-2017, 中华人民共和国水产行业标准: 海洋牧场分类 [S]. 北京: 中国农业出版社 .

杜玄, 郭希明, 钱鲁, 2009. 福建沿海巨蜆属牡蛎的主要种类及其分布 [J]. 台湾海峡, 28(03): 399-404.

房恩军, 李雯雯, 于杰, 2007. 渤海湾活牡蛎礁 (Oyster reef) 及可持续利用 [J]. 现代渔业信息, 22(11): 12-14.

耿秀山, 傅命佐, 徐孝诗, 等, 1991. 现代牡蛎礁发育与生

态特征及古环境意义 [J]. 中国科学 (B 辑化学生命科学地球学), 08: 867-875.

国家贝类产业技术体系, 2021. 中国牡蛎产业发展报告 [J]. 中国水产, 6: 20-31.

黄小芬, 1994. 上川岛牡蛎的初步调查 [J]. 动物学杂志, 04: 51-52.

李辉尚, 李坚明, 秦小明, 等, 2017. 中国牡蛎产业发展现状、问题与对策——基于鲁、闽、粤、桂四省区的实证分析 [J]. 海洋科学, 41(11): 125-129.

李建芬, 商志文, 陈永胜, 等, 2020. 渤海湾牡蛎礁的研究现状与保护建议 [J]. 地质调查与研究, 43(4): 317-333.

林丹, 孙敏秋, 张克烽, 等, 2019. 福建牡蛎产业发展形势分析 [J]. 中国水产, (3): 53-57.

林静柔, 陈蕾, 李锋, 2021. 国土空间规划海洋分区分类体系研究 [J]. 规划师, 2021(8): 38-43.

刘慧, 黄小平, 王元磊, 等, 2016. 渤海曹妃甸新发现的海草床及其生态特征 [J]. 生态学杂志, 35(7): 1677 — 1683.

刘鲁雷, 2019. 东营垦利近江牡蛎礁现状调查与资源修复研究 [D]. 大连海洋大学.

农业部渔业渔政管理局, 中国水产科学研究院, 2017. 中国海洋牧场发展战略研究 [M]. 北京: 中国农业出版社: 190.

全国水产技术推广总站, 2021. 增殖型海洋牧场技术模式 [M]. 北京: 中国农业出版社.

全为民, 安传光, 马春艳, 等, 2012. 江苏小庙洪牡蛎礁大型底栖动物多样性及群落结构 [J]. 海洋与湖沼, 43(5): 992-1000.

全为民, 冯美, 周振兴, 等, 2017. 江苏海门蛎岬山牡蛎礁恢复工程的生态评估 [J]. 生态学报, 37(5): 1709-1718.

全为民, 张锦平, 平仙隐, 等, 2007. 巨牡蛎对长江口环境的净化功能及其生态服务价值 [J]. 应用生态学报, 18(4): 871—876.

全为民, 张云岭, 齐遵利, 等, 2022. 河北唐山曹妃甸 - 乐亭海域自然牡蛎礁分布及生态意义 [J]. 生态学报, 42(3): 1142-1152.

全为民, 周为峰, 马春艳, 等, 2016. 江苏海门蛎岬山牡蛎

礁生态现状评价 [J]. 生态学报, 36(23): 7749-7757.

邵炳绪, 唐子英, 孙幅英, 等, 1980. 松江鲈鱼繁殖习性的调查研究 [J]. 水产学报, 4(1): 81-86.

沈新强, 全为民, 袁骥, 2011. 长江口牡蛎礁恢复及碳汇潜力评估 [J]. 农业环境科学学报, 30(10): 2119-2123.

孙丽, 程杰, 李莉, 等, 2020. T/CAOE 20.7-2020, 海岸带生态系统现状调查与评估技术导则第 7 部分: 牡蛎礁 [S]. 北京: 中国海洋工程咨询协会.

孙丽, 全为民, 谭永华, 等, 2020. T/CAOE 21.6-2020, 海岸带生态减灾修复技术导则第 6 部分: 牡蛎礁 [S]. 北京: 中国海洋工程咨询协会.

孙万胜, 温国义, 白明, 等, 2014. 天津大神堂浅海活牡蛎礁区生物资源状况调查分析 [J]. 河北渔业, 09: 23-26+76.

唐以杰, 林炜, 崔雪文, 等, 2004. 广东上川岛潮间带软体动物的分布 [J]. 动物学杂志, 03: 60-67.

王福, 田立柱, 胡云壮, 等, 2021. 津冀沿海资源环境承载力调查报告 [R]. 中国地质调查局天津地质调查中心, 1-676.

