

修复性水产养殖 全球通用原则

2021年11月



作者与版权

推荐引用格式

大自然保护协会 (TNC). 2021. 修复性水产养殖全球通用原则. 弗吉尼亚州阿灵顿, 美国

作者名录

Heidi Alleway, 博士
大自然保护协会, 全球可持续食物与水资源团队
(*Global Provide Food and Water, The Nature Conservancy*)

Randall Brummett, 博士
世界银行 (*World Bank*)

蔡俊宁
联合国粮食与农业组织, 渔业与水产养殖部
(*Fisheries and Aquaculture Division, FAO, the United Nations*)

曹玲, 博士
上海交通大学, 海洋学院

Megan Reilly Cayten
海洋2050基金会 (*Oceans 2050 Foundation*)

Barry Antonio Costa-Pierce, 博士
新英格兰大学海洋与环境学院,
海洋食物系统研究生项目
(*Graduate Program in Ocean Food Systems, School of Marine & Environmental Programs University of New England*)

Paul Dobbins
世界自然基金会 (*World Wildlife Fund*)

董云伟, 博士
中国海洋大学, 水产学院

Steffen Cole Brandstrup Hansen
全球环境基金 (*Global Environment Facility*)

Robert Jones
大自然保护协会, 全球可持续食物与水资源团队
(*Global Provide Food and Water, The Nature Conservancy*)

刘书荣
上海交通大学, 海洋学院

刘青
大自然保护协会, 中国项目
(*China Program, The Nature Conservancy*)

Colin Charles Shelley, 博士
世界渔业中心 (*WorldFish*)

Seth Theuerkauf, 博士
美国国家海洋与大气管理局, 国家海洋渔业局-水产养殖办
(*National Marine Fisheries Service Office of Aquaculture, National Ocean and Atmospheric Administration*)

Lisa Tucker
塔克咨询服务有限公司
(*Tucker Consulting Services, LLC*)

Tiffany Waters
大自然保护协会, 全球可持续食物与水资源团队
(*Global Provide Food and Water, The Nature Conservancy*)

王月
大自然保护协会, 中国项目
(*China Program, The Nature Conservancy*)

本文件中所述结果和结论, 以及各种观点或意见仅为相关作者的个人结论、观点和意见, 与上列机构的观点或立场无关。

版权: 大自然保护协会 2021

致谢

我们要感谢下列机构和专家对本报告给予的帮助和专业支持, 包括: 中国水产学会、董双林教授 (中国海洋大学)、慕永通教授 (中国海洋大学)、刘涛教授 (中国海洋大学)、李莉研究员 (中国科学院海洋研究所)、朱长波研究员 (中国水产科学研究院南海水产研究所)、蒋增杰研究员 (中国水产科学研究院黄海水产研究所)、刘慧研究员 (中国水产科学研究院黄海水产研究所)、全为民研究员 (中国水产科学研究院东海水产研究所)、李钟杰研究员 (中国科学院水生生物研究所)。此外, 我们还获得了Builders Initiative机构、大卫与露茜尔·派克德基金会 (The David and Lucile Packard Foundation) 给予的支持, 在此亦向这两个机构表示感谢。简体中文版译者为袁瑞富, 编译刘青、王月, 感谢对译文提供专家指导的刘慧研究员 (中国水产科学研究院黄海水产研究所) 和史博副教授 (集美大学)。





目 录

06 简 介

修复性水产养殖的机遇 09

目的与目标 11

乡土与传统水产养殖 12

16 定义修复性水产养殖

24 修复性水产养殖的环境效益

水质 27

提供栖息地 28

减缓与适应气候变化 30

环境效益指标举例 31

32 养殖环境、模式与养殖种类

养殖种类与养殖模式 34

从业者及其意向 35

修复性效益的大小范围 35

权衡效益与影响 36

38 修复性水产养殖全球通用原则

44 利用修复性水产养殖实现环境目标的路线图

水质效益路线图 46

栖息地效益路线图 48

减缓与适应气候变化效益路线图(暂定版) 50

56 修复性水产养殖的政策与管理考量

59 案例研究

中国湖泊养殖滤食性鱼类带来的水质效益 60

切萨皮克湾牡蛎养殖对水质改善目标的贡献 66

伯利兹基于栖息地效益的海藻养殖 72

78 参考文献

简介

挑战

当前，全球环境正面临诸多挑战，而食物生产恰是导致这些挑战的重要原因。到2050年，全球人口将增至90亿，我们迫切需要在有限的环境资源内，满足人类日益增长的食物需求。

水产养殖，即在水中养殖动植物的生产活动，其过去的发展也往往以牺牲环境为代价。栖息地退化、水体污染、野生鱼类资源退化以及病害，都与早期商业性水产养殖的发展相关，并继续对当今该产业的环境可持续发展构成挑战 (Naylor et al., 2021)。

这些影响给广阔的海洋和淡水生态系统造成前所未有的多重挑战，这是人类社会以多种方式利用并影响这些生态系统的结果。由于毁灭性的捕捞方式、污染以及入侵物种的引入，众多海岸带地区已发生了栖息地及其相关生态系统服务功能的系统性丧失。最显著的例子之一是牡蛎礁，这种地球上受危害最严重的海岸带栖息地之一，在过去的两个世纪丧失了85%，丧失速度之快令人难以置信 (Beck et al.,

2011)；随之丧失的还有海藻森林 (Steneck et al., 2002)、红树林 (Polidoro et al., 2010) 和海草床 (Dunicet al., 2021)。这些栖息地的丧失也导致生态系统服务功能的丧失，比如水体天然的过滤与营养物质循环功能、鱼类生产和海岸带防护功能。

如今很多海岸带生态系统正显现出功能丧失后的累积效应，尤其是水体富营养化；全世界近1000个地区被认定为已受到富营养化的影响，其中约600个已出现缺氧现象 (Diaz et al., 2013)。全球野生渔业资源状况反映出栖息地减少和无效管理的现状。尽管超过四分之三的渔业资源当前仍被视为从“生物学上可持续的种群”中获得，但从不可持续的种群中捕捞的资源占比已增长了许多，从1974年的10%上升到2017年的34.2% (FAO, 2020)。此外，海岸带生态系统正面临着持续增长的海洋酸化与气候变化的威胁，阻碍了这些生态系统的自然恢复和人为修复努力。

同时，淡水生态系统也面临着类似挑战。虽然江河湖泊和湿地的面积不足地球表面积的

1%，但这些水系中栖息着全球51%的鱼类物种 (Hughes et al., 2021)。在所有淡水生态系统中，超过半数已受到人类活动的极大影响，其鱼类的生物多样性也因工业化发展、修筑大坝和工农业用水等活动而大幅减少 (Su et al., 2021)。

但是，尽管且正因为出现了这些环境问题，我们更要挑战这一推论：食物生产与环境健康是一个此消彼长的“零和游戏”。我们认为，以一种负责任且有助于促进生态系统服务

功能恢复的方式为日益增长的人口生产食物，是可能的。在陆地食物生产系统中，人们越来越多地采用对自然友好的生产方法，比如再生农业，而将这类方法应用于水生食物生产系统的趋势也正在兴起。

鉴于水产养殖业在过去二十年快速增长和在未来持续扩张的巨大潜力，水产养殖业是一个需要将环境保护的概念融入其中的重要产业，这样水生食物系统才能支持可持续发展，确保大自然与人类都有一个光明的未来。





修复性水产养殖的机遇

世界上确实存在一些最佳机遇或方法，能够同时为持续增长的人口提供食物并改善水生环境的健康，而修复性水产养殖或许就是其中之一。只要方法得当，某些水生生物的养殖可以作为缓解水质退化、栖息地丧失和气候变化等紧迫问题的一种工具。考虑到有利于发展修复性水产养殖的环境、社会、经济和人类健康因素，几乎所有洲和大部分沿海国家都具有在海洋中开展修复性水产养殖的潜力（图1；Theuerkauf et al., 2019）。此外，在淡水环境中，农业生态生产方法有助于社区居民实现多重社会、经济目标，同时在生产食物的过程中以少投入、多产出和环境影响更小的方式，达到提高效率的目的（Freed et al., 2020）。

在大部分国家，修复性水产养殖的推广应用有着巨大潜力。Oyinlola等人（2018）的研究显示，全世界共有7200万平方公里的海区适合养殖至少一种常见的海产品（全球养殖最多的海洋生物种类共有102种）；而Froehlich等人（2019）则探讨了全球发展海藻养殖的巨大潜力，认为适宜养殖海藻的海域面积竟达到4800万平方公里。发展双壳贝类养殖的潜力也同样巨大，预计未来产量可增加到目前的30倍（Costello et al., 2020）。尽管如此，要确定具体区域的产业扩张规模，还应该考虑当地数据、信息和利益相关方的投入等因素，并且应该就扩张计划与当地公众和利益相关方进行沟通协调（Costa-Pierce & Chopin, 2021）。

通过修复性水产养殖来促进水产养殖业的

发展，能够带来既可以改善海洋环境又可以产生经济回报的宝贵机遇，比如在适宜的水域养殖双壳贝类，可以吸收人为过量排放的氮、磷，或者利用养殖场营造的栖息地来支持野生鱼类繁殖。现有水产养殖业若能开展修复性养殖实践，则上述成效有望得到提升。

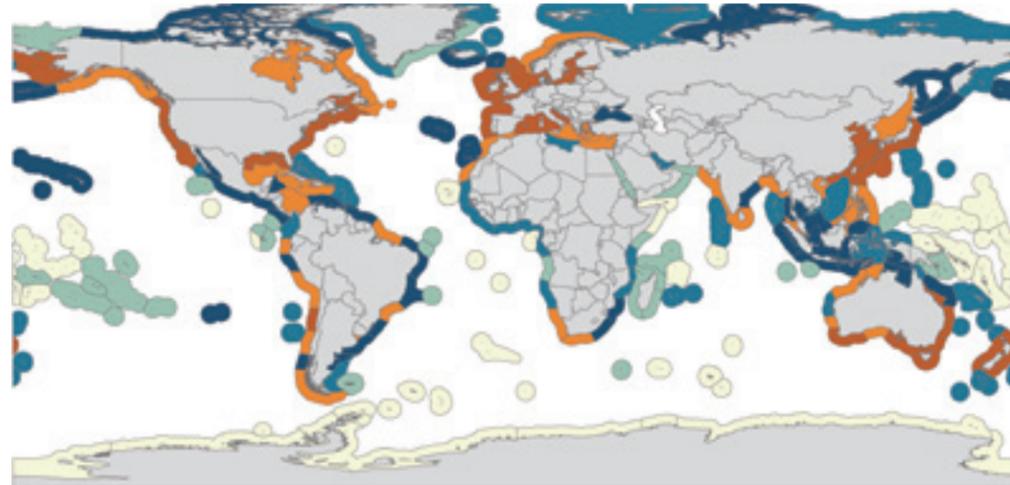
考虑到单纯的环境修复项目成本高昂，实施修复性水产养殖不仅能获得经济效益，而且还顺带完成规模化的环境修复，这种机遇着实让人心动。虽然已经开发了多种试图将栖息地、物种和环境修复价值化的模式，但这类项目惯常依赖于政府公共资金或民间善款的资助。例如，按照修复面积将项目总成本进行分摊，那么修复一英亩牡蛎礁的成本可能会高达数十万美元（Bayraktarov et al., 2016），这就限制了这类修复项目的大面积实施，并极大地降低了那些无法承担项目成本的地区和国家的机会。

商业化的修复性水产养殖即便不求助于政府公共资金或民间善款资助，也可带来类似的环境效益，因而也可以被视为一种基于市场机制的改善水生环境健康的解决方案。只要项目的规模够大，修复性水产养殖也可以为全球的沿海社区创造出非常可观的经济机遇，包括在现有2640亿美元的基础上进一步增加收入，以及为2000万水产养殖从业者创造更多的就业机会（Valderrama, Hishamunda and Zhou, 2005; FAO, 2020）。

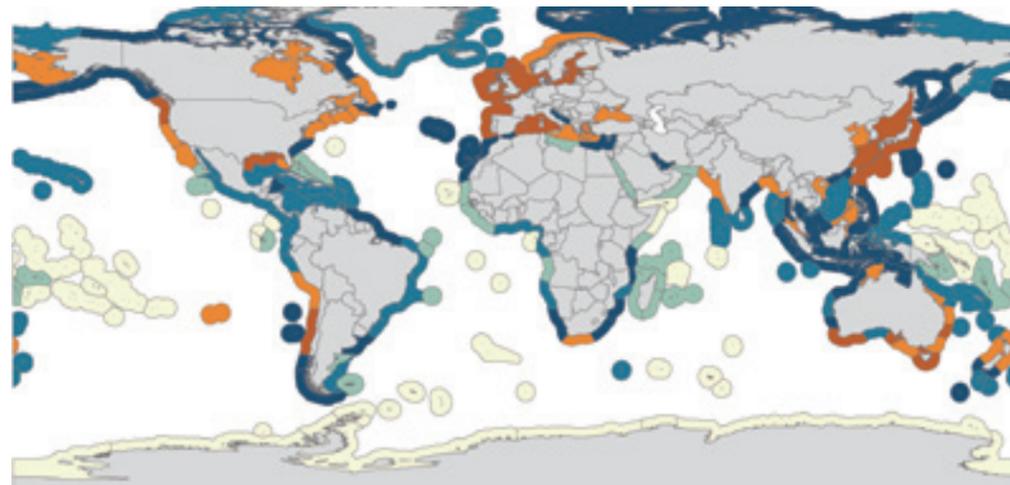


图1. 贝类与海藻的修复性水产养殖机遇指数*

贝类



海藻



*来源: Theuerkauf et al. 2019

目的与目标

本文件给出了修复性水产养殖的定义，并就如何有效实施和发展这一方法进行了说明。该指南有利于防止误读或错用此概念及相关术语。指南以一整套“修复性水产养殖全球通用原则”（下称“原则”）的形式呈现给读者，其目的是在较高层次上树立有效实施修复性水产养殖的意向。就本文件的目的及其使用而言，我们将这些原则视为一种基本主张，即一组包含判断或意见的陈述；我们以这些原则为基础，分步阐明如何才能设计出可产生最佳修复成效的修复性水产养殖方法。

通过给出定义、确定原则并绘制出一组环境效益路线图，我们希望激发相关人士参与修复性水产养殖的行动意愿，同时倡导扶持性政策和基于市场的多种方法，以支持修复性水产养殖的进一步发展。这一概念一旦得到广泛应用，则不仅能够为人类提供食物和宝贵的经济发展机遇，而且有望改善数十万平方公里的海洋和淡水生态系统健康。

范围

本文件旨在定义修复性水产养殖概念，并描述其意图和在教育中需遵循的指导性原则。

文件中所述定义和指南适用于从小到大各种规模的养殖活动，不限地域且包括淡水（内

陆）、半咸水（河口）和海水（海岸带和离岸海域）水域的水产养殖。不过，本文重点关注修复性水产养殖在海洋贝类和藻类养殖中的应用前景，因为有充足的科学认知证实这些种类及其养殖业可以发挥生态修复作用。

我们认为本文件初版是基于截至公开发布时可获得的最佳科学信息。随着对其他养殖门类和养殖种类的科学认识愈加深入、知识积累愈加充分，作者团队力图每隔两年或在认为必要时对本文件进行审阅和更新，以便将这些新知识融入在文件内，提供最新指南（含更新的路线图）。

本文件及其通过原则和路线图创建的框架，并没有形成将任何养殖经营正式划定为“具有修复性”的认证制度、标准或生态标签。

乡土与传统水产养殖

虽然本文件力图厘清现阶段关于修复性水产养殖的定义、驱动因素和实施路径，但需要注意的是：能够提供生态效益和持续的生态系统成效的综合性水产养殖系统并非一项新发明。恰恰相反，为了食物、贸易、文化和环境效益的目的，很多当地居民和原住民在很早以前就开始进行水产养殖活动，并以可持续的方式实践了数千年而延续至今；其中很多方法其实就是我们所讨论的修复性水产养殖的雏形，甚至已经极为接近。重要的是，在讨论“修复”我们的自然系统或哀叹重要的海洋栖息地丧失时，自然保护者多数都会提到殖民时代以前的环境连通性和资源丰度—这往往就是当地居民和原住民进行自然资源管理的结果。当我们寻求对全球的食物生产系统进行变革时，我们绝不可轻视历经漫长岁月培育出的可持续的和能够带来修复成效的解决方案，包括那些并非基于新技术或基础设施创新的现有概念，而是根植于当地乡土知识和传统管理方式的解决方案。

例如，从公元前1100年开始，中国就开始在土塘中养殖淡水鱼。此外，在整个东南亚，当地居民历史上就用过“稻田养鱼”的方法。但随着人们对食物的需求持续增大，单一养鱼和种稻的做法变得日益普遍。在中国，相传“稻田养鱼”(co-culture of fish with rice)的做法始于两千年前(Lu and Li, 2006)，随后逐渐传到孟加拉国、印度尼西亚、越南和柬埔寨等许多亚洲国家。这些养殖系统是一种独特的

“水产-农业”相结合的模式。通过在一系列生态系统中纳入更多养殖种类，稻鱼种养系统得以支持自然的生物多样性，只不过这些系统和种养方法的多样性本身仍是促成这些效益的关键要素(Freed et al., 2020)。很多稻鱼种养结合的方法和系统，直到今天依然存在(比如“稻鱼轮作”、“稻鱼共作”、“基于社区的渔业与水产养殖”；Freed et al., 2020)，这为开发出既顺应自然过程又可满足当地社区需求的水产养殖模式创造了条件。

在夏威夷，早期居民也开创和管理过渔农共作系统(比如传统的鱼塘养鱼和芋艿种植结合体)，包括通过社区间的合作和贸易，利用流域范围的内陆和海岸带生态系统支持不同地

区出产食物的再分配(Costa-Pierce, 1987)。这些也是一个机会，使我们能够重新启用那些能支持食物和营养安全的综合系统；我们应以减轻负面环境影响、亦或提升正向环境影响的方式来生产有营养价值的食物。现在，夏威夷乡村和原住民社区正忙于恢复鱼塘系统和传统的近岸环境，包括海藻、珊瑚和野生渔业。这种地方性的恢复与修复活动根植于乡土科学和世界观，包含着对全流域的生物文化资源丰富度的重视(Asuncion et al., 2020)。

在太平洋沿岸的北美西北地区，“蛤蜊园(clam gardens)”是一种至少有3500年历史的本土水产养殖实践。原住民通过修整海底底质的方式创造和维持这些养殖系统，并产生了显

著的成效，某些蛤蜊园养殖产量比非蛤蜊园区域高出四倍(Millin, 2020)。除产量增加外，这些蛤蜊园还创造出能够提高其他海洋物种和哺乳动物多样性的优质生态系统(Dueret et al., 2015)。此外，最近对加拿大英属哥伦比亚省蛤蜊园的研究显示，除将蛤蜊壳送回海滩的传统做法(有助于缓冲已酸化的近海水体)外，独特的蛤蜊园设计还通过缓冲水温和碳酸盐波动而具有较好的气候韧性(Millin, 2020)。美国华盛顿州的Swinomish印第安部落社区目前正在恢复当地的蛤蜊园，这也是他们借助乡土知识来加强气候韧性和寻求解决方案的综合计划中的一部分，其目的是获得食物、气候、文化和环境的多重效益(Voices for Clean Water, 2020)。

将传统与乡土水产养殖知识纳入修复性水产养殖实践将会带来一系列社会和文化效益，包括拓宽生计方式、享有更多健康与福祉、获得公平、以及产生更好的环境成效。



夏威夷岛Kiholo鱼塘鸟瞰图。© Christine Shepard.



本文件的目标

- 定义修复性水产养殖，使相关产业、政府、非政府组织及公众等利益相关方都清楚地了解修复性水产养殖的定义范围；
- 描述修复性水产养殖带来的主要效益与支持修复性水产养殖发生的环境条件；
- 为自然资源管理者、政府监管部门、养殖行业协会、养殖户和其他利益相关方提供指南，帮助其判断养殖活动是否能发挥环境修复作用；
- 从实践层面，支持修复性水产养殖的实施、成效评估、评价及适应性管理；
- 激励关键的利益相关方对修复性水产养殖进行规划和布局，将其纳入水产养殖区或水域保护区划分等区域性规划。

受众与使用

我们预想，水产养殖企业、养殖行业协会、养殖户、国家和省市各级政府部门、金融机构、非政府组织、学术机构、善款捐助者及生态认证机构等都是本报告的受众。

文中阐释的各项原则可供利益相关方广泛采用，适用于从国家规划到区域和地方海域规划、乃至个体养殖场管理实践等各类场景和规模。

在本文件中，我们优先开发了一套过程驱动的方法，使养殖经营者和其他利益相关方能够判断水产养殖场是否能够产生环境修复成效。



定义修复性水产养殖

定义



当商业性水产养殖或生计性水产养殖能够为环境提供直接的生态效益,并具有产生净正向环境成效的潜力时,即为修复性水产养殖。

本定义旨在为行业运作方式提供指南,使其不仅能提供食物或其他商品、以及生计(就业),还能有助于遏止、甚至逆转人类活动对环境造成的多种影响。具体来说,为防止环境影响并扭转其显著退化的趋势,取得净正向效益或“净收益”是该定义的一个核心要素,行动目标务必清晰且基于净成效(Maron et al., 2021)。修复性水产养殖有助于缓解水域污

染、生物多样性丧失及气候变化压力等主要环境压力。

对环境效益和净正向成效的描述是否精准,受限于科学知识和公认的水产养殖所能提供的生态系统服务功能。此外,环境效益要结合当地情况来判断,很难一概而论。尽管如此,当前的科学研究大体表明,水产养殖的环



近期文献对修复性水产养殖的定义

以下是近年发表的科学文献中对修复性水产养殖的几个定义。

Theuerkauf 等人 (2019)

将修复性水产养殖定义为“有意利用水产养殖来对(生态系统)服务功能产生积极的影响”。尽管我们提出的修复性水产养殖定义也类似地涉及到提供生态系统服务功能,但既然有证据显示这套养殖方法能提供某些效益,那么养殖户或养殖管理主体是否“有意为之”就不是决定一个养殖系统是否具有修复性的主要因素。

Carranza 和 zu Ermgassen (2020)

将“修复性海水贝类养殖”定义为“一种多学科或跨学科的方法,涉及在物种的生命周期内施加一些人为干预,旨在消除因人们不可持续地利用海洋贝类而产生的负面的社会-生态影响”。在这个定义中,养殖的贝类物种必须是“本地的、野生资源枯竭的或已遭受过度捕捞,或者在当地或区域内已灭绝或达到功能性灭绝的状态”。这个定义在很大程度上与“栖息地修复”或“保育性水产养殖(conservation aquaculture)”同义。

Maynard (2003)

将修复性水产养殖定义为“对诸如海岸带红树林和海草群落、蛤蜊床、牡蛎床、贻贝床、珊瑚礁等特定海洋生态系统进行的保护和丰富。这一概念还延伸到涵盖海岸带和海洋中的渔场。”尽管修复性水产养殖也蕴含着“丰富海洋生态系统”的功能,但是Maynard使用这个术语的重点在于将动物放归野外,因此,将其定义为“保育性水产养殖”可能更为恰当。

境效益可包括水质改善、提供栖息地及潜在的减缓气候变化这三类。

因此,鉴于当前人们熟知的环境健康效益,本文件将重点放在制定修复性水产养殖的原则方面。我们期望,更多类型的效益将随着科学发展而为人们所熟知,比如支持生物多样性的存续、海岸带过程和海岸带防护,或者文

化层面的生态系统服务功能。在指导产业和管理者如何实施相关修复性养殖实践的同时,这些效益也应该被纳入修复性水产养殖的范畴。未来文件的修订版将纳入新知识和新指南。

类似概念与术语

除修复性水产养殖外，还有一系列其他术语被用于描述那些在水生环境中能够实现环境和保育成效的食物生产过程（图2）。总的来

说，这些定义为可持续性一词建立了框架；最重要的是，这些定义确立了水产养殖作为一个食物生产行业，能够演变为具有多重社会、经济与环境成效的动态生产系统与实践的一系列方式。

图2. 相对于其他可惠及人与自然的的人类活动，修复性水产养殖所处位置的概念图



再生食物系统、再生农业与再生水产养殖

大自然保护协会（TNC）认为，再生食物系统（regenerative food systems）是一类“不论在陆地或海洋，能够在降低温室气体排放的同时，积极修复栖息地并保护生产区域内及其周围的生物多样性”的食物生产方式（Doane, 2020）。修复性水产养殖（restorative aquaculture）和再生农业（regenerative agriculture）都可被视为再生食物系统。虽然在科学文献中再生农业有多个定义，但根据食物与土地利用联盟（Food and Land Use Coalition）的表述，这类农业可被视为“能够促进土壤再生、减少但未必消除化肥和杀虫剂使用、并在减少负面影响的基础上确保农业活动为环境带来正向效应的一套实践方法”（FOLU, 2019）。

修复性水产养殖试图将类似的环境保护概念和方法应用于水产养殖。再生水产养殖（regenerative aquaculture）现在也成为水产养殖企业和初创公司越来越普遍使用的一个词（如：Greenwave, 2021），但它在科学文献中并没有一个明晰的定义。最近，加州大学圣巴巴拉分校与TNC合作的一篇论文（Mizuta, Froehlich & Wilson, 审稿中）中，作者对保育性应用方面的水产养殖相关的关键术语进行了文献综述，并基于再生农业的概念，提出了再生水产养殖的定义。除环境与经济效益外，该定义还包含了社会公正的要素。在本报告中，我们一般将再生水产养殖和修复性水产养殖视为同义词。

生态友好型水产养殖

生态友好型水产养殖（ecological aquaculture）是一种“将生态学原则与方法用作范式的水产养殖发展模式”（Costa-Pierce, 2002, 2010, 2021）。生态友好型水产养殖鼓励从业者将水产养殖作为一个生态系统来经营，并强调应在养殖初期而不是等到事后才对环境效益进行专门规划。生态友好型水产养殖的六项原则包括：（1）模拟自然系统设计养殖场；（2）通过社区发展贡献于当地社会；（3）产生经济和社会双重效益；（4）实行营养物管理且不污染环境；（5）只用本土物种和/或品系；（6）为当地和全球社区树立管理和创新的典范。遵循这些原则的修复性水产养殖场就会被视为生态友好型水产养殖场。

水产养殖生态系统方法

水产养殖生态系统方法（Ecosystem Approach to Aquaculture, 简称EAA）被定义为“一项将水产活动整合在更广泛的生态系统内，以促进相互关联的社会-生态系统的可持续发展、公平性和韧性的策略”（FAO, 2010）。EAA方法强调人类福祉、环境安康及有效治理，从而在发展水产养殖的同时能兼顾人类与环境。虽然EAA方法也关注环境影响，但它常被描述为更聚焦于“如何做”而非“什么影响”。这种方法是供政府和水产养殖业遵循的一种细化程序和策略，其内核是让利益相关方参与。修复性水产养殖也可被纳入EAA。

保育性水产养殖

保育性水产养殖 (conservation aquaculture) 一直都被定义为“利用水产养殖保护和恢复濒危鱼类种群的方法” (Anders, 1998)。保育性水产养殖的例子包括为恢复受威胁或濒危的太平洋鲑鱼品系 (strain)、加州鲍鱼及北美西北沿海的奥林匹亚牡蛎而实施的人工育苗工作。保育性育苗场还有一个相关术语—资源重建, 即以—种有意限制对野生种群的遗传和生态影响的方式重建种群 (Flagg & Nash, 1999)。保育性水产养殖不同于修复性水产养殖, 其基本目标以具体物种的恢复或种群重建为重点。此外, 保育性水产养殖一般不涉及将所养殖的生物体作为商品进行直接销售。Froehlich、Gentry 和 Halpern (2017) 提出一个保育性水产养殖的扩展定义: “利用水生生物的人工养殖来实现自然资源的有计划管理和保护”, 该定义不仅包括物种层面的种群重建, 还多了一层生态系统服务功能的视角。Froelich等人提出的这个保育性水产养殖的扩展定义, 与修复性水产的定义有某些重叠, 尤其是对于不投饵性养殖种类 (extractive species)。保育性水产养殖与修复性水产养殖可以是在一个水体或系统内共享的或相互关联的活动, 例如: 在对海洋环境有修复功能的本土双壳贝类 (如奥林匹亚牡蛎) 的商业性水产养殖案例中, 所养殖的贝类与保育性水产养殖使用同一处育苗场设施; 两种活动都有助于实现改善水质和提供栖息地这一环境保护目标。

资源增殖

从渔场的角度看, 资源增殖 (stock enhancement) 的目标是“增加资源量, 藉以增加可捕量” (De Silva and Funge-Smith, 2005)。资源增殖的目的是将渔业产能保持在一个能支持持续捕捞的水平。一般通过使用养殖的鱼类进行渔业资源的补充来实现。资源增殖活动可以是一次性的, 也可持续进行。由于视维持资源量以支持捕捞渔业为重点, 它不同于修复性水产养殖和保育性水产养殖所带来的资源量增加, 因为二者都不是明确地或单单为了捕捞渔业而补充资源量。

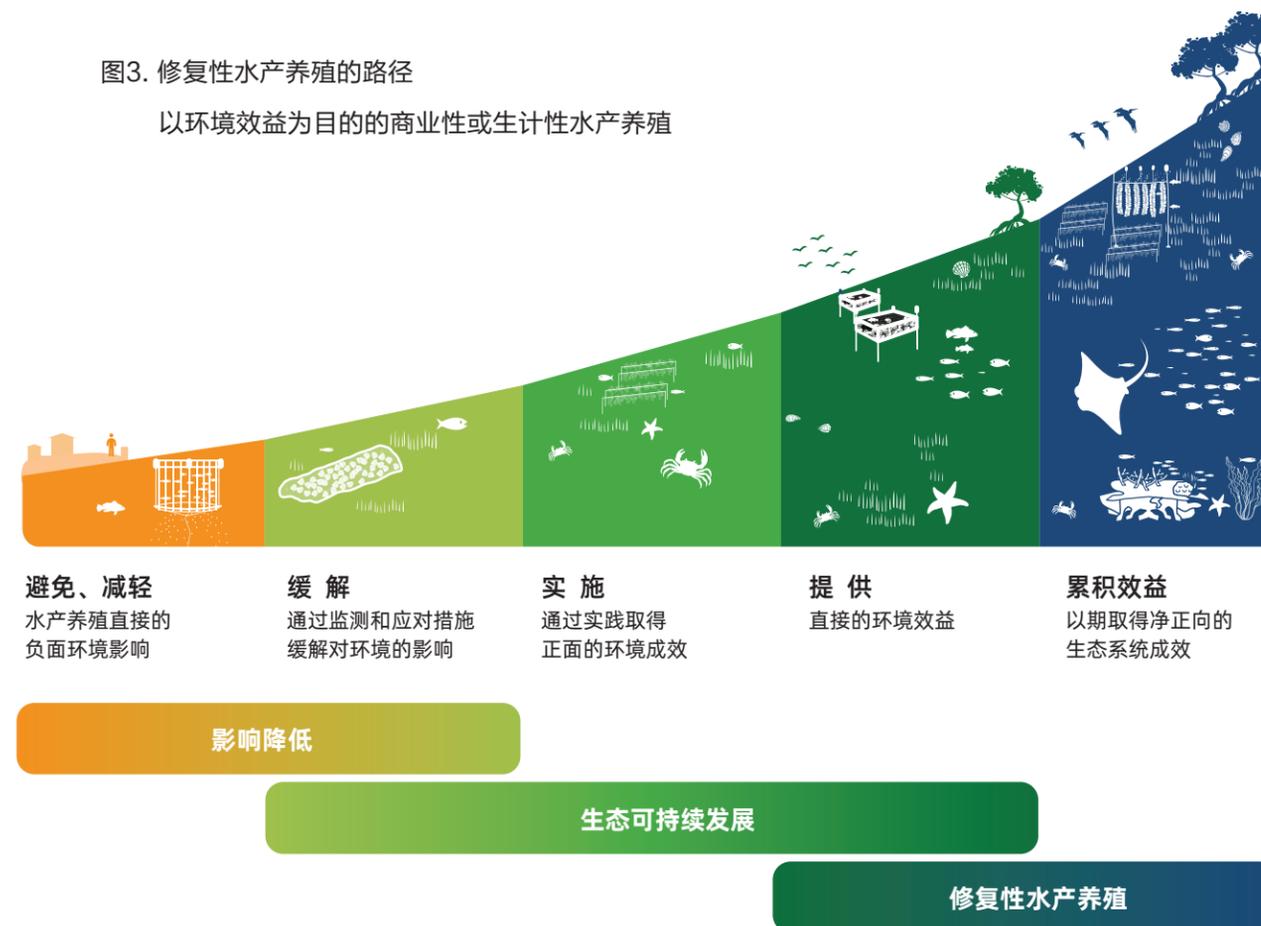
然而, Lorenzen等人 (2010) 曾探讨过, 如何从生物学的角度提升资源量, 从而既能使捕捞增产, 又能促进种群的保护和重建, 并且/或者有助于缓解栖息地或其他渔业损失。在此定义下, 资源增殖就同保育性水产养殖有所重叠。如果资源增殖具有商业目的或维持生计目的, 且能给水体带来直接的环境效益, 则它可能同修复性水产养殖也有重叠。

水生栖息地修复

修复生态学 (restoration ecology) 被定义为“帮助某个已退化、受损或被破坏的生态系统恢复的过程” (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004)。具体地说, 海洋与海岸带栖息地修复被定义为“一旦丧失关键的栖息地, 或这些区域的功能衰退”则必须采取的行动 (U.S. Commission on Ocean Policy, 2004)。

水生栖息地修复活动的资金常来源于善款捐助或政府资助, 并且可使用任何工具在多种尺度上开展修复活动, 以实现最终目标。修复性水产养殖可成为更广泛的修复行动中所使用的工具之一, 但它未必就一定被用作此目的。因此, 水生栖息地修复带来的成效与修复性水产养殖的效益可能重叠, 但水生栖息地修复并不一定采用修复性水产养殖作为工具。

图3. 修复性水产养殖的路径



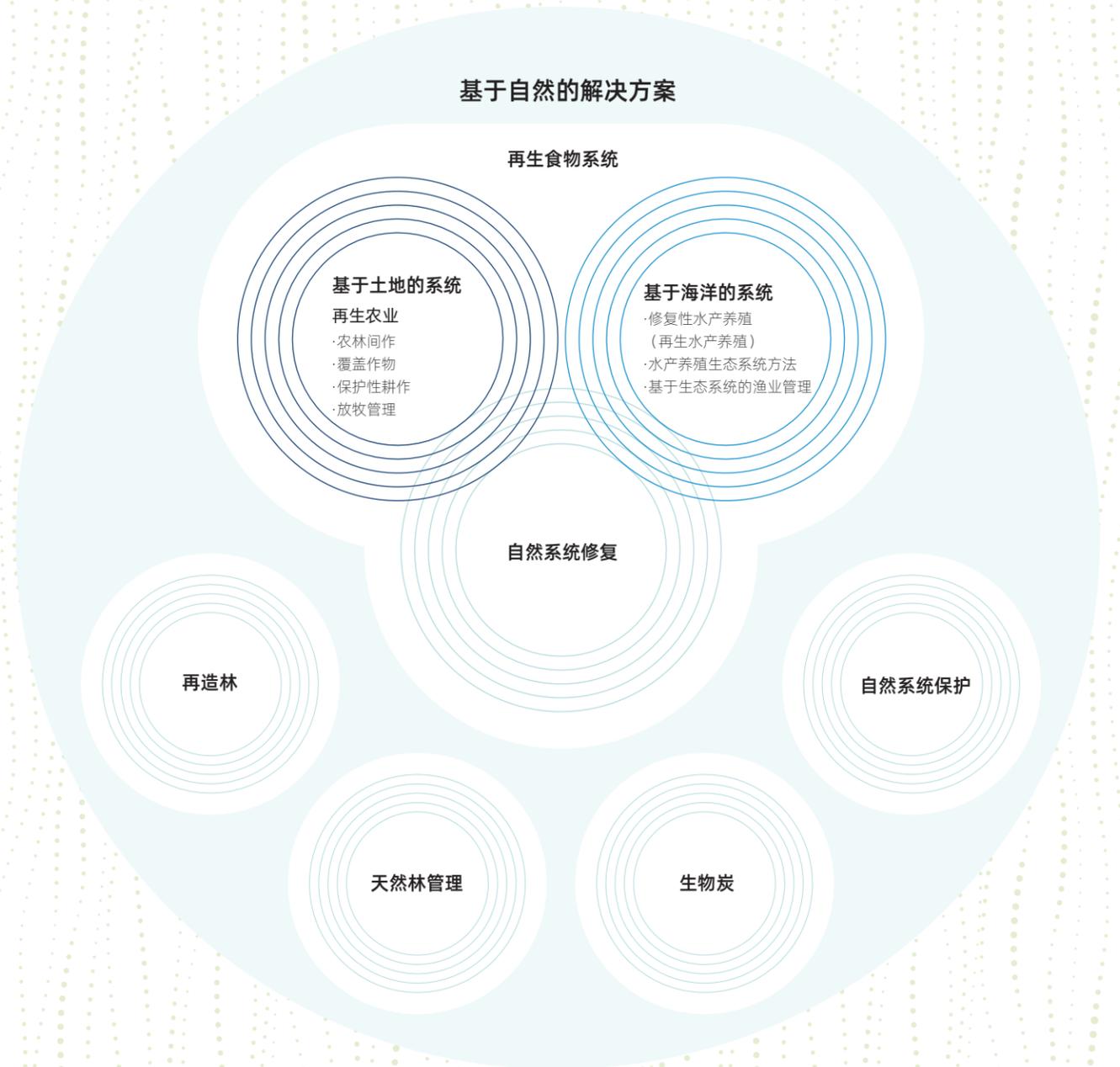
基于自然的解决方案

基于自然的解决方案（Nature-based Solutions）是一个相对较新的术语，包含多种陆地农业和生态学的实践。基于自然的解决方案最常用的定义之一来源于世界自然保护联盟（IUCN），它是指“保护、可持续管理和修复自然的或被改变的生态系统的行动，能够有效地、适应性地应对社会挑战，同时提供人类福祉和生物多样性效益”（IUCN, 2020）。尽管基于自然的解决方案这一概念已被频繁地应用于陆地农业中，但这些概念尚未充分扩展应用于水产品生产中。修复性水产养殖与自然保护目标和基于自然的解决方案具有重要的协同作用（Le Gouvello, Brugere and Simard, 2021）。修复性水产养殖采用类似的环境概念和目标，因而可被视为基于自然的解决方案框架下的一个组成部分（图4）。