王海艳, 2004. 中国近海常见牡蛎分子系统演化和分类的研究 [D]. 中国科学院研究生院 (海洋研究所).

王海艳, 郭希明, 刘晓, 等, 2007. 中国近海“近江牡蛎”的分类和订名 [J]. 海洋科学, 31(9): 85-86.

王海艳, 郭希明, 刘晓, 等, 2009. 中国北方沿海“褶牡蛎”的分类和订名 [J]. 海洋科学, 33(10): 104-106.

王海艳, 张涛, 马培振, 等, 2016. 中国北部湾潮间带现生贝类图鉴 [M]. 科学出版社.

王宏, 范昌福, 李建芬, 等, 2006. 渤海湾西北岸全新世牡蛎礁研究概述 [J]. 地质通报, 25(3): 315-331.

王建, 赵梅, 白世彪, 等, 2009. 黄海南部海门近岸牡蛎礁发育的物质基础与环境背景 [J]. 地理研究, 28(05): 1170-1178.

王威, 李莉, 黎奥, 等, 2020. 近江牡蛎 (*Crassostrea ariakensis*) 规模化人工育苗及养成 [J]. 海洋科学, 44(02): 108-112.

吴建新, 2008. 清代珠江三角洲沙田区的农田保护与

社会生态 - 以蚝壳带的个案为中心 [J]. 广东社会科学, 2008(2): 136-142.

席英玉, 林娇, 林永青, 等, 2016. 福建闽南沿海养殖僧帽牡蛎中汞和砷的时空分布特征及风险评价 [C]. 福建省海洋学会, 年学术年会论文摘要集. 17-18.

夏建军, 2008. 华南近海牡蛎种类鉴定、分布和香港巨牡蛎微卫星开发及群体遗传学研究 [D]. 中国科学院南海海洋研究所.

徐凤山, 张素萍, 2008. 中国海产双壳类图志 [M]. 北京科学出版社.

许飞, 2009. 小庙洪牡蛎礁巨蛎属牡蛎间生殖隔离研究 [D]. 中国科学院研究生院 (海洋研究所).

姚庆元, 1985. 福建金門岛东北海区牡蛎礁的发现及其古地理意义 [J]. 台湾海峡, 4(1): 108-109.

殷小亚, 陈海刚, 乔延龙, 等, 2015. 天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区现状及管理对策 [J]. 海洋湖沼通报, 1: 162-166.

俞鸣同, 藤井昭二, 坂本亨, 2001. 福建深沪湾牡蛎礁的成因分析 [J]. 海洋通报, 2001, 20(5): 24-30.

张红雨, 王笃圣, 王正伦, 1994. 渤海湾密鳞牡蛎营养成分分析 [J]. 中国海洋药物, 04: 17-19.

张磊, 包健, 2005. 江苏小庙洪牡蛎礁的抢救性保护对策 [J]. 污染防治技术, 18(5): 2.

张忍顺, 齐德利, 葛云健, 等, 2004a. 江苏省小庙洪牡蛎礁生态评价与保护初步研究 [J]. 河海大学学报 (自然科学版), 32(增刊): 21-26.

张忍顺, 张正龙, 葛云健, 等. 2004b. 江苏小庙洪牡蛎礁海洋地理环境及自然保护价值 [C]. 2004 年全国地貌与第四纪学术会议暨丹霞地貌研讨会、海峡两岸地貌与环境研讨会.

张忍顺, 王艳红, 张正龙, 等, 2007, 江苏小庙洪牡蛎礁的地貌特征及演化 [J]. 海洋与湖沼, 38(3): 259-265.

赵梅, 2009. 黄海南部海门近岸牡蛎礁发育的物质基础和环境背景 [D]. 南京师范大学.

赵希涛, 1986. 中国贝壳堤发育及其对海岸线变迁的反映 [J]. 地理科学, (04): 293-304.

周昌仕, 侯晓梅, 杨菁, 等, 2015. 广东西部沿海地区牡蛎产业发展策略研究——基于养殖户、企业和政府部门的深度访谈 [J]. 广东农业科学, 42(14): 155-162.

周昌仕, 邹长坤, 慕永通, 2014. 珠三角沿海地区牡蛎产业发展策略研究——基于养殖户、企业和政府管理部门深度访谈调查 [J]. 农业现代化研究, 35(6): 757-762.

周念清, 王燕, 夏明亮, 2007. 长江口的演化与发展趋势 [J]. 水土保持通报, 2007(03): 132-137.

周鑫, 陈培雄, 黄杰, 王权明, 2020. 国土空间规划的海洋分区研究 [J]. 海洋通报, 39(4): 409-415.