© Andy Lacatell

图4. 作为一种基于自然的解决方案和再生食物系统的修复性水产养殖概念图



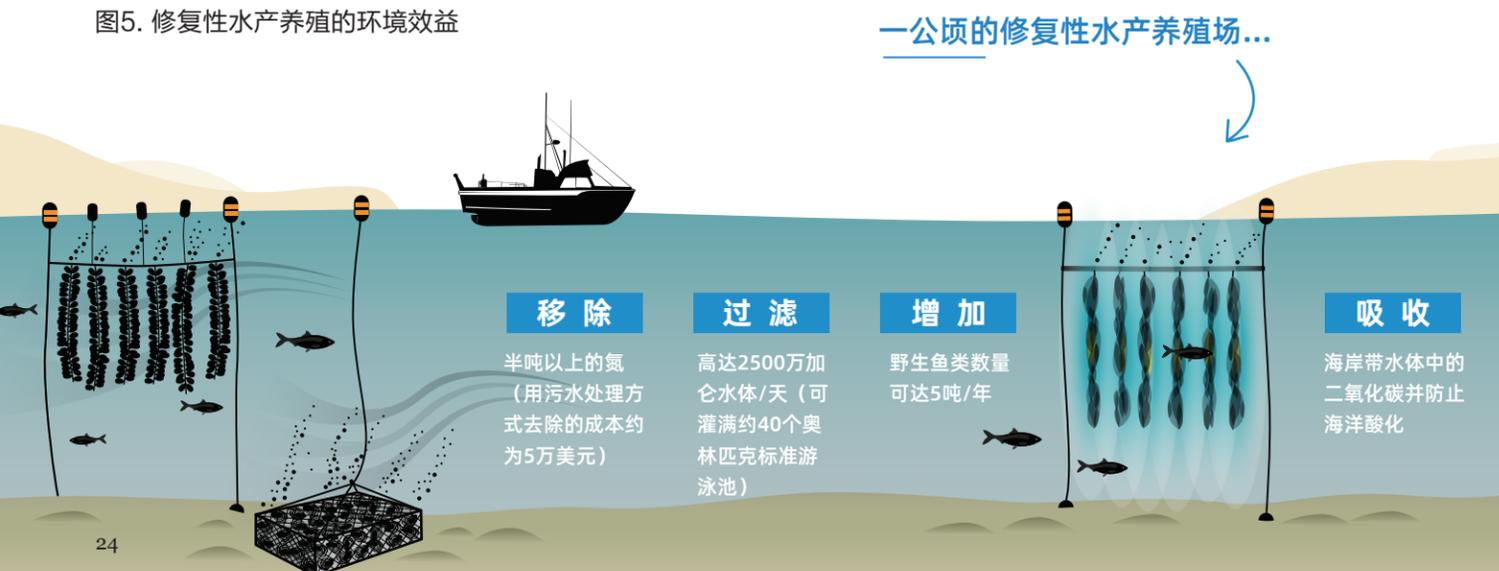
修复性水产养殖的环境效益



在适宜条件下，水产养殖可为水生环境提供多种类型的效益。利用“生态系统与生物多样性经济学（The Economics of Ecosystems and Biodiversity）”的方法体系，Alleway等人（2018）识别了海水养殖在提供生态系统服务功能上所发挥的潜在效益，包括：供给服务、调节服务、栖息地或支持服务、文化服务。在本文件中，我们用一个简单框架来界定实施修复性水产养殖最可能产生的环境效益，同时将这些效益分为三个大类，即：水质、提供栖息地和气候（图5）。

水质效益和提供栖息地是获得最多科学文献论证的两类环境效益，目前已经拥有与其正向生态系统成效有关的最佳认知。由于修复性水产养殖具有提供适应与减缓气候变化的潜在效益，因此本文件对其碳吸收（carbon sequestration）和海洋酸化（ocean acidification）缓冲效益也做了探讨（图5）。尽管如此，比起移除营养物或提供栖息地，目前尚无太多文献对修复性水产养殖的气候效益进行科学支持（图6；Gentry et al., 2020）。

图5. 修复性水产养殖的环境效益



随着人类所掌握的信息逐渐增加，水产养殖的水质改善、提供栖息地以及适应和减缓气候变化等环境效益，以及总体的效益类型都有望得到扩展和完善。尽管水产养殖有可能提供这些效益，但也可能在这几个方面对生态系统带来负面影响。下文将列举并探讨促成这些效益和/或影响的各种驱动因素。

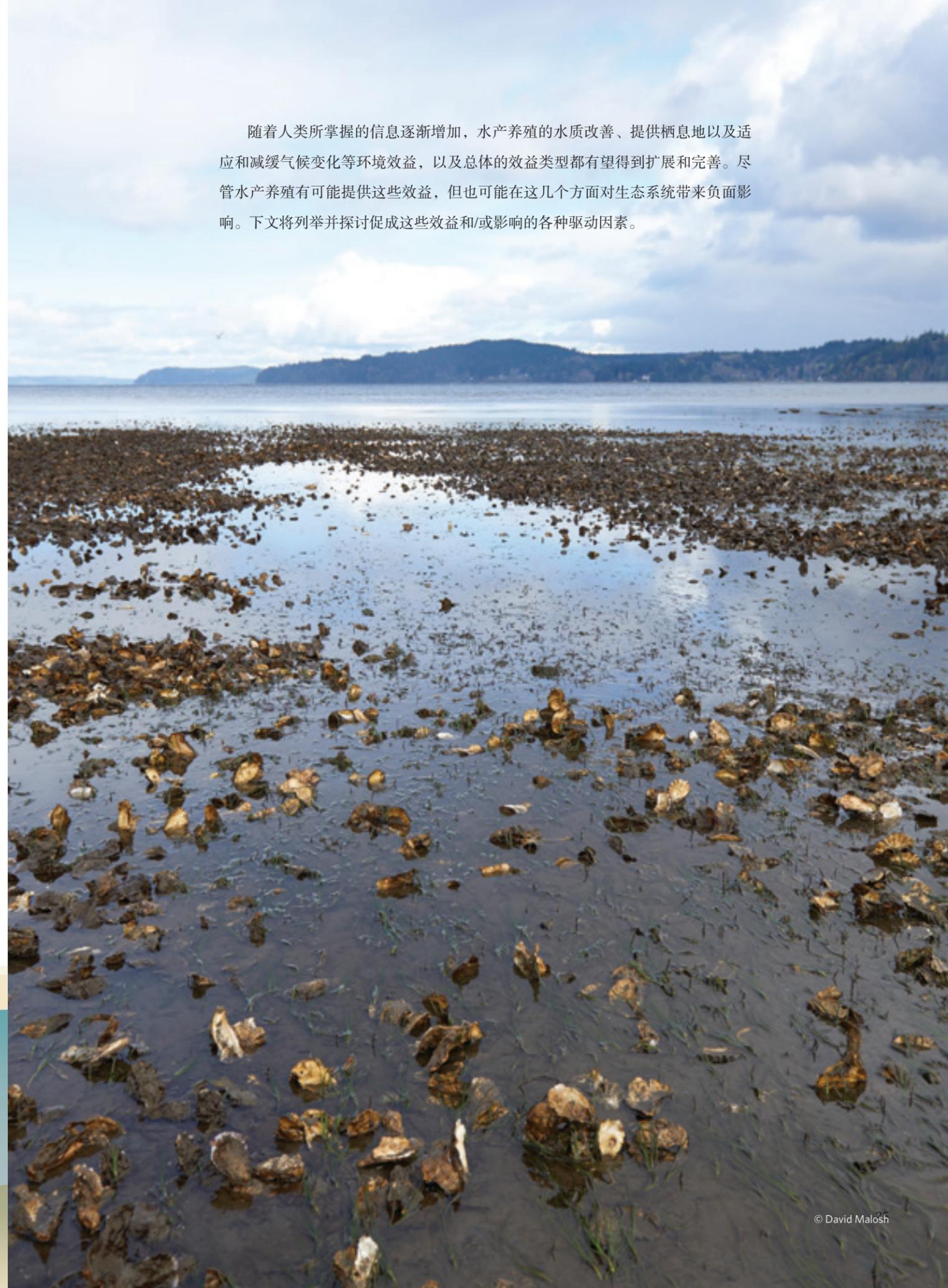
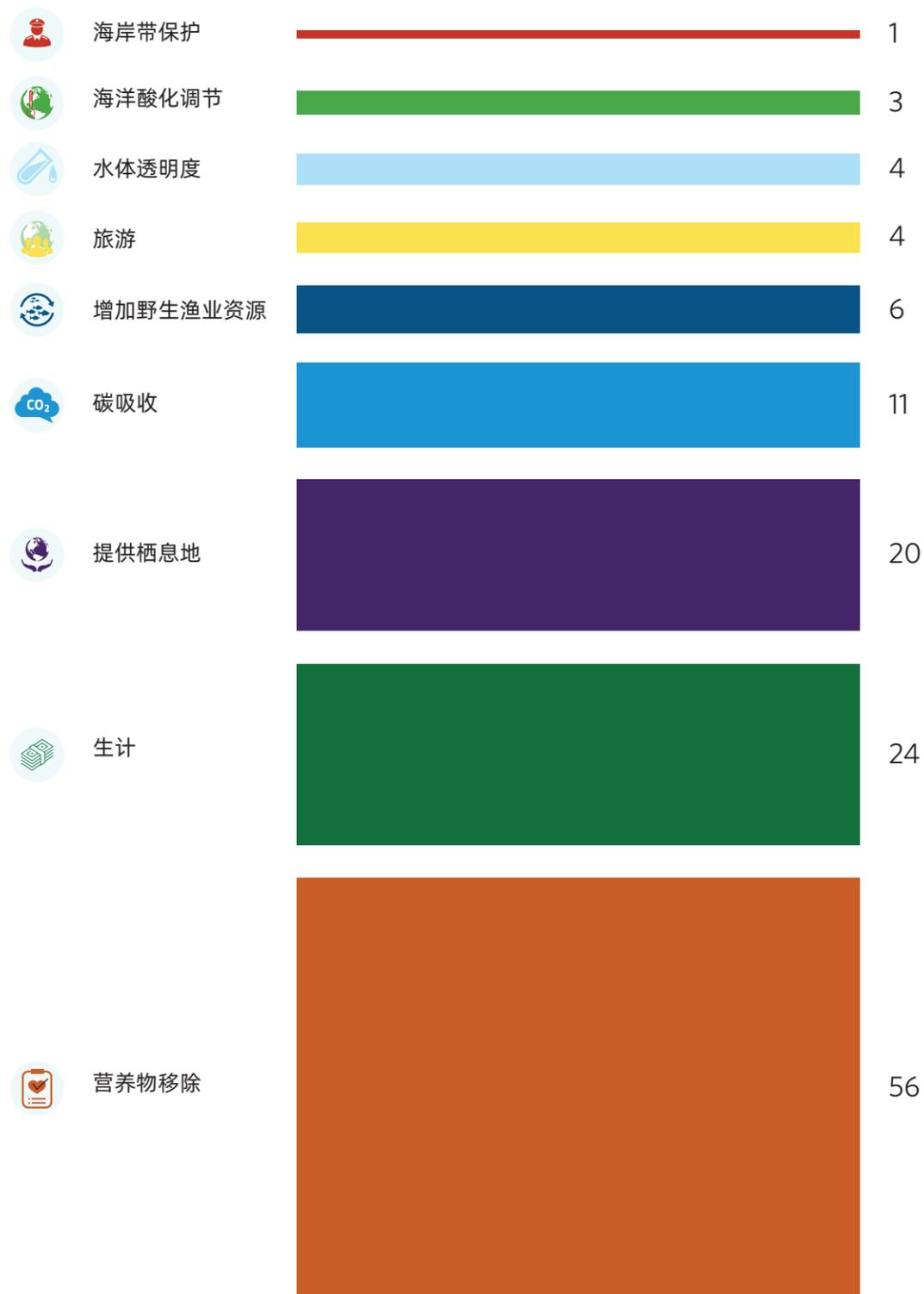


图6. 本图源自Gentry等人（2020）的研究报告，即记录海水养殖对各类生态系统服务功能具有积极影响的研究占比（数字表示该研究分析中包含的与每种生态系统服务功能有关的论文数量）



© Jerry and Marcy Monkman (EcoPhotography)

水质

通过过滤水体与悬浮物质，以及促进营养物质循环，水产养殖具有改善近岸水质的潜力。特别是双壳贝类和海藻通常能够改善各种尺度的近岸水域水质，因为这些物种能够通过组织和外壳吸收来移除营养物质（包括氮、磷），然后营养物质又随水产品的收获被移出水体（Petersen et al., 2019; Racine et al., 2021; Xiao et al., 2017）。养殖双壳贝类还可通过反硝化作用（denitrification）促进更多的氮移除（Humphries et al., 2016; Ray and Fulweiler, 2021）。此外，双壳贝类通过过滤水体中的有机质和颗粒物，使海水变得清澈。这些过程有助于减轻人为活动对水质造成的影响并降低水体发生富营养化的可能性（Bricker, Rice and Bricker, 2014; Rose et al., 2014）。

水体富营养化依然是影响许多海岸带和淡水栖息地健康和生产力的主要问题。改善水质和透明度，就能使局部水体得到改观，并有益于重要的蓝碳栖息地（如海草床）等自然栖息地。某些物种也能通过营养交互作用（trophic interactions），在调节水质方面发挥作用。例如，在综合水产养殖系统中，双壳贝类就被用于减少鱼类排泄物中的颗粒物，而植食性鱼类则能在控制可导致水体藻华和缺氧问题的微藻和浮游植物方面发挥作用（Petersen et al., 2016, 2019）。



© Randy Olson

提供栖息地

水产养殖设施和养殖的生物体能够提供三维结构的栖息地，从而使鱼类和无脊椎动物受益。养殖场具有同天然育幼场类似的功能，可为幼鱼和无脊椎动物提供庇护所（Costa-Pierce and Bridger, 2002; Barrett, Swearer and Dempster, 2019）。再者，养殖场内的养殖生物和附着的污损生物群落（biofouling communities）还可以为它们提供食物（Kawai et al., 2021）。通过回顾全球65篇研究文献，我们发现与附近对照点相比，双壳贝类和海藻养殖场通常有着更高的鱼类丰度和多样性（Theuerkauf et al., 2021）。

水产养殖对野生海洋物种生产力的影响有聚集（aggregation）和补充（recruitment）两种方式，其种群提升效果有所不同；但有证据显示，水产养殖设施的存在确实可提高野生物种的产量（Tallman and Forrester, 2007）。养殖设施的三维立体结构还能稳定软质海床，有助于减少海床侵蚀并减轻极端天气事件的影响（Zhu et al., 2020）。养殖生物繁殖的幼苗可“外溢”至野生种群内；尽管这种效应可能引起显著的遗传多样性变化和/或为当地种群带来适应性影响，但有证据显示，在适宜情况下，这种效应可为受损的种群提供有益的个体补充，或为修复工作增加种群资源（Norrie et al., 2020）。此外，海藻养殖场可局部减轻海洋酸化和暖化，这种局部效应也有助于提供有效的栖息地（如：庇护所；Xiao et al., 2021）。

图7. 水下的生物丰度



贝类与海藻养殖场

修复性水产养殖设施为更多海洋生物提供栖息地，超过相邻水域。例如，贻贝养殖场内的鱼类和无脊椎动物的数量是临近水域的3.6倍。

减缓与适应气候变化

野生海藻森林在碳循环和碳吸收 (carbon sequestration) 方面发挥着重要作用 (Queirós et al., 2019)。因此, 作为一种碳捕获 (capture carbon) 与吸收二氧化碳的方法, 已有人提议将海藻养殖用作一种减缓气候变化的策略 (如: Froehlich et al., 2019)。人工养殖海藻的碳排放相对较少, 并能通过光合作用吸收二氧化碳。然而, 海藻对碳吸收的贡献大小取决于海藻生物质 (seaweed biomass) 的最终去向, 要么通过潜在输运 (比如, 断掉的海藻碎片) 被转运到深海并埋藏到沉积物中 (Duarte et al., 2017), 或被转运到海岸带的蓝碳生态系统 (Ortega et al., 2019), 要么将海藻生物质收获后, 做成生物炭和生物燃料等终端产品来提供碳效益 (Jones et al., 2021)。尽管目前与海藻养殖有关的气候研究尚处于起步阶段, 但通过养殖场的恰当选址, 使养殖的海藻能够与颗粒有机质的转运过程 (向近岸和离岸海洋沉积物中转运, 从而被长期固定于沉积物中) 产生积极的相互作用, 如此一来就可能提高海藻养殖固碳作用的潜力。在近海环境中, 碳的去向更容易被追踪; 在评估修复性水产养殖为减缓气候变化提供的效益潜力时, 应将碳的动态纳入考量。

利用修复性水产养殖改善近海水质, 最终达到支持蓝碳生态系统保护或恢复的目的 (即遏止海草床、红树林和盐沼栖息地的丧失或支持它们的恢复), 这或许也是一种宝贵的减缓气候变化的工具。在局域尺度上, 海藻养殖能够增加海水的文石饱和度 (aragonite saturation) (Mongin et al., 2016)、促进生物多样

性以及气候变化适应性 (Xiao, et al., 2021), 藉此减轻海洋酸化的影响。



通过收获双壳贝类可以移除贝壳捕获的碳, 将双壳贝类养殖作为一种碳吸收策略已引起人们的兴趣 (Filgueira, Strohmeie and Strand, 2019)。然而, 一些研究显示, 相比于贝壳所吸收的碳, 双壳贝类的呼吸作用和钙化作用总体上会释放更多的二氧化碳 (Ray et al., 2018), 使得海水向大气中释放更多的二氧化碳 (Han et al., 2017)。所以, 尽管在某些情形下, 双壳贝类养殖可能带来短暂的减缓气候变化的作用 (Thomas et al., 2021), 但是双壳贝类似乎是海岸带二氧化碳的“净生产者” (Munari, Rossetti and Mistri, 2013; Fodrie et al., 2017), 因而它们直接贡献于碳吸收的潜力目前还比较有限 (Munari, Rossetti and Mistri, 2013)。尽管如此, 双壳贝类通过影响环境过程依然能够增加碳吸收, 比如提高海水透明度, 从而提升蓝碳生态系统的健康等。

环境效益指标举例

监测与制定目标, 对衡量修复性水产养殖产生怎样的环境效益极为重要。据不完全统计, 有许多适用于在养殖场尺度上衡量和追踪环境成效的指标 (表1)。随着修复性水产养殖科学不断积累和发展, 制定从小到大不同尺度上的评价指标十分重要, 这有助于养殖户和政府开展修复性水产养殖, 并建立地方、区域或国家的目标和衡量成效的标准。

尽管修复性水产养殖能够提供这些效益, 但水产养殖也可能带来这些类别下的某些负面影响, 所以, 不论这些潜在的关键指标涉及的是正向效应还是负面效应, 都应被纳入监测范围。下一节将重点区分和深入讨论这些效益或影响的驱动因素。

表1. 在养殖场尺度上, 可用于制定修复性水产养殖环境效益目标和监测计划的潜在关键指标举例

效益类型	潜在关键指标
水质	<ul style="list-style-type: none">• 额外移除的氮、磷与悬浮物质量 (千克)• 过滤的海水体积 (升)• 额外减少沉积物中的有机质质量 (千克)
提供栖息地	<ul style="list-style-type: none">• 养殖场面积• 鱼类和无脊椎动物丰度 (相对量与总量)
减缓与适应气候变化	<ul style="list-style-type: none">• 吸收的CO₂和氮的质量 (千克) (减缓气候变化)• 海洋酸化程度的改变

养殖环境、模式与养殖种类



修复性水产养殖可在海水、淡水或半咸水环境中的许多养殖门类下实施。

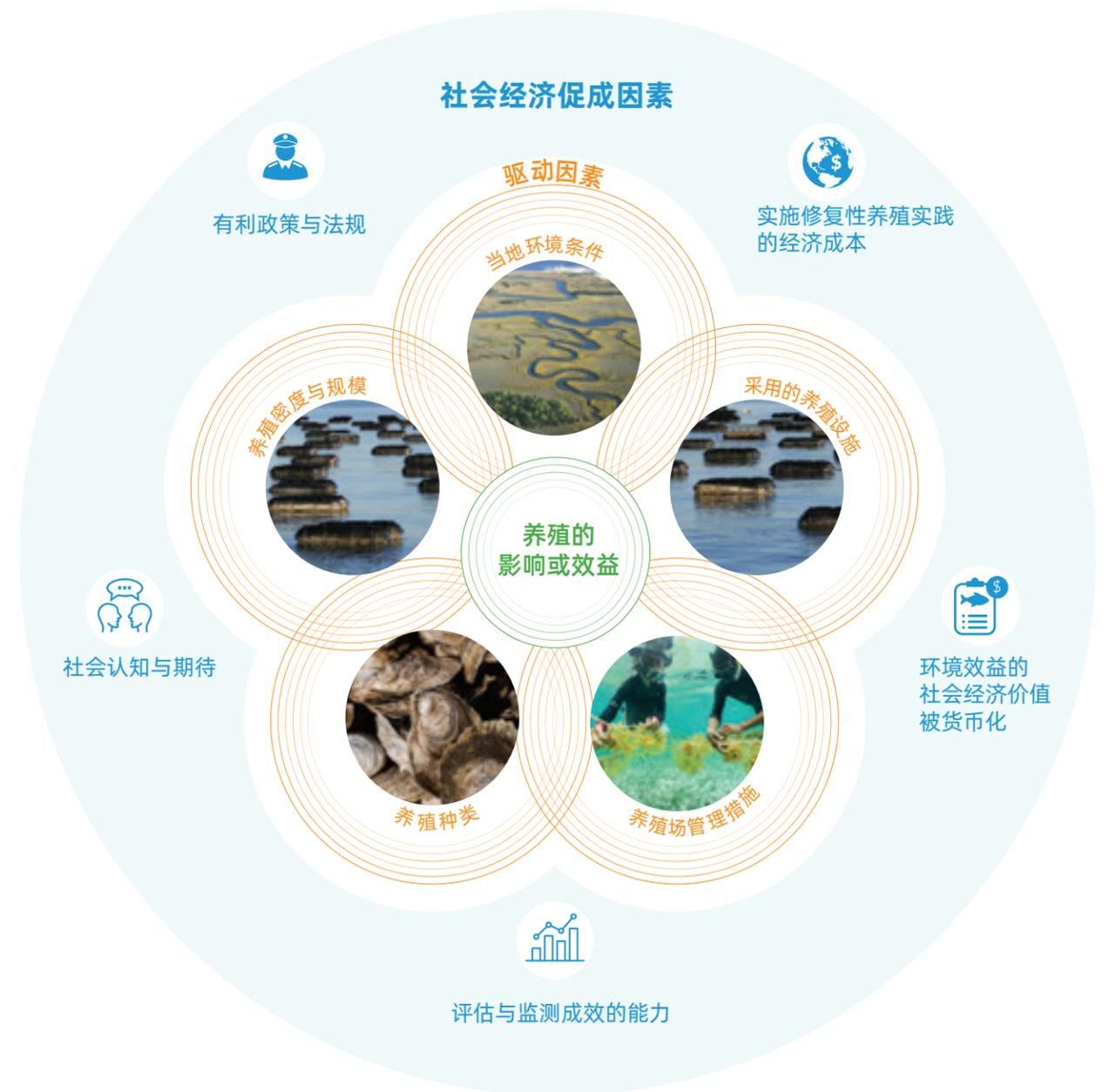
本文件侧重讨论那些需要较少投喂（如无需补充性投喂）和不投饵性养殖种类（extractive species）的水产养殖，尤其是双壳贝类和海藻。尽管如此，文中讨论的许多效益和驱动因素适用于整个水产养殖业的生产实践。例如，以恢复红树林为目标之一的对虾养殖可能是未来修复性水产养殖的一种选择。

很重要的一点，尽管从词义上看，修复性水产养殖会被解读为只适用于已退化的生态系统，但我们的本意并非将此概念局限于已显现出退化的水体。尽管在已退化的区域

实施修复性水产养殖预期能够产生更显著的环境效益，但修复性养殖实践同样适用于非退化区域，因为这些养殖方法有助于提升当地环境的韧性与生产力。

修复性水产养殖所产生的环境效益是多个驱动因素共同作用的结果，包括养殖密度和规模、所用养殖设施类型、养殖管理实践、养殖种类及当地环境条件。这些驱动因素往往相互作用，它们的重要性可能会因特定养殖地点的时间不同而不同，也会因不同的养殖地点和地理位置而不同，这取决于各因素对不同养殖种类的影响（图8）。

图8. 修复性水产养殖的驱动因素与促成因素（源自Theuerkauf et al., 2021）



养殖种类与养殖模式

养殖种类

随着支持修复性水产养殖的科学文献，尤其是针对水体富营养化和栖息地退化的生态系统的研究日益增多，大量文献已证实双壳贝类和海藻是最具有修复性水产养殖潜力的种类。至于其他有潜力提供直接生态效益的养殖种类，虽然当前尚无太多科学文献的支持，但是毫无疑问，它们对这一概念以及净环境效益的提供也是有价值的。例如，海参、海绵、海螺、鲍鱼及海鞘在自然生态系统中也承担着重要角色，在人工养殖时也有可能提供修复性效益。此外，正如本文件“案例研究1”所佐证的那样，养殖以微藻为食的不投饵性的滤食性鱼类，能够减少藻华发生的可能性并提供水质改善效益。

养殖模式

能产生修复性成效的水产养殖方式和模式有很多。这些模式包括最基本的单物种养殖、多物种混养和循环式养殖。例如，对海水养殖产生的生物量的使用状况进行“从摇篮到大门（即从养殖场到产品加工厂）”的生命周期评估（cradle-to-gate assessment），有助于缓解水体富营养化和气候影响，因为这些养殖生物能够吸收水体中过量的磷，并将这种限制性营养

盐循环进行再生产，成为人类的食物（Thomas et al., 2021）。

能够提供环境效益的贝藻混养或共养模式可被视为修复性水产养殖，因为这种模式具有产生净正向成效的潜力。多营养层次综合养殖（Integrated Multi-trophic Aquaculture, IMTA）通常是一种将投饵性养殖种类（如鱼类）与不投饵性养殖种类（如藻类和贝类）进行混养的养殖系统（Troell et al., 2009）。将不投饵性养殖种类纳入IMTA系统的做法，更主要是作为一种减轻鱼类养殖所产生的影响的方法，而非为环境提供某种净正向效益。故此，尽管IMTA在某些情况下比单独养殖鱼类更符合生态需要，但如果仅是为了减少鱼类养殖的污染物，那么它与修复性水产养殖的意图和定义是不相符的。

影响的时间尺度

修复性水产养殖实践带来的环境效益可能立竿见影，也可能需要长期的增量累积后才能显现。这些效益如何累积，将取决于前述的驱动因素（图7）。某些效益可即刻产生（例如：为野生动物提供栖息地），而有些则需要时间来慢慢累积（例如：提供栖息地后所带来的野生动物的种群补充和资源恢复）。在我们对修复性水产养殖的定义中，通过将其提供的某种成效表述为“潜力”，来说明总体或净正

向成效或许需要一定时间才能取得。

从业者及其意向

修复性水产养殖将重点放在私营部门、个人和社区开展的商业性或生计性水产养殖上。这些活动往往需要政府监管机构发放许可证；这些政府机构一般也负责制定更高层面上的水产养殖政策、产业规划和区域管理。因此，若将修复性水产养殖的概念融入政府监管政策，则监管机构可以在促进修复性水产养殖中发挥关键作用。

在修复性水产养殖的定义中，执行方的意向性并不重要。不论养殖户或监管机构是否有意实施修复性水产养殖，他们可能已经建设或促成了一个养殖场或养殖业产生了修复性成效。修复性水产养殖的重点在于养殖场为环境带来的效应，而非养殖场设计背后所包含的意图如何。

修复性效益的大小范围

普遍认为，修复性水产养殖可提供的效益要具体情况具体分析，很难一概而论。无论从绝对数值还是对生态系统恢复的影响上来看，一些养殖场可能会比另一些养殖场提供更多的修复性效益。例如，同一水域内两个条件状况

相同的双壳贝类养殖场，相较于产量小的养殖场，产量更高的养殖场由于移除了相对更多的氮，可能产生更多的修复性效益。与此类似，对于两个其他条件相同的养殖场，位于人为造成严重富营养化水域的养殖场有可能比非/弱富营养化水域的养殖场取得更大的修复性效益。但在原则上，养殖场只要能产生直接的生态效益，并有潜力为水体带来净正向环境成效，都可被视为是具有修复性效益的养殖场。

判断水产养殖对当地究竟有何积极和负面影响，以及由此生成的净正向环境成效是什么，主要取决于当地环境条件，当然还有利益相关方在相关问题上达成的共识，包括：水产养殖能为当地生态系统带来什么价值，哪些成效能够实现，哪些成效无法实现？随着越来越多的地方和区域想从再生食物生产实践中获得效益，关于不同方法之间的共同效益以及可能做的取舍仍需更多的讨论。这些讨论有必要将本文件中没有提及的众多当地影响纳入考量，比如：养殖户们要如何实践才能从整体上带来环境效益，或者他们需要哪些支持才能既不损失收入、又能增加修复性养殖活动的环境效益或使其最大化，包括是否有必要使用公共资金对获得的环境成效给予补贴。

如前已探讨过，有证据显示，水产养殖可以在水质、栖息地和气候这三个方面提供修复性效益（参看“修复性水产养殖的环境效益”一节）。然而，对于被视为修复性的水产养

殖，无需在这三类效益上都达到“最优化”或“最大化”。养殖场产生的效益会大小不一，某个养殖场可能同时提供三类效益但程度都不大，而另一个养殖场则可能在更大的程度上产生其中一类效益。

鉴于当地环境条件和需优先解决的环境问题，优先考虑一种修复性效益可能更重要。例如，在某个富营养化严重的水体中，水质改善可能是资源管理者和社区的首要目标。该地的修复性水产养殖首先需要满足移除水体营养物的需求，即：选择不“优化”所有类型的效益，而是专注于在水质上发挥净正向效益。

权衡效益与影响

所有人类活动都会对自然系统产生积极和/或消极的影响。尽管修复性水产养殖会改善某些受人类活动影响区域的环境，但也可预见它可能会在其他方面带来负面影响。虽然双壳贝类和海藻养殖可提供正向生态效应，但与其关联的一些潜在负面效应可能包括：因养殖设施对光照的遮蔽、养殖活动的扰动而影响沉水性水生植物，引入外来入侵物种而对野生种群造成遗传结构影响，塑料污染，以及/或者超出水体的承载力（carrying capacity）而对自然栖息地和物种造成的累积影响等（FAO, 2010；Ferreira et al., 2008；Byron et al., 2011）。这些负面影响可能在提供水体过滤、栖息地或气候效益的养殖场内同时发生。尽管很难去横向比

较养殖场的这些环境效应，但应能采取措施来尽可能地减轻，并在可能的情况下完全避免这些负面影响。

修复性水产养殖必须提供直接的生态效益，并具有为生态系统提供净效益的潜力。从逻辑上讲，养殖户需要尽力避免、消除或减轻其养殖活动可能产生的任何负面影响，比如随养殖设施、养殖作业和收获而产生的负面影响。尽管下文的“原则”和“路线图”描述了这一概念，并就应避免的影响和修复性水产养殖的效益提供了大方向，但在实践层面，修复性水产养殖可能产生的效益和影响必须结合当地情况进行仔细考量。

政府和管理部门应将修复性水产养殖视为水产养殖规划和管理工作的一个组成部分。现行的水产养殖环境管理框架主要聚焦于减少负面影响和管理环境风险，如果将这套管理框架的定位提升为融合与促进环境净效益，则不仅能为日益增长的人口提供食物，而且有助于水生环境健康的改善（参看下文“修复性水产养殖的政策与管理考量”一节）。



修复性水产养殖 全球通用原则



为支持修复性水产养殖高效、持续运营，需要在其定义、驱动因素（图8）及其对环境有益的修复性实践方面进行引导。随着人们对再生食物系统和修复性水产养殖关注度的提升，风险也伴随而来，即：日益增加的需求可能导致人们对这一术语及其意图的误用。详述修复性水产养殖原则，可以为预期目标设定参数并支持各方达成共识，有助于产业、政府和公众以此为基准对修复性水产养殖实践的进展进行衡量。

本文件中确定的原则反映了影响水产养殖的多重因素，养殖能否提供修复性环境效益主要取决于这些驱动因素，包括：养殖密度和规模、养殖设施、养殖场管理实践、养殖种类以及当地环境条件。

每项原则都蕴含着一种内在期许，即水产养殖的负面影响必须尽可能被最小化或减缓。虽然修复性水产养殖可为当地或区域环境提供显著效益，但其产生负面影响的风险依然存在。若环境效益的提供是以影响自然栖息地、物种、生态系统服务功能，以及这些维系社区文化及其经济发展的机遇为代价，则取得改善效果或净正向成效就无从谈起。主要例子包括养殖场选址不当，或者选养那些给周边生态系统和野生种群带来生物安全或遗传风险的非本土或外来入侵物种。

此外，由于修复性水产养殖常与食物生产联系在一起，在发生水体污染的区域，养殖那些供食用的水产品时，必须采取必要的食品安全保障措施。

原则1: 在能够产生环境效益的地点布设养殖场

养殖场的选址对其能否产生净环境效益起着至关重要的作用。例如，在野生鱼类资源面临栖息地受限的水域内布设养殖场，可能比在未遭受自然栖息地限制的水域内布设养殖场具有更大的环境价值。与此类似，相比于在没有营养物污染的水域内布设的养殖场，一个位于水体富营养化水域内且养殖不投饵性种类的养殖场，可能会产生更多的水质改善效益。因此为了增加修复性水产养殖产生人们期望的环境成效的机会，应尽量把养殖场设在能够产生所需效益的区域。

可能有人将修复性水产养殖解读为只适用于已退化生态系统的补救与修复，但它其实也适用于未退化区域，这种做法本身能够提升当地环境的韧性或生产力。养殖场的选址应避免对自然栖息地带来重大和/或持续的负面影响。



原则2: 养殖可提供预期环境效益的种类

养殖种类是影响修复性水产养殖产生哪类环境效益的重要驱动因素。尽管不同的养殖种类可能担当着相类似的生态角色，但它们却有着各自不同的生长、滤水、循环和营养物吸收速率（比如不投饵性养殖种类）。此外，虽然水产养殖场可为当地的水生生物提供栖息地，但种类（species group）、对栖息地的偏好、形态、生活史和其他因素也会影响栖息地效益的性质和规模。

尽管可提供最大修复性效益的养殖种类一般为本土物种，但人们也认识到，当地的社会-环境价值以及水体自身的需求也在一定程度上决定所需的环境效益，而外来物种在提供这些效益方面也同样可能发挥作用。若要养殖外来物种，那么这些养殖物种应该是当地水体中已存在的物种（即归化种，naturalized species）。此外，选养三倍体生物可能是确保不向自然界引入新种或新种群的一种适当的缓解措施。此外，生物安全措施也极为重要，可确保养殖活动不会将病害或“搭便车”生物引入水体。

原则3: 优先选用可提升环境效益的养殖设施

养殖方法（包括设备和支撑结构）可增加野生鱼类和其他生物的索饵、繁育和庇护场所。例如，养殖双壳贝类能够创建补充性构筑物、模拟自然双壳贝类栖息地，并促进野生苗种的补充。包括网箱或其他网状物在内的养殖设施不仅能保护幼鱼免遭捕食，而且还能增加养殖场周边的物种丰度。悬浮式养殖，比如延绳式海藻养殖或贻贝养殖，可形成一个遮蔽区供野生鱼类和无脊椎动物栖息。应避免使用容易给野生动物造成伤害的养殖设施，比如特别容易缠绕野生动物的器具。此外，由于聚苯乙烯泡沫等不适宜的塑料制品在水体内会降解，并对水生环境造成有害影响，因此应避免使用这类塑料制造的养殖设施。

原则4: 采用可提升当地环境效益的养殖管理实践

养殖场对设施安装、养殖系统运行与维护、收获后的设施移除等活动的管理，影响着养殖场为周围生态系统提供效益的能力。建场、投放苗种与收获、设施维护的时机以及场地布局，均影响着养殖场产生净效益或负面影响的能

力。已知的损害水质和/或栖息地的做法包括使用化学品或药品，经常侵扰沉水性水生植物或其他栖息地，以及维护不当造成养殖设施解体等。

原则5: 养殖中尽可能采用能够提升生态系统成效的密度或规模

为了给生态系统带来净效益，理想情况下，修复性水产养殖的养殖密度和规模应考虑水体自身的需求和限度，同时避免产生季节性或累积性负面效应。这就需要开发一套能够平衡养殖规模的方法，使养殖的规模能够在水体的承载力内产生期望的效益。这需要考虑水体滞留时间、当前营养水平与负荷率、底栖生物组成，以及生态系统内捕食者与被捕食者的动态关系等因素。当通过水体过滤或营养物吸收，生态系统功能和栖息地恢复达到一定效果时，可能就需要适时调整养殖密度和规模。若不投饵性种类的养殖规模超出水体的承载力，则可能对水质和生态系统带来负面影响，所以应该避免出现此类情况。

原则6: 认可养殖所提供的环境效益的社会经济价值

前五项原则侧重于指导养殖经营活动在当地环境条件下取得修复性成效，且其效果容易受到养殖活动的影响。除这五项原则外，还应考虑到与修复性水产养殖相关的更广泛的社会经济机遇。为了经营者个人或集体的利益，修复性水产养殖应该是可操作实施的以及经济可行的。同时，它还应该为社区带来一定的社会和经济效益，包括提供生计机会。商业性水产养殖常常受限于社会关注的问题以及对空间和资源的竞争。若出现这些情况，就应通过制定相关政策和法规来支持水产养殖发挥环境效益。基于市场的机制也可促进修复性水产养殖实践产生社会经济成效，比如生态系统服务功能受益者付费机制，这些机制可以成为支持修复性水产养殖与成效推广应用的重要手段。让更多人了解修复性水产养殖的潜在效应，也可以促进对该产业进行更多具有影响力的投资，从而扶持养殖户克服技术或经营障碍，使修复性养殖实践的应用规模再上一个新台阶。

以上各项原则对不同类型的潜在修复性效益有着不同程度的影响。下表概括了每种驱动因素对三种环境效益的相对影响力（表2）。

表2. 修复性水产养殖各项原则
对不同环境效益的预估相
对影响

修复性水产养殖的环境效益

		水质	提供栖息地	气候减缓
修复性水产养殖的原则	1 选址与环境条件	较高	较高	较高
	2 养殖种类	较高	较高	较高
	3 养殖设施	较低	较高	较低
	4 养殖场管理实践	较高	中等	中等
	5 养殖密度与规模	较高	较高	较高
	6 社会经济因素*	较高	中等	较高

*在本表中，社会经济因素指当前引入生态系统服务功能受益者付费机制的潜力。

利用修复性水产养殖 实现环境目标的路线图



确定一处养殖场能否为相关生态系统带来净效益，是一个需要耗费大量资源的繁复过程。本文件中的路线图提供了一种工具，用于确定养殖活动是否有可能产生具体效益并被视为具有修复性。这些工具可被应用于各种规模的养殖活动，对小到一个养殖场、大到海区与生态区规模的养殖活动都适用。

这些路线图不仅能为养殖户、海岸带管理者和其他潜在的利益相关方提供一种工具，帮助其确定具体养殖活动产生环境效益的可能性，也能让人们了解在哪些方面可能需要进一步研究，以便能科学地阐述和量化效益。

因为一个修复性水产养殖场可能无法提供所有类型的效益，所以本文件中描述的每一项环境效益类型都有一个对应的路线图。另外，一些地方的资源管理者可能对水体、沉积物和/或生物系统制定了环境目标，这些目标可能与一种或一类效益类型有关。在本文件中，我们分别概述了水质、栖息地、碳吸收和海洋酸化缓解四类环境效益的路线图。不过，我们并未详尽地涵盖每个路线图内所有问题，以及修复性水产养殖所能获得的所有环境效益类型；随着科学研究的持续深入，我们可以完善现有

路线图内的问题，或补充其他环境效益类型并制定其路线图，比如生物多样性、沉积物或底质健康等。

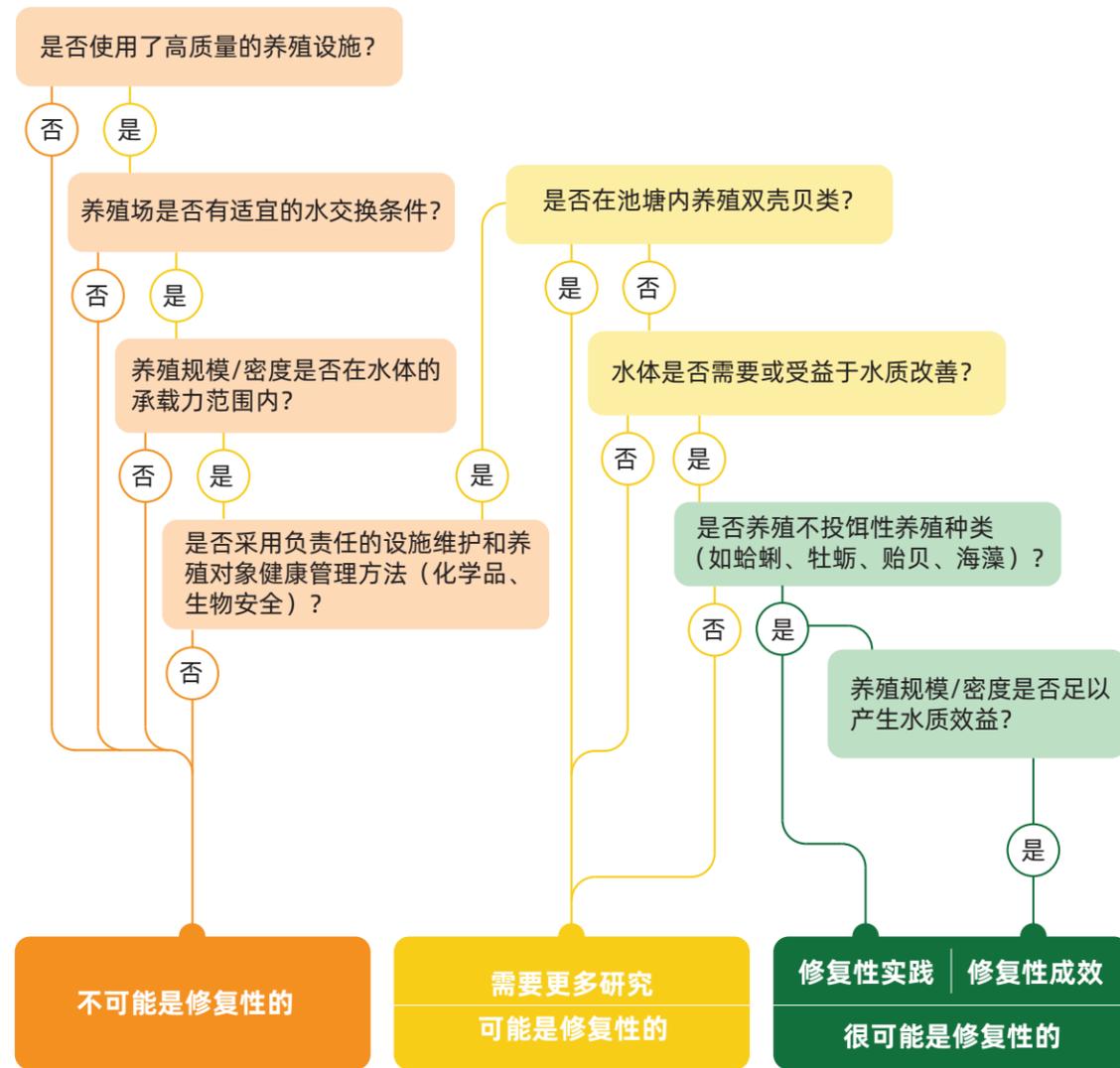
此外，路线图是针对人们所寻求的环境效益而制定，并且只用于识别特定环境效益类型的主要负面和积极影响。例如，水质路线图中设计的问题仅限于对水质的影响和效益，并不涉及影响或者提供栖息地相关的问题和因素。尽管如此，为确保养殖活动具有给水体带来净环境效益的潜力，所有养殖活动应尽可能避免、消除或缓解可能带来的潜在负面影响，无论这些影响与水质、栖息地、生物多样性等是否有关。

每个路线图都包含一系列答案为“是”或“否”的问题，以便根据回答，引导使用者了解养殖场发挥修复性效益的可能性。使用者应从路线图顶部的问题开始，按流程依次回答，直到路线图将其引导到最终结果，即：“不可能有修复性效益”、“可能有修复性效益/需要更多研究”或“很可能有修复性效益”。下文也对路线图中的每个问题做出进一步解释，并附参考文献。



水质效益路线图

此处的养殖经营能够改善水质吗？



注释

高质量的养殖设施：指养殖生产中使用的养殖构筑物、设备及其他材料能够经受住正常的磨损，而不易发生断裂、解体或向水体中释放化学物质或颗粒物。养殖场应避免使用聚苯乙烯泡沫塑料或质量低劣的塑料制品。

养殖场地有适宜的水体交换条件：指需要考虑水体的水流条件。考虑水体交换条件是十分有必要的，以免养殖活动造成过量的泥沙淤积或营养物负荷，从而导致负面环境影响。

生产规模与密度不超过水体的承载力：在水体中开展养殖活动的地理范围，以及养殖场内的养殖密度，都不应该以超过水体承载力的速率排放营养物。一般来说，双壳贝类或海藻养殖不会存在这个问题，但如果养殖规模过

大，该问题也会发生。此外，还应考虑到水体中的营养物被过度利用的可能性，尤其是在寡营养环境中。

采用负责的养殖管理方法：应定期监测养殖位点和养殖对象健康状况，并按照更好的养殖管理方法清洗、修补和更换养殖构筑物、设备和设施。养殖场不应将化学品或其他投入品以可能对环境造成重大负面影响的剂量或频次投入水体中。

池塘系统：在池塘内开展水产养殖，有可能提供、也有可能不提供水质修复性效益，因为池塘养殖系统内的生物依赖于池塘的生产力（例如减少的饵料投喂量），并且池塘系统通常不与自然生态系统相连通。但是，也有一些池塘养殖不投饵性种类，并发挥着有效的滤水功能。池塘系统能否发挥滤水功能可能取决于池塘本身——如果这些养殖池塘是对环境和社区有着重要意义的大型水体，并且/或者在一些情况下，池塘内的水体被人工排放（泵出）至邻近的自然水体中，那么池塘养殖有可能为更大范围的周边生态系统提供修复性效益。

水体需要改善水质或从改善中受益：如果通过养殖海藻和双壳贝类而使水体的韧性得以改善或增强，则说明水体从不投饵性种类的养殖中受益。若水质未能改善，以及/或者水体的韧性或生产力不能得到提高，那么这些生物的养殖将不可被视为具有水质修复性效益。

一个标准化的国家或国际框架能够帮助评估人为的氮磷负荷所引起的水体富营养化程度。例如，美国国家河口富营养化评估（US National Estuarine Eutrophication Assessment）包括了两方面，分别是初级症候（primary symptoms）（水体透明度下降、藻类优势种改变、有机质分解增加）和次生症候（secondary symptoms）（沉水性水生植物消失、有害藻华爆发、低溶解氧水平）。

不投饵性养殖种类（如双壳贝类、海藻）的生产：不投饵性养殖种类的生产在提供环境效益上有着相对较高的可能性，尤其是为养殖水体带来水质改善的效益。当前的研究表明，贻贝、牡蛎和海藻养殖，都能为水质改善提供最大效益。

生产规模与密度足以为水体提供效益：尽管单个的养殖场能够提供部分效益和累积性效益，但理想情况下，总体的生产规模和密度应当处在能够为水体带来所期望的效益的水平。这需要对养殖种类提供所期望的水质改善服务的潜力，以及水体需要多大程度的改善有全面了解。这些贡献极有可能与更大范围的修复行动相配合，并作为系统性修复方案的一部分。

主要参考文献

ANZECC & ARMCANZ 2000, Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra. Available at <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-armcanz-2000>

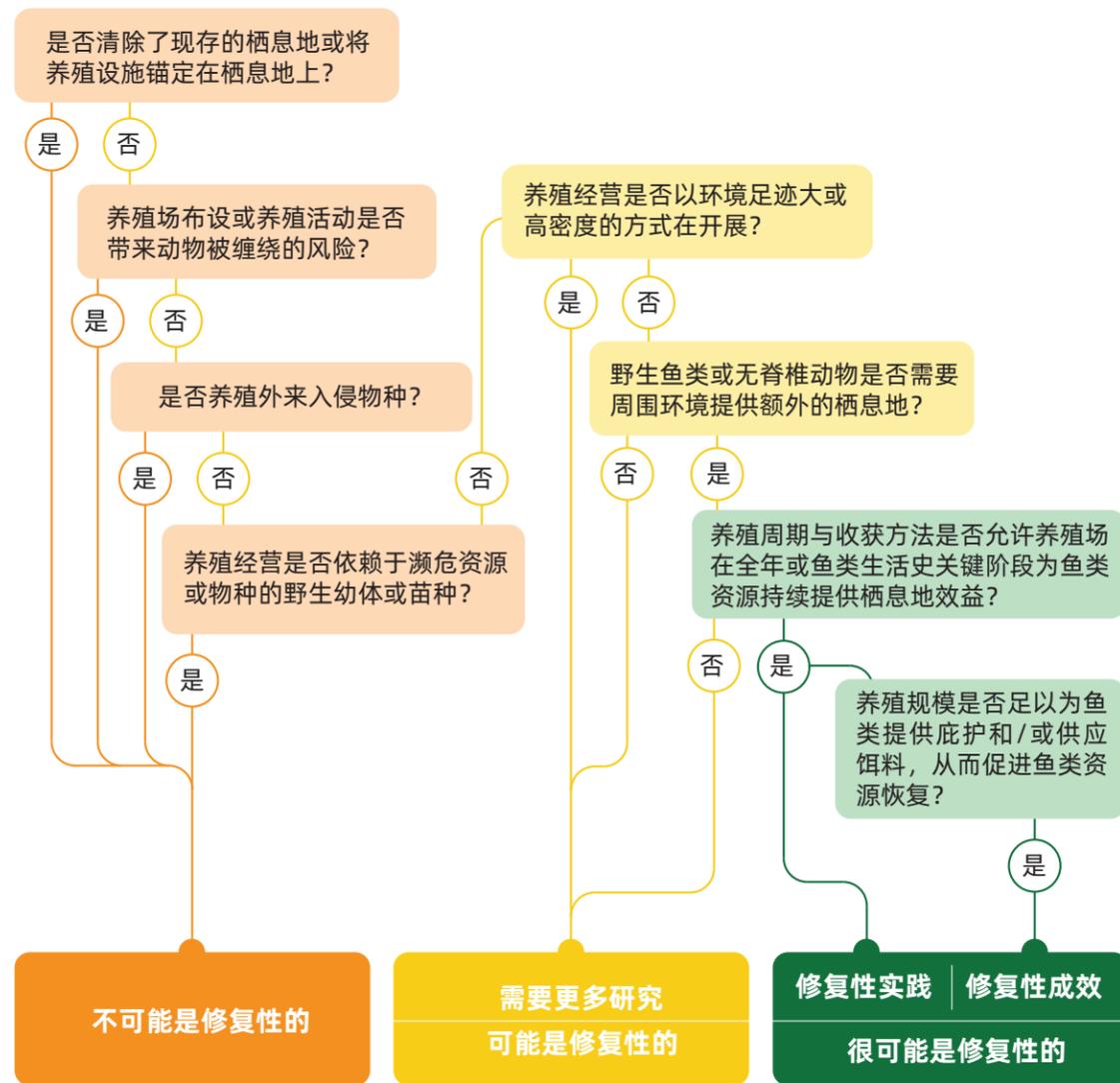
Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, and D.R.G. Farrow. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office, and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 71 pp. Available at https://www.researchgate.net/publication/238278616_National_estuarine_eutrophication_assessment_effects_of_nutrient_enrichment_in_the_nation's_estua/citation/download

Clements, J.C. & Comeau, L.A. 2019. Nitrogen removal potential of shellfish aquaculture harvests in eastern Canada: A comparison of culture methods. Aquaculture Reports, 13(100183). Available at <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352513418301327>

Xiao, X. et al. 2017. Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. Scientific Reports, 7(46613). doi: 10.1038/srep46613. Available at https://www.researchgate.net/publication/316321650_Nutrient_removal_from_Chinese_coastal_waters_by_large-scale_seaweed_aquaculture/link/590a3bbea6fdcc49617764a7/download

栖息地效益路线图

此处的养殖经营能够改善栖息地与增加鱼类资源吗？



注释

现存栖息地：这里指为搭建或运行养殖场而清除或损害现存的敏感或受威胁的栖息地。这包括将养殖构筑物或养殖设施直接布设在敏感或受威胁的栖息地上。若因养殖场选址不当而造成栖息地的功能性丧失，从而产生广泛或持续的影响，则意味着养殖设施不大可能为生态系统带来净效益。

动物缠绕：尽管水产养殖能够提高物种丰度和多样性，但也必须采用更好的管理实践，以尽可能减少那些可能被养殖设施吸引而来的水生哺乳动物、鸟类以及其他动物被缠绕的风险。虽然当前还没有海洋哺乳动物在海藻养殖场内遭遇缠绕的报道，也不清楚哺乳动物是否会避开养殖活动或是被养殖活动所吸引，但养殖场内的所有绳子都必须被拉紧，且养殖场在布局方式上应特别考虑降低动物缠绕的风险。此外，因动物缠绕属于低概率但影响大的

事件，养殖场应持续对其他养殖场设计方案（如采用一些抗断强度略低的绳子）和监控装置（如传感器）进行测试，并将其纳入使用。

外来入侵物种：若养殖物种是入侵物种，则极有可能通过与野生的本土物种发生竞争而对周围生态系统带来负面影响，进一步破坏自然生态系统，从而对整个生态系统造成负面影响。不过，若管理措施得当，水体中已存在的归化种也可能发挥修复性效益。

养殖生物的来源：养殖经营应确保养殖生物种群不会造成重要的野生种群枯竭，从而确保水产养殖具有产生净效益的潜力。所用种苗不应从已被过度捕捞或正遭受过度捕捞的野生资源中采集，即便这些野生资源未被列入某个重建计划或管理计划的限定范围内，也不得被采集用作水产种苗。

养殖活动的环境足迹与密度：虽然单个养殖场或许不能为栖息地带来显著的效益或影响，但一个区域内的多个养殖场（包括养殖区、进出潮间带的交通运输等）的累积效应可能会对生态系统功能产生影响。一个区域内高密度或者大面积经营的养殖场和养殖产业既能够提供显著效益，也可能以负面方式改变一个栖息地的动态格局。为此，可能需要在养殖场层面或特定产业范围内开展更多研究，以确定积极或负面的累积影响的潜在阈值。

野生种群需要维持：只有野生鱼类或无脊椎动物需要在特定区域内的栖息地支持、重建或韧性提升时，养殖才可能发挥修复作用。水产养殖能够为鱼类和无脊椎动物提供躲避大型捕食者的庇护所、产卵场及饵料。

持续的栖息地效益：水产养殖存在的持续时间和连贯性，影响了养殖经营能否满足野生种群在其生活史关键阶段的需求，从而决定了其持续提供栖息地效益的能力。通过定期收获或持续放养就能提供长期效益，尽可能减少对野生鱼类或无脊椎动物的影响。例如，美国西海岸的牡蛎养殖管理规定就要求在饵料鱼产卵繁殖期间，禁止移除水体中的养殖设施，以确保养殖设施为鱼类繁殖带来益处而非负面影响。

足以产生恢复效果的养殖规模：尽管单个养殖场能够提供部分效益和累积性效益，但水产养殖的总体生产规模应达到一定水平，以便尽可能地为野生鱼类种群提供足够的庇护空间或增加饵料供应，从而有助于鱼类种群恢复。这需要全面了解养殖种类提供所需栖息地服务的潜力，以及水体需要在栖息地功能上有多大的改善。这些效果极有可能与更广泛的修复行动相配合而成为系统性修复方案中的一环。

主要参考文献

Barrett, L. T., Swearer, S. E., Dempster, T. 2019. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis, *Reviews in Aquaculture*, 11(4), pp. 1022-1044. doi: 10.1111/raq.12277.

Costa-Pierce B.A. Bridger, C.J. 2002. The role of marine aquaculture facilities as habitats and ecosystems. In Stickney, R. McVey, J. (eds). *Responsible Marine Aquaculture*. CABI Publishing Co. Wallingford, UK

Gentry R.R., Allevay H.K., Bishop M.J., Gillies C.L., Waters T., Jones R. 2020. Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. *Reviews in Aquaculture*, 12(2): 499- 512. Available at <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/raq.12328>

Price C.S., Keane E., Morin D., Vaccaro C., Bean D., Morris, Jr. J.A. 2017. Protected species and marine aquaculture interactions. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 211. Beaufort, NC. 85 pp. Available at <https://doi.org/10.7289/V5/TM-NOS-NCCOS-211>

Theuerkauf S.J, Barrett L.T., Allevay H.K., Costa-Pierce B.A., St. Gelais A., Jones R.C. 2021. Habitat value of bivalve shellfish and seaweed aquaculture for fish and invertebrates: Pathways, synthesis and next steps. *Reviews in Aquaculture* (p.1-19). Available at <https://doi.org/10.1111/raq.12584>

Turner J.S., Kellogg M.L., Massey G.M., Friedrichs C.T. 2019. Minimal effects of oyster aquaculture on local water quality: Examples from southern Chesapeake Bay. *PLoS ONE* 14(11): e0224768. Available at <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6837484/>

减缓与适应气候变化效益路线图（暂定版）

修复性水产养殖具有产生多种减缓气候变化的潜力。尽管在已发表的科学文献中，海藻和贝类养殖的水质和栖息地效益（也许可被视为气候适应）获得了相对较多的科学研究支持，但这些养殖类型的减缓气候变化效益目前仍缺乏足够的科学支持。

目前，大量的科学研究正在研究海藻养殖为养殖场下方的沉积物与临近的海洋生态系统

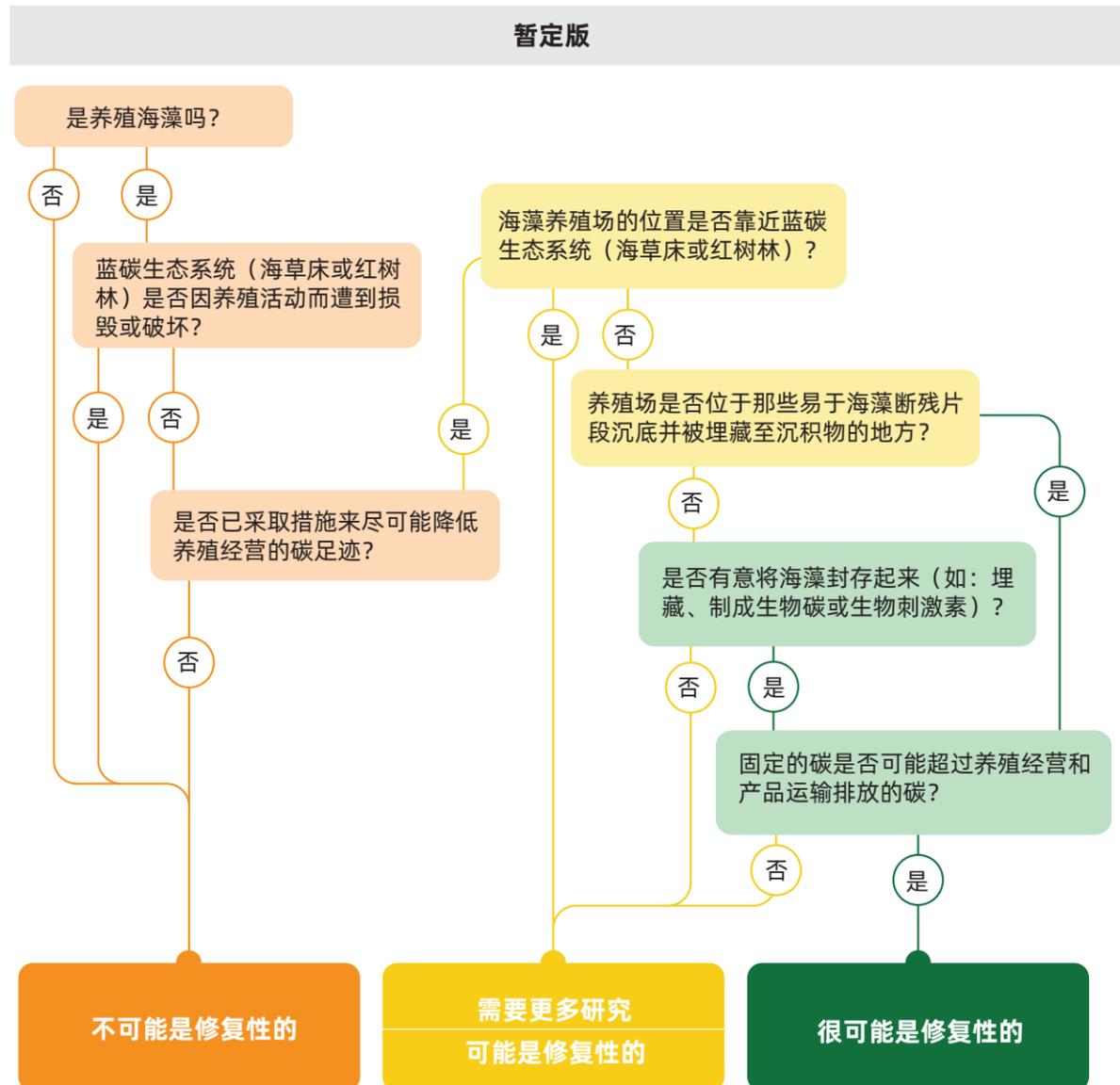
（如海草床）所贡献的固碳潜力。同时，已有初步的研究显示，海藻养殖可以局部缓冲海水暖化和海洋酸化所产生的影响，从而为周边的双壳贝类、珊瑚等钙化生物带来潜在益处。

由于当下气候变化的科学研究正呈现出高度动态的发展态势，因此我们在下文中呈现的“减缓气候变化效益路线图”仅为暂定版。



碳汇效益路线图

此处的养殖经营能够带来碳汇效益吗？



注释

养殖种类：就本文件的目的而言，海藻被视为当前唯一能提供碳汇效益的养殖种类。尽管双壳贝类外壳中所含的碳酸钙可以成为一种碳汇，但双壳贝类的钙化过程也会排放二氧化碳，并且目前尚不清楚这是否能带来碳汇的净效益（Gentry et al., 2020）。尽管如此，不同的不投饵性养殖种类在改善水质或水体透明度方面的效益却是生态系统水平的，可能有利于提升海草床及其他蓝碳生态系统的分布面积和丰度，进而促进这些蓝碳生态系统提供额外的碳汇效益。

对蓝碳生态系统的影响：蓝碳生态系统指能够吸收与储存碳的海洋和海岸带生态系统，例如海草床、红树林。养

殖场建造或养殖活动应避免对这些天然分布的蓝碳生态系统造成负面影响。

温室气体排放：应采取措施尽可能减少海藻养殖所产生的温室气体排放。虽然海藻生产可能提供碳汇效益，但养殖场建造和养殖活动也可能排放温室气体；这包括用于养殖场建造、日常维护、养殖、收获、加工及运输的机器与设备。

选址与海洋条件：当海藻的断残叶脱落并被输送到深海环境或养殖场底部，进而被有效封存于沉积物中时，海藻养殖的碳汇效益才得以实现。为创造这种效益，海藻养殖必须在海洋条件适宜于将断残叶输送到海底并转变成沉积物的地方进行，从而将二氧化碳从海洋环流中移除。

蓝碳生态系统：在天然的蓝碳生态系统附近，修复性水产养殖的效益可能相对微不足道，甚至可能给生态系统带来负面影响。尽管如此，最近一篇研究论文（Ortega et al., 2020）显示，蓝碳生态系统中海洋大型植物（macrophyte）环境DNA（eDNA）总量的33%来源于大型海藻。要确定区域内养殖海藻能否产生净效益，还需要开展更多研究。

有意为之的碳汇（主动进行碳吸收）：除海藻养殖的潜在碳汇效益外，收获的海藻也有潜力为减缓气候变化做贡献，具体做法是：主动地将收获的海藻沉入到那些能把碳从海洋碳循环中移除的海洋深处（注：这可能会有重大的负面环境后果，结果尚待评估），或者将海藻加工为生物刺激素（biostimulant）或生物炭（biochar），可被用于增强土壤的碳汇量。收获的生物质（海藻）也有潜力被用于替代碳排放，比如用生物高分子聚合物（biopolymers）代替化石燃料的聚合物。

碳吸收与碳足迹的平衡：尽管海藻养殖能够吸收碳，但要产生净效益，吸收的碳量必须超过养殖过程所产生的碳足迹。

主要参考文献

Duarte C.M., Wu J., Xiao X., Bruhn A., Krause-Jensen D. 2017. Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaptation? *Frontiers in Marine Science* 4:100. Available at <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2017.00100/full>

Gentry R.R., Alleway H.K., Bishop M.J., Gillies C.L., Waters T., Jones R. 2020. Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. *Reviews in Aquaculture*, 12(2): 499- 512. Available at <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/raq.12328>

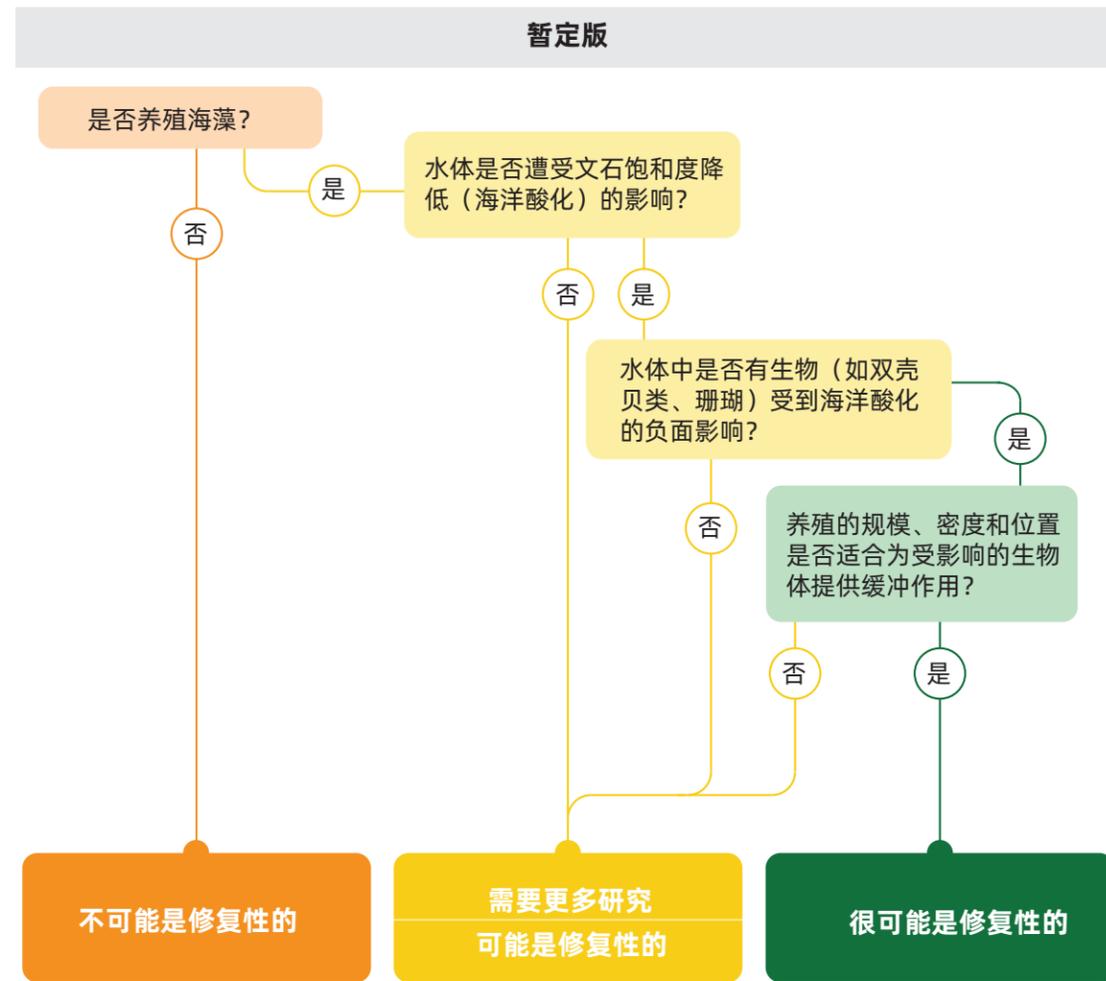
Krause-Jensen D, Lavery P, Serrano O, Marba` N, Masque P, Duarte CM. 2018 Sequestration of macroalgal carbon: The elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters*, 14: 20180236. Available at <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0236>

Ortega A., Gerald, N.R., Duarte, C.M. 2020. Environmental DNA identifies marine macrophyte contributions to Blue Carbon sediments. *Limnology and Oceanography*, 65(12). Available at <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/lno.11579#lno11579-bib-0019>



海洋酸化缓冲路线图

此处的养殖经营能够带来缓冲海洋酸化的效益吗？



注 释

养殖种类：海藻被视为目前唯一能够提供海洋酸化局部缓冲效益的养殖种类。

文石饱和度：当水体的文石饱和度低于3，钙化生物（calcifying organisms）就会受到胁迫。如果水体的文石饱和度低于1，生物的文石骨架（包括双壳贝类的外壳）就开始溶解。若水体的文石饱和度正在降低，修复性海藻养殖也许是一种能够提供海洋酸化局部缓冲效益的良好备选方案。

存在钙化生物：若水体中生长着钙化生物（比如双壳贝类、珊瑚），并且这些生物需要且因海藻养殖的存在能够改善其钙化作用，那么修复性海藻养殖的效益将是最显著的。

海藻养殖的规模、密度与位置：养殖生产必须达到一定规模和密度，才能为钙化生物带来期望的效益。此外，养殖场的位置与钙化生物之间的距离需要足够近，才能使钙化生物从这一局部效益中受益。这就需要全面了解所养殖的海藻种类所能提供缓冲效益的潜力，以及当地海域需要缓解海洋酸化影响的程度。

主要参考文献

Peabody B., David J., Alin S., Bednarsek N., Chadsey M., Feely R. et al. 2021. Summary of findings: Investigating seaweed cultivation as a strategy for mitigation ocean acidification in Hood Canal, WA. Puget Sound Restoration Fund. Available at <https://restorationfund.org/wp-content/uploads/2021/01/PAFF-Summary-of-Findings.pdf>

Stewart-Sinclair P.J., Last K.S., Payne B.L., Wilding T.A. 2020. A global assessment of the vulnerability of shellfish aquaculture to climate change and ocean acidification. *Ecology and Evolution*, 10:3518-3534. Available at <https://doi.org/10.1002/ece3.6149>

Xiao X., Agusti S., Yu Y., Huang Y., Chen W., Hu J., Li C., et al 2021. Seaweed farms provide refugia from ocean acidification. *Science of the Total Environment*, 776:145192. Available at <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721002588?via%3Dihub>



修复性水产养殖的政策与管理考量



水产养殖系统既是社会系统也是生态系统（Johnson et al., 2019），因此社会经济因素在决定国家是否涉足水产养殖及其生产规模方面起着重要的作用（Gentry, Ruff and Lester, 2019; Ruff, Gentry and Lester, 2020）。为支持水产养殖的可持续发展，当下已经建立了许多分析方法和政策方案；这些方案也可以成为促进修复性水产养殖进一步发展的基础，包括：社会、经济和生态综合分析（Johnson et al., 2019）、水产养殖成效预测方法（Couture et al., 2021），以及将人纳入决策过程以实现公平的水产养殖结果的循证分析框架（Krause et al., 2015）。最近，可持续海洋经济高级别小组（High-Level Panel for a Sustainable Ocean Economy）也在探讨如何确保海产品有一个可持续和繁荣的未来。这项工作着力强调，尽管一些干预措施能够带来双赢的结果，但许多解决方案或政策干预其实都需要权衡利弊，其性质将根据各国的需求及各司法管辖区面临的制约因素而有所不同（Costello, Cao and Gelcich, 2019）。

然而，在这些区域和当地考量之上，还有一些共同的难题需要解决。高级别小组描述了海水养殖可采取行动的三个关键机遇。当“海

水养殖”泛指淡水（和海水）养殖，并且与修复性水产养殖紧密相关时，这三个行动机遇仍然合理有效。水产养殖门类或特定养殖种类的养殖要求也能带来某些机遇，即将修复性水产养殖纳入更广泛的养殖经营模式中。例如，人们越来越认识到水产养殖业的有效发展正遭受着某些阻碍，而这些阻碍为发展修复性水产养殖带来了重要机遇，比如限制海藻养殖的障碍，包括亚洲以外地区海藻养殖业的碎片化发展以及阻碍在不同环境中试养的复杂的监管要求（Lloyd's Register Foundation, 2020; Cai et al., 2021）。

本报告作为一种政策工具，旨在为产业、政府和公众提供一种方法，以便基于当地具体情况，就需要采取哪些行动措施来确保在其管辖范围内实施修复性水产养殖展开更为详细的讨论。得益于高级别小组的建议，我们建议制定多种方法，以支持水产养殖经营者从修复性水产养殖中获得额外收益。消除监管障碍、解决对水产养殖活动的认知问题及市场失灵问题，将有助于修复性水产养殖从业者在取得更多的经济回报的同时，在更大范围内取得正向环境成效。



制定支持修复性水产养殖的政策

1. 消除管理政策框架内的不确定性与障碍：

- 培育重视和优先应对水质污染、栖息地退化和减缓气候变化的政策。
- 将水产养殖潜在的生态贡献纳入国家与地方各级政府的政策和管理流程中。
- 建立高效或精简的管理政策机制，以更好地促进修复性水产养殖（如：精简修复性实践的评估和许可、承认颁发给修复性水产养殖户的准许/许可期限）。
- 开发空间规划工具，以识别在区域或地方尺度上实现最大修复性成效的养殖区域和方法，包括促进水产养殖发展的空间规划与区划，以及养殖资源的公平使用。
- 为管理机构提供充足资金，以便有效监测、管理与评估风险和效益。

2. 推动对水产养殖和新兴的修复性水产养殖技术与实践的认知：

- 激励和扶持原住民延续或重振传统的水产养殖实践，并且/或者从事新兴水产养殖活动以及参与的兴趣，包括从事更宽泛目的的水产养殖活动（如：弘扬传统文化、维持生计、资源型就业、接洽产品出口市场、水生园艺）。
- 促进一系列利益相关方就修复性水产养殖对人与自然的更广泛价值进行明确、有效的沟通，这些利益相关方包括环保NGO、政府生态保护部门等。
- 编制和采用协调一致的文宣资料，对修复性水产养殖及其经营活动的环境效益进行准确介绍，使修复性水产养殖得到更广泛的社会认可。
- 发展专门用于衡量水产养殖环境效益的科研方法、监测方法和工具。
- 投资于能够满足自动化收集数据的需求、降低水产养殖行业管理成本的技术和工具，包括对养殖活动、环境效益和影响的实时监测。

3. 对市场失灵和创新受阻采取政策干预措施：

- 发展相关科学以及开发必要的工具和监管系统，从经济学角度对修复性水产养殖的营养物移除、生物多样性保护和碳抵消效益进行估值与登记；建立一套“修复者受益”方案。
- 通过支持能够提升修复性效益的技术与商业模式来促进创新，如加速器计划、商业孵化器等等。
- 投资相关研发计划和基础设施建设，以克服产业发展障碍（如新型生物精炼技术以增加海藻加工的机会和效益、苗种繁育能力、选育种计划、发展更加可持续的饵料种类并增加其可获取性）。



案例研究



以下提供了三个修复性水产养殖实践的案例研究。我们意在用这些实例来展示如何运用路线图，来判断水产养殖业或养殖经营活动提供修复性效益的可能性。这些案例探讨了具体的养殖实践如何才能被视为具有修复性或不具有修复性。第一个案例通过研究滤食性鲤科鱼类对中国湖泊水质的影响，探索了路线图在全球最大水产养殖国淡水环境中的应用。在第二个案例中，通过探究牡蛎养殖对美国切萨皮克湾水质改善的贡献，我们研究了从管控区或生态系统尺度上的共同目标出发，如何看待养殖

场规模的实践方法。在第三个案例中，我们反思了伯利兹新兴的海藻养殖业，以及海藻养殖场的栖息地效益如何塑造养殖场和行业的路径选择，以促进产业持续增长与发展。选择这些案例的目的，是为了了解修复性水产养殖在一系列水产养殖门类、养殖环境和养殖种类中的应用潜力。在养殖业规模（大或小）、发展轨迹（发展成熟、正经历重要时期或相对刚起步）及其所处的地域和生态系统等方面，这些案例也都各有代表性。

案例研究 1

中国湖泊养殖滤食性鱼类带来的水质效益

(养殖种类: 鲢鱼 *Hypophthalmichthys molitrix*、
鳙鱼 *Aristichthys nobilis*)



环境状况与目标

中国是世界主要鱼类生产国。自1991年起, 中国的水产养殖产量已超过世界其他地区的总和, 而到2018年, 中国的鱼类养殖产量几乎占全球生产总量的58% (FAO, 2020)。其中大部分鱼类养殖为内陆养殖, 尤其是在淡水环境中养殖的鲤科鱼类和罗非鱼类。池塘养殖是中国的主要养殖模式之一。过去40年来, 池塘养殖的产量显著增长, 从1981年的71.9万吨增至2019年的2230万吨, 同期池塘养殖面积从8.48平方公里增至2.64万平方公里 (Hu et al., 2021)。在更大尺度上, 人工湖泊也在放养鱼类, 作为水产养殖与增殖型渔业的基础。

千岛湖位于浙江省 (中国池塘养殖的主要省份之一, Hu et al., 2021) 杭州市淳安县, 因水力发电需求建于1959年, 是迄今中国最大的人工湖。湖区水域面积约为580平方公里, 平均水深30米, 共有1078个岛屿, 湖岸线长2500



▲ 千岛湖

公里。作为一个水库, 千岛湖总库容为178亿立方米, 水体滞留时间约为两年, 年入库净流量为94.1亿立方米, 年出库水量为90亿立方米 (Han et al., 2013)。如今, 千岛湖已成为一个以旅游、水产养殖和多产业协调发展为特征

水体富营养化程度加剧。随后, 千岛湖开始频繁出现大面积蓝藻 (cyanobacteria) 藻华。湖水中总的浮游植物密度从1992年的45万细胞/升增至1998年的108万细胞/升 (Wu and Lan, 2012)。由此导致的水质下降给当地的水产养殖造成了严重影响。以鲢鳙鱼为例, 其平均年产量从1991年至1997年间的1600吨下降到1999年的400吨, 降幅约75% (Liu et al., 2007)。此外, 千岛湖也是杭州、嘉兴等地重要的饮用水源, 频繁发生的藻华严重影响了周边社区的饮水安全。因此, 通过控制藻华来恢复千岛湖原有的水质状况, 成为利益相关方们共同的目标。

千岛湖的水质治理大体可分为两个部分。首先, 采取严格措施来控制污染物的输入。例如, 减少上游工业污染物的排放, 以及清退湖区近4平方公里的投饵型水产养殖 (如鲢鱼、鳙鱼和鳊鱼)。这些措施极大地减轻了千岛湖面临的水质污染压力。其次, 管理部门将两种本地鱼种——鲢鱼 (*Hypophthalmichthys molitrix*) 和鳙鱼 (*Aristichthys nobilis*) 投放到千岛湖, 利用它们直接或间接摄取微藻的习性, 缓解藻华, 以达到水质改善的目的。2020年相关监测显示, 千岛湖的水质已达到优良水平 (杭州市生态环境局淳安分局, 2020)。最终, 千岛湖以鲢鳙鱼养殖为主, 通过更大规模地实施科学增殖与合理捕捞, 在获取经济效益的同时, 支持湖区水质的改善, 并维护了湖区生态系统结构和功能的稳定性。

的“国家级生态示范区”。

但是, 千岛湖的生态环境也一度遭受严重破坏。自1995年起, 受周边污染物排放以及湖区内密集的投饵型网箱养殖的影响, 千岛湖

为确保所放养鲢鳙鱼的存活率, 管理部门也会有目的地清除湖中一些凶猛性鱼类, 但需指出的是, 这可能会对一些处于种群脆弱状态

的鱼类造成损害。一些研究显示，适当保留一定数量的捕食性鱼类对于整个湖区生态系统的稳定运行是必要的；因为捕食性鱼类的消失，可能会通过物种间的相互作用进一步改变浮游生物群落结构，最终影响藻华的控制效果。

鲢鳙鱼养殖现状

自2010年以来，千岛湖每年投放鲢鳙鱼幼鱼超过660吨（约600万尾），其中鲢鱼和鳙鱼各占50%，放养面积几乎覆盖整个湖区（580平方公里）。千岛湖鲢鳙鱼的年产量接近5000吨，直接经济效益约5亿人民币（Song, 2020）。

研究显示，鲢鳙鱼每增重1公斤大约能消耗40公斤的微藻（Song, 2020）。按照5000吨的鲢鳙鱼年产量计算，千岛湖养殖的鲢鳙鱼每年至少移除20万吨微藻。此外，按

照鱼肉含氮量10%、含磷量3.5%计算（Li, 2012），湖中养殖的鲢鳙鱼每年还能移除约500吨氮和175吨磷。

当前千岛湖中鲢鳙鱼的投放比例主要为1:1，但也有人认为这一比例或许可以进行适当调整，以获得最优产量。此外，未来在污染输入得到更为有效控制的情况下，在投放以鲢鳙鱼为代表的滤食性鱼类的基础上，或许也可适当投放一些经济价值更高的捕食性鱼类。

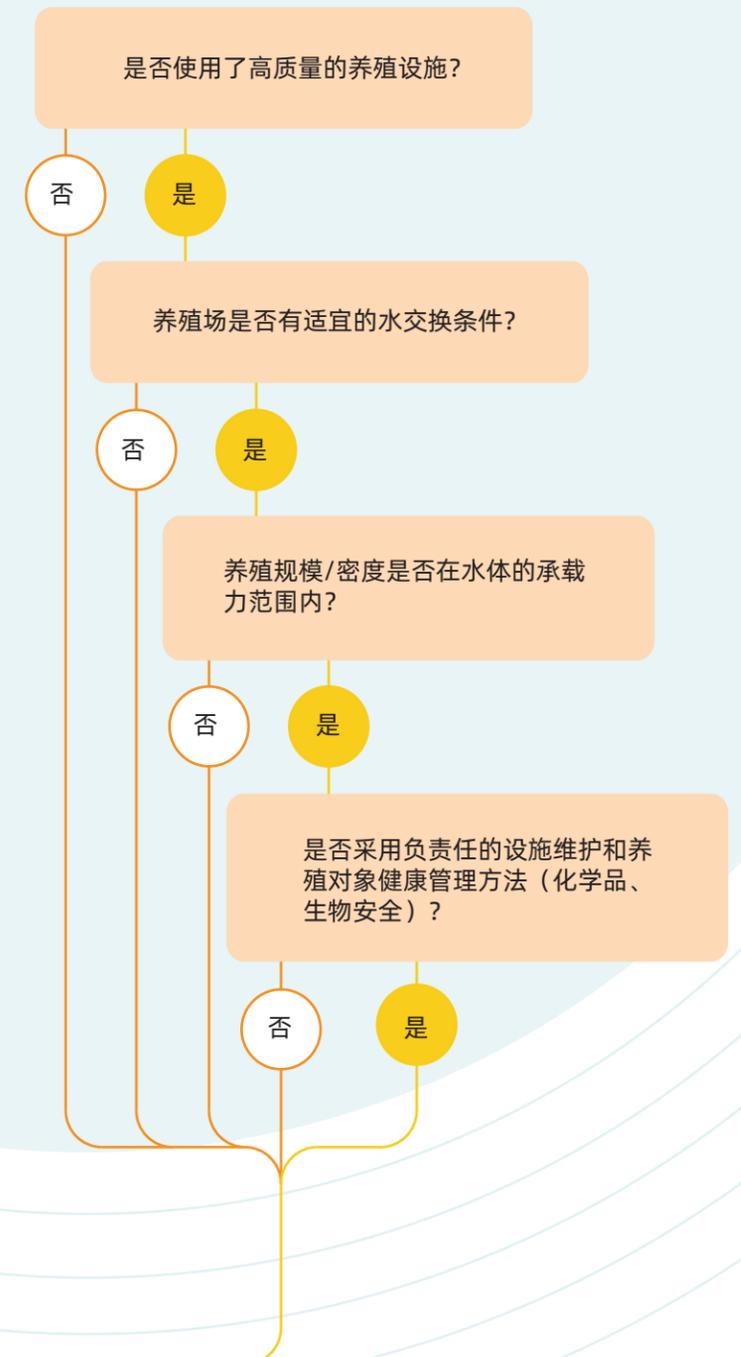
收获千岛湖内养殖的鳙鱼



© 王松林

路线图应用： 此处的养殖经营能够改善水质吗？

鲢鳙鱼直接在千岛湖内放流，既不需要加装养殖设施，也不需要投放饵料或化学品。湖内的水流适合养殖这些种类，并且每年的鲢鳙鱼放流数量和比例被认为是在水体的承载力范围内。这两种鱼都是中国的本土物种，养殖的幼鱼来源于当地的育苗场。此外，收获期间也是限量捕捞且采用“捕大留小”的策略。



这些鱼类的养殖模式并非有可能对环境产生负面影响的池塘养殖，而且湖水质量也确实需要改善。但在天然湖泊中，仅增殖滤食性鱼类可能会影响湖内原有的鱼类群落结构，造成生态系统的不稳定。这意味着需要进行监测和研究，以确保这种方法为当地水质带来持续的改善效益的同时，不会产生负面环境影响。

是否在池塘内养殖双壳贝类？

是

否

水体是否需要或将受益于水质改善？

否

是

是否养殖不投饵性养殖种类（如蛤蜊、牡蛎、贻贝、海藻）？

是

养殖规模/密度是否足以产生水质效益？

是

修复性实践

修复性成效

很可能是修复性的

尽管养殖种类并非传统意义上的主要不投饵性种类（如贝类、藻类），但在当地环境和背景下养殖的滤食性鱼类是不需要投喂饵料的，这是为了让它们在控制藻华上发挥着作用。这一养殖实践的规模足以为湖内的水体和环境提供修复性效益。

小结

在浙江千岛湖，鲢鳙鱼养殖有效控制了微藻藻华，因而有助于调节水质。此外，改善后优良的水环境，不仅使当地养殖的鲢鳙鱼有着高于市场的价格，还为当地旅游业提供了支撑，这又进一步给当地带来显著的经济效益。目前，整个地区在社会、经济和生态方面实现了协调发展。然而，一些研究显示，千岛湖的生态系统仍处于发展初期，一方面生态系统稳定性较弱，另一方面则是食物网结构稍显简单。过多增殖鲢鳙鱼可能影

响整个湖区的生物群落结构，从而增加潜在的生态风险（Li et al., 2011）。为此，应从生物多样性的角度，持续关注千岛湖鲢鳙鱼的养殖容量与捕食性鱼类的潜在捕捞量，以确保生态系统稳定运行，并使这一水产养殖实践对其他物种的影响处于可控程度。



案例研究 2

切萨皮克湾牡蛎养殖对水质改善目标的贡献

切萨皮克湾



环境状况与目标

切萨皮克湾是美国100多个河口生态系统中面积最大的，也是全球第三大河口区。这个海湾及其支流的面积超过1.16万平方公里，其流域范围涉及美国七个州和超过16.5万平方公里的各类陆生系统与土地利用类型。得益于湾内分布着海草床和牡蛎礁等重要的海岸带生态系统，切萨皮克湾是重要的鱼类繁育场，并且有350多种海洋鱼类栖息于此。

切萨皮克湾的牡蛎种群主要由美洲牡蛎 (*Crassostrea virginica*) 组成。历史上，湾内牡蛎种群数量丰富，且是美国原住民的食物来源之一。在欧洲殖民者到来后，这些牡蛎被轻度采挖用于商业销售，但这种状况只持续到19世纪初期。美国内战后牡蛎采挖量急剧增加，并在19世纪后期达到顶峰。到1960年，野生牡蛎渔业濒临崩溃，年采挖量甚至不到历史最高水平的10% (Schulte, 2017)。至21世纪初，湾内牡蛎丰度已较19世纪初减少了99.7% (Wilberg et al., 2011)。随着切萨皮克湾牡蛎种群的大幅下降，牡蛎所发挥的过滤沉积物和藻类的功能不复存在，海湾也失去了从水体中移除氮磷的天然能力。



▲ 弗吉尼亚州洛兹堡 (LOTTSBURG) 的牡蛎壳

在整个二十世纪，牡蛎种群数量持续下降，随之而来的是水质退化的问题。除丧失牡蛎礁外，水质下降的主要致因还包括流域内的农业生产增加、人口增长和海岸带开发，所有这些都加大了陆源污染物的输入。来自农业生产、雨水径流、废水处理设施及空气污染的过多氮磷排放，是造成切萨皮克湾内水体富营养化的主要原因。2004年，美国国家海洋和大气

管理局所开展的一项国家评估，认为切萨皮克湾干流和8条支流中的4条支流存在营养物高负荷问题 (Bricker, 2007)。水体中营养物过量导致藻华爆发，造成湾内形成季节性“死亡区”；这些水域因缺氧而使鱼类和贝类无法存活，阻碍了海草生长所需的光照，并导致河口底部的水生生物窒息死亡。尽管在减少污染源方面采取了行动，但这些行动却不足以实现切萨皮克湾及其支流的水质改善的既定目标。

2009年，美国总统巴拉克·奥巴马签署了第13508号总统行政令，即“切萨皮克湾保护与修复”行政令，指示联邦机构制定出保护和修复切萨皮克湾水质和生态系统的战略。该行政令将这个海湾称为“国家的宝藏”和“全球最大和最高产的河口之一”。该行政令的出台是为了强化美国环境保护署的职能，以确保《清洁水法》(Clean Water Act) 所规定的水道满足可开展捕捞和游泳活动的水质要求。联邦机构制定的战略做出了在湾内关键支流恢复牡蛎种群的长期承诺。

2010年，美国环境保护署为切萨皮克湾制定了最大日负荷总量 (Total Maximum Daily Load, TMDL) 控制计划，该计划为切萨皮克湾流域内的六个州和哥伦比亚特区设定了氮、磷和沉积物的排放限量。根据美国环境保护署的说法，“全美国超过4万个TMDL计划都已完成，但切萨皮克湾的TMDL计划是迄今为止最大且最复杂的”，因为它所覆盖的地域广阔且涉及多个管辖区 (US EPA, 2010)。在TMDL的实施过程中，营养物负荷的控制部分地通过正式判定与采用工业或其他行业的最佳管理实践来实现。

水产养殖业现状

美洲牡蛎养殖同时受州级和联邦政府的法规管控。州政府机构主要负责监管和核发牡蛎养殖许可证。弗吉尼亚州的贝类养殖是美国最成熟的水产养殖业之一，在美国各州中，弗吉尼亚州的牡蛎产量排名第二。而在马里兰州，牡蛎养殖是一个新兴产业，是2009年该州修订法律允许租赁海域用于养殖之后，才逐渐发展

起来的 (Hood et al., 2020)。

历史上，弗吉尼亚州的养殖户将附着在贝壳上的牡蛎苗布放在有许可证的大片海床上进行养殖，大型养殖场的面积可高达几百英亩。但在过去二十年间，将牡蛎养在笼具或篮筐里以便提供新鲜的“半壳”牡蛎已变得越来越普遍。在马里兰州和弗吉尼亚州，相比于底播养殖，悬浮的延绳式笼养（如牡蛎养殖笼）或者澳式延绳式篮筐养殖系统已越来越受到养殖户青睐。

2018年，马里兰州的贝类养殖业包括17个底播式养殖场（养殖面积2014英亩）和15个筏式养殖场。同年，弗吉尼亚州的贝类养殖业包括109个底播式养殖场（养殖面积60平方公里），以及68个筏式养殖场（USDA, 2019）。近年来，这两个州生产和销售的牡蛎数量快速增长。在弗吉尼亚州，牡蛎单体的生产量从2005年的不足100万个增加到2018年的3000多万个（Hudson and Virginia Sea Grant Marine Advisory Program, 2019）。而在马里兰州，2012年收获了首批牡蛎，发展到2017年，牡蛎总产量已增至1000多万个（7万蒲式耳）（University of Maryland Extension, 2019）。

将牡蛎养殖纳入美国环保署的切萨皮克湾TMDL计划的努力

依据TMDL最佳管理实践（BMP）的规程，牡蛎恢复合作伙伴计划（Oyster Recovery Partnership）协调并召集了13名成员组成专家组，就现有科学研究能否支持通过湾内各种牡蛎相关实践（包括修复牡蛎礁栖息地、牡蛎养殖）来减少水体中的氮磷含量，向美国环保署

提出建议。鉴于牡蛎在两种实践中有着不同的存活率和生长速率，该专家组的目標是要确定营养物质的循环与减少率能否被充分量化。

2016年，BMP专家组推荐了适用于TMDL的与牡蛎相关的营养物减量规程（Oyster-Associated Reduction Protocols）。该规程量化了储存于牡蛎组织的氮磷含量，这些氮磷是牡蛎过滤水体并从中摄食有机质（大部分为藻类）而形成的。基于七项专门在湾区进行的研究，专家组得出结论：牡蛎组织平均含有8.2%的氮。而关于含磷量，基于三项研究做出的结论是牡蛎组织平均含有0.9%的磷。BMP专家组也说明了这些规程的适用范围，包括：规程仅适用于在潮汐水域开展的水产养殖，且只适用于在BMP被批准和实施后收获的牡蛎。养殖牡蛎的初始壳高需小于2英寸，被收获上岸时是活的（确保组织中存留的营养物质达到预期百分比）。州政府必须报告每年收获的牡蛎数量或减少的营养物质磅数。由于每个牡蛎的组织和外壳的重量差异显著，BMP要求对养殖户的牡蛎进行随机抽样，算出平均干重，以便利用专家组确定的氮磷百分比计算出所移除的氮磷量（Cornwell and Reichert-Nguyen, 2016）。

弗吉尼亚州和马里兰州都已经开始通过州级营养物交易项目实施BMP。马里兰州的交易项目是自愿性项目，“旨在为减少氮、磷和沉积物，创建一个公共市场”，以促进切萨皮克湾的修复和恢复（Maryland Department of the Environment, 2020）。在2020年，马里兰州发布了州内首个与牡蛎养殖相关的交易指南，使养殖户能够积攒信用额。一家名为蓝牡蛎环境（Blue Oyster Environmental）的公司正试图收

集这些信用额并充当信用额经纪人（Miller, 2020）。该公司在马里兰州完成了第一笔牡蛎养殖营养物交易，这笔交易是将营养物信用额卖给巴尔的摩会议中心（Baltimore Convention Center），以抵减其举办会议活动产生的影响（Viviano, 2020）。

一些正在实施的科研项目正在持续分析牡蛎养殖对湾区水质和生态的效应。在2016至2018年间，大自然保护协会（TNC）与弗吉尼亚州海洋科学研究所（Virginia Institute of Marine Science）及该州四位牡蛎养殖户合作，尝试原位监测养殖场的水质效应。对不同规模和采用不同类型养殖设施的多个养殖场的研究

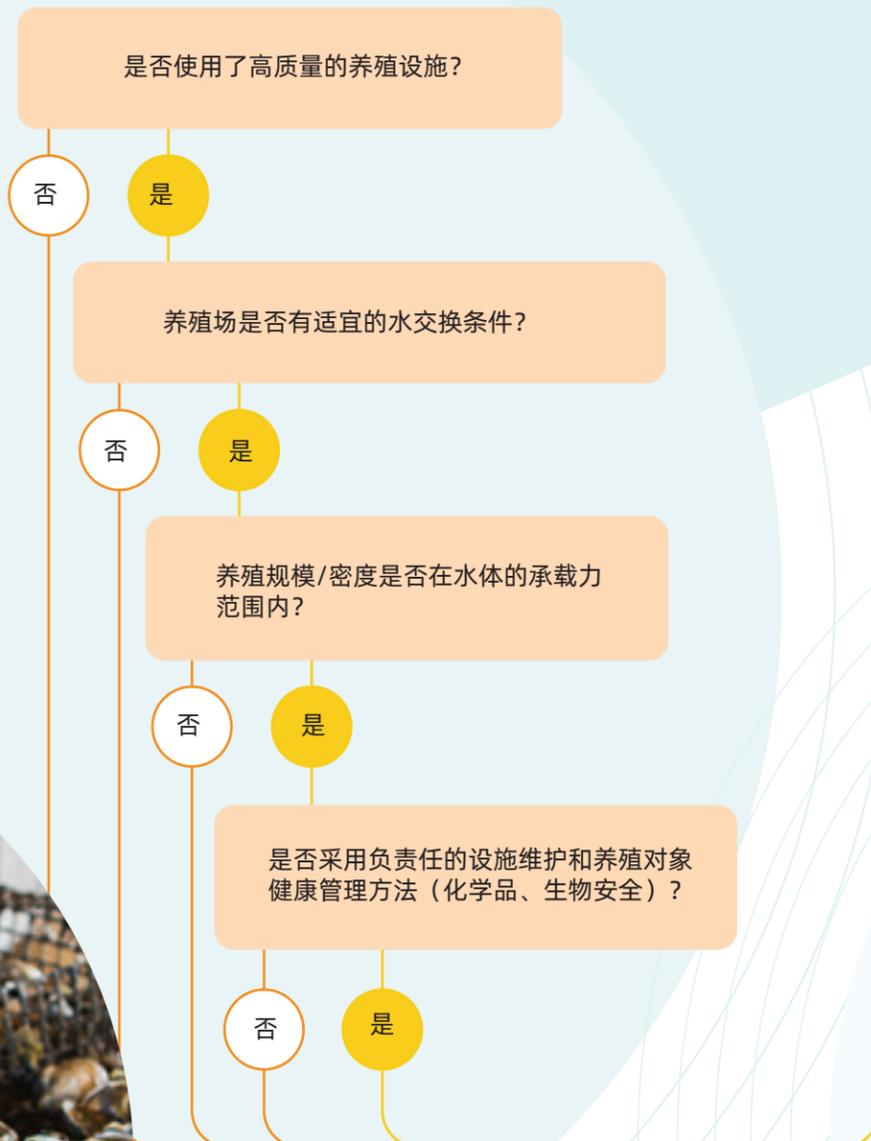
结果显示，未发现养殖活动对大型底栖动物、沉积物质量或水质带来显著性的负面影响。在监测到水质存在显著差异的少数情况下（养殖场内的水质优于养殖场外的），仅记录到平均值之间存在微小差异（Kellogg, Turner and Massey, 2018）。



路线图应用：

此处的养殖经营能够改善水质吗？

切萨皮克湾的牡蛎养殖被纳入相关法规的管控，法规要求养殖户采用优质养殖设施并定期对其进行维护。养殖场还必须设在有适当水流的水域，以支持整个养殖场的水体交换。研究表明，当前的养殖场密度和生产规模并未超过生态系统的承载力，且没有监测到养殖活动对底栖生物、沉积物和水质造成负面环境影响。



© Jason Houston

是否在池塘内养殖双壳贝类？

是 否

水体是否需要或受益于水质改善？

否 是

牡蛎不在池塘内养殖。根据水质改善和TMDL的管控要求，切萨皮克湾的水质确实需要改善。

湾内牡蛎养殖采用本地物种 (*Crassostrea virginica*)；受人类活动影响，这种不投饵性养殖种类在湾内的自然丰度也已经显著下降。

是否养殖不投饵性养殖种类(如蛤蜊、牡蛎、贻贝、海藻)？

是

养殖规模/密度是否足以产生水质效益？

是

修复性实践

修复性成效

很可能是修复性的

总结

在养殖场尺度上，湾内牡蛎养殖实践可被视为具有修复性效益，因为这些实践不会给环境带来负面影响，且所养殖的牡蛎能够过滤海水，正是湾内需要的水质改善功能。相关科学研究进展也为美国联邦政府提供了科学支持，使其正式认可当地的牡蛎养殖实践作为实现海湾水质目标的贡献者之一。尽管与面临的巨大挑战相比，目前的牡蛎养殖业对营养物质移除的贡献相对较小，但在面源污染物输入海湾后，它是移除这些污染物的一种不可多得的选择。

案例研究 3

伯利兹基于栖息地效益的海藻养殖



环境状况与目标

伯利兹

作为国家渔业改革行动的一个组成部分，伯利兹正在投资发展海藻养殖业，其重点是寻求人与自然皆受益的解决方案。由于野生龙虾、海螺和岩礁鱼类（reef fish）捕获量逐渐减少，与其相关的渔业发展机遇也正在减少，因此伯利兹于2010年开始发展海藻养殖业。如今，海藻养殖业已受到当地社区的欢迎，因为这不仅让他们能够继续靠海谋生，而且是提高自身经济韧性并保护其赖以生存的野生鱼类资源的一个机会。伯利兹发展本地海藻（*Eucheuma isiforme*）养殖的目的是通过养殖海藻来增加渔民收入，并使其收入来源多样化，同时减轻捕捞活动对野生渔业资源的压力（PSF, 2020）。目前该国除了有小规模江蓠属（*Gracilaria*，尚不确定具体养殖种类）海藻养殖产品供应国内市场外，养殖规模最大的海藻种类仍然是*Eucheuma isiforme*。

大自然保护协会（TNC）对普拉森西亚半岛（Placencia）的两个海藻中试养殖场进行了生态监测，其结果显示，海藻养殖活动总体上对环境造成的影响极小，并且带来了可衡量的生态效益。在2017年至2018年间，监测评估了海藻养殖对底栖生物组成、海藻健康、鱼类和大型动物物种丰富度（species richness）及丰



© Seleem Chan

度（species abundance）的影响，也对生态系统参数进行了监测，如硝酸盐、光照强度、温度和溶解氧等（Foley, 2019）。

监测计划采用了一种“生态计分卡”（包含16个变量指标），来评估这些养殖场的海藻养殖效应。Hatchet岛（Hatchet Caye）的对照位点（没有养殖筏架）平均得分为3.0/5分（3

分被认为是设立养殖场前的常规水平），然而养殖筏架临近水域平均得分为3.56/5分，养殖筏架内部水域则为3.64/5分。这项评估显示，养殖场内部水域和周围水域的总体生态健康状况都高于对照海区水平。

相较于对照位点，两个养殖场的海藻养殖筏架周围的鱼类生物多样性要么更高，



© Julie Robinson

要么经过一段时间后增加更多。在Hatchet岛，养殖筏架周围发现了具有重要生态意义的草食性岩礁鱼类，但在对照位点未发现其踪迹；与此同时，养殖筏架周围的常见大型动物丰度也更高。尽管对营养物质浓度的监测比较有限，但在开展监测的那个养殖场，未检出显著的磷酸盐浓度。海藻养殖场的硝酸盐水平高于对照位点，不过两者没有显著差异。造成这种差异的原因目前尚不清楚，有待进一步评估（Foley, 2019）。

有些海藻养殖活动是在获得研究许可的情况下，在多用途的海洋保护区内开展。养殖场距离伯利兹大陆30-40公里，远离居民区。Hatchet岛/Little Water岛（Little Water Caye）与Turneffe环礁距离普拉森西亚半岛与伯利兹市（Belize City）这两处养殖户居住地分别约为17和23海里。未来也可以考虑在距伯利兹大陆更近的海域设置养殖场。虽然这可能为养殖业带来经济效益，但预计气候变化将为该产业的发展带来挑战（Tucker and Jones, 2021）。2019年，Turneffe环礁的海水温度大幅升高，这可能是导致当时养殖场内海藻死亡的原因。这迫使我们去尝试设计新的养殖方式。海藻养殖过去采用的是浮筏养殖系统，海藻通常悬挂在水面下1-2英尺处（靠近水面），而这正是温度波动最大的水层。正在测试的新养殖系统将海藻置于靠近海床处，这里的水温更稳定（来自TNC的监测调查），并且养殖设施更不易受到极端天气事件的影响。

水产养殖业现状

普拉森西亚半岛和Turneffe环礁的*E. is-*

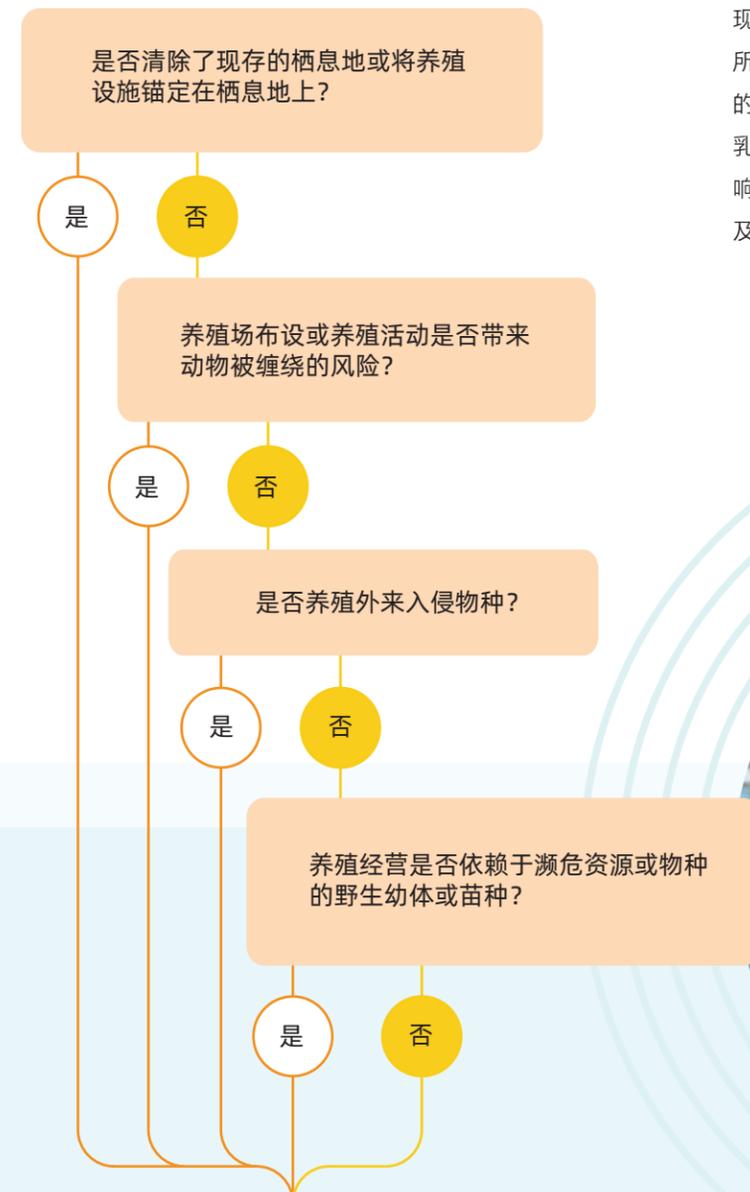
*forme*海藻年产量各不相同，迄今为止，普拉森西亚海藻养殖小组（Placencia Seaweed Farmers, PSF）经营的最大规模的养殖场年产量为590公斤。几乎全部的海藻都销往当地，许多店铺用海藻做沙冰和奶昔饮品，海藻卖价在每磅15美元（7美元/公斤），为全球均价的两倍。海藻也被用于生产当地市场上售卖的保健品。当地海藻养殖业有意扩大养殖规模，并在国际上出售，这些海藻有潜力进入化妆品市场，因为化妆品市场较为看重海藻养殖区的水质质量。

普拉森西亚养殖合作社（The Placencia Producers Cooperative Society）曾经是一个渔业合作社，现在该合作社已担负起引领海藻产业发展的角色，并通过PSF小组将其重心完全转向海藻养殖。在TNC的支持下，伯利兹女性海藻养殖户协会（Belize Women Seaweed Farmer's Association）于2019年成立。这两个组织的基地都设在普拉森西亚半岛，其养殖场分别设在Little Water岛和Hatchet岛，并且正在将该产业扩大至Turneffe环礁。这些组织目前支持着少数几个试点养殖场和一个商业性养殖场的经营活动。

伯利兹海藻养殖业的发展也获得了该国渔业部的支持。尽管当前尚未对全产业进行治理来引导其产业的发展，但伯利兹渔业部、大自然保护协会及海藻工作组正在合作开发一套有效的方法和扶持政策，并且正在为社会、经济和生态的可持续性制定一个全产业发展计划。

路线图应用：

此处的养殖经营能够改善栖息地与鱼类资源吗？



现有栖息地没有因发展养殖而遭到破坏。所使用的养殖设施应该将其他物种被缠绕的风险降至最低，不过由于该区域海洋哺乳动物的出现率很低，所以没有对这项影响进行专门评估。所发展的养殖活动仅涉及本地海藻物种。



养殖经营是否以环境足迹大或高密度的方式在开展？

是

否

野生鱼类或无脊椎动物是否需要周围环境提供额外的栖息地？

否

是

养殖规模不会对海域内的其他用海方式造成过度影响，也不会以一种带来环境风险的方式固化经营活动。养殖场布设在已监测过水流的海域，且水流条件足以支持海藻养殖。海域内的渔业物种能够从额外的栖息地及其育幼场功能中受益，从而对当地的渔业资源形成潜在补充。

养殖周期与收获方法是否允许养殖场在全年或鱼类生活史关键阶段为鱼类资源持续提供栖息地效益？

是

养殖规模是否足以为鱼类提供庇护和/或饵料，从而促进鱼类资源恢复？

是

修复性实践

修复性成效

很可能是修复性的

在水温季节性波动不会对海藻造成负面影响（如导致海藻死亡）的海域，或水温波动的影响可通过养殖实践（如季节性养殖）得到缓冲的海域，或许能够全年开展养殖活动。目前尚不清楚需要多大规模的海藻养殖才能为种群已经减少的渔业物种提供可衡量的效益。



© Seleem Chan

总结

对伯利兹初创海藻养殖活动的监测显示，这些养殖场正在提供可衡量的栖息地效益，并且所提供的正向环境效益大于负面影响。海藻养殖场有发挥育幼场功能的潜力，从而对那些正在减少的、具有生态和商业重要性的岩礁性鱼类和无脊椎动物的野生资源量进行补充。基于这一栖息地效益，正在发展的海藻养殖活动可被视为修复性水产养殖。然而，还应继续

开展研究和监测，以便更全面地了解需要多大规模的养殖活动才能提供持续不断的栖息地效益，以及在养殖场范围内和范围外有效地增加渔业资源。在制定海藻养殖业发展和扩张规划时，可以将这些正向效应纳入考量（例如：为取得这类环境效益而制定的选址空间规划），使得生态、社会与经济成效达到最大化。

参考文献

- Alleyway, H. K. et al. (2018) 'The Ecosystem Services of Marine Aquaculture: Valuing Benefits to People and Nature', *BioScience*, 69(1), pp. 59–68. doi: 10.1093/biosci/biy137.
- Anders, P. J. (1998) 'Conservation aquaculture and endangered species', *Fisheries*, 23, pp. 28–31.
- Asuncion, B., Tamanaha, M., Chang, K. Moa, K. (2020). 'Fisheries and Stewardship: Lessons from Native Hawaiian Aquaculture', *Nonprofit Quarterly*. Available at: <https://nonprofitquarterly.org/fisheries-and-stewardship-lessons-from-native-hawaiian-aquaculture/>.
- Barrett, L. T., Swearer, S. E. and Dempster, T. (2019) 'Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis', *Reviews in Aquaculture*, 11(4), pp. 1022–1044. doi: 10.1111/raq.12277.
- Bayraktarov, E. et al. (2016) 'The cost and feasibility of marine coastal restoration', *Ecological Applications*, 26(4), pp. 1055–1074. doi: 10.1890/15-1077.
- Beck, M. W. et al. (2011) 'Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management', *BioScience*, 61(2), pp. 107–116. doi: 10.1525/bio.2011.61.2.5.
- Bricker, S. B. (2007) *Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. National Estuarine Eutrophication Assessment Update*. Center for Coastal Monitoring and Assessment, NOAA, USA.
- Bricker, S. B., Rice, K. C. and Bricker, O. P. (2014) 'From Headwaters to Coast: Influence of Human Activities on Water Quality of the Potomac River Estuary', *Aquatic Geochemistry*, 20(2), pp. 291–323. doi: 10.1007/s10498-014-9226-y.
- Byron, C. et al. (2011) 'Integrating science into management: Ecological carrying capacity of bivalve shellfish aquaculture', *Marine Policy*, 35(3), pp. 363–370. doi: 10.1016/j.marpol.2010.10.016.
- Carranza, A. and zu Ermgassen, P. S. E. (2020) 'A Global Overview of Restorative Shellfish Mariculture', *Frontiers in Marine Science*, 7, p. 722. doi: 10.3389/fmars.2020.00722.
- Cai, J., et al. (2021) *Seaweeds and microalgae: an overview for unlocking their potential in global aquaculture development*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1229. FAO, Rome, Italy. Available at: <https://doi.org/10.4060/cb5670en>.
- Chun'an County Branch of Hangzhou Ecology and Environment Bureau. (2020) *Water quality report of Qiandao Lake in May 2020*. Available at: http://www.qdh.gov.cn/art/2020/6/5/art_1339921_17005.html.
- Cornwell, J. and Reichert-Nguyen, J. (2016) *Oyster Best Management Practice Expert Panel—Recommendations on the Oyster BMP Reduction Effectiveness Determination Decision Framework and Nitrogen and Phosphorus Assimilation in Oyster Tissue Reduction Effectiveness for Oyster Aquaculture Practices*. Panel presentation, 19 December 2016.
- Costa-Pierce, B.A. (1987) 'Aquaculture in Ancient Hawaii', *BioScience*, 37(5), pp. 320–331. doi:10.2307/1310688.
- Costa-Pierce, B. A. (2002). *Ecological Aquaculture: The Evolution of the Blue Revolution*. Blackwell Science Ltd.
- Costa-Pierce, B. A. (2010) 'Sustainable ecological aquaculture systems: the need for a new social contract for aquaculture development', *Marine Technology Society Journal*, 44(3), pp. 88–112.
- Costa-Pierce, B. A. (2021) 'The principles and practices of ecological aquaculture and the ecosystem approach to aquaculture', *World Aquaculture*, 52(1), pp. 25–31.
- Costa-Pierce B. A. and Bridger, C. J. (2002) The role of marine aquaculture facilities as habitats and ecosystems. In Stickney, R. McVey, J. (eds). 'Responsible Marine Aquaculture', CABI Publishing Co. Wallingford, UK.
- Costa-Pierce, B. A. and Chopin, T. (2021) 'The social ecology of aquaculture in its new geographies', *World Aquaculture*, 52(3), pp. 43–50.
- Costello, C. et al. (2020) 'The future of food from the sea', *Nature*, 588(7836), pp. 95–100. doi: 10.1038/s41586-020-2616-y.
- Costello, C., Cao, L., Gelcich, S. (2019) *The Future of Food from the Sea*. World Resources Institute. Available at: www.oceanpanel.org/future-food-sea.
- Couture, J. L. et al. (2021) 'Scenario analysis can guide aquaculture planning to meet sustainable future production goals', *ICES Journal of Marine Science*, 78(3), pp. 821–831. doi: 10.1093/icesjms/fsab012.
- De Silva, S. S. and Funge-Smith, S. J. (2005) *A review of stock enhancement practices in the inland water fisheries of Asia*. RAP Publication No. 2005/12. Asia-Pacific Fishery Commission, Bangkok, Thailand, p. 93. Available at: <http://www.fao.org/3/ae932e/ae932e00.htm#Contents>.
- Deur, D., Dick, A., Recalma-Clutesi, K., Turner, N.J. (2015). Kwakwaka'wakw "Clam Gardens" Motive and Agency in Traditional Northwest Coast Mariculture. *Human Ecology*, 43, pp. 201–212. doi:10.1007/s10745-015-9743-3.
- Diaz, R. J., Erickson-Hagg, H. and Rosenberg, R. (2013). 'Hypoxia.' in Noone, K.J. et al. (eds) *Managing Ocean Environments in a Changing Climate: Sustainability and Economic Perspectives*. Elsevier Inc., pp.67-96.
- Doane, M. (2020) 'Beyond Sustainable: A Food System to Restore the Planet', *The Nature Conservancy*. Available at: <https://www.nature.org/en-us/what-we-do/our-insights/perspectives/regenerative-agriculture-food-system-restore-planet/>.
- Duarte, C. M. et al. (2017) 'Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaptation?', *Frontiers in Marine Science*, 4. doi: 10.3389/fmars.2017.00100.
- Dunic, J. C. et al. (2021) 'Long-term declines and recovery of meadow area across the world's seagrass bioregions', *Global Change Biology*, 27(17), pp. 4096–4109. doi: 10.1111/gcb.15684.
- FAO (2010) *Aquaculture Development. 4. Ecosystem Approach to Aquaculture*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 5, Suppl. 4. FAO, Rome, Italy.
- FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture. Sustainability in Action*. FAO, Rome, Italy.
- Ferreira J. G., et al. (2008) 'Integrated assessment of ecosystem-scale carrying capacity in shellfish growing areas', *Aquaculture*, 275, pp. 138–151.
- Filgueira, R., Strohmeier, T. and Strand, Ø. (2019) 'Regulating Services of Bivalve Molluscs in the Context of the Carbon Cycle and Implications for Ecosystem Valuation', in Smaal, A.C. et al. (eds) *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer International Publishing, pp. 231–251. doi: 10.1007/978-3-319-96776-9_12.
- Flagg, T. A. and Nash, C. E. (eds) (1999) *A conceptual framework for conservation hatchery strategies for Pacific salmonids*. NOAA Technical Memorandum. NMFS-NWFSC-38, U.S. Department of Commerce. 46 p.
- Fodrie, F. J. et al. (2017) 'Oyster reefs as carbon sources and sinks', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284, p. 20170891. doi: doi.org/10.1098/rspb.2017.0891.
- Foley, J. (2019) *Baseline Ecological Monitoring Report of Eucema and Gracilaria seaweed farms at Hatchet Caye and Little Water Caye Near Placencia, Belize*. The Nature Conservancy, Belize.
- FOLU (2019) *Growing Better: Ten Critical Transitions to Transform Food and Land Use*. The Global Consultation Report of the Food and Land Use Coalition. Available at: <https://www.foodandlandusecoalition.org/wp-content/uploads/2019/09/FOLU-GrowingBetter-GlobalReport.pdf>.
- Freed, S. et al. (2020) 'Maintaining Diversity of Integrated Rice and Fish Production Confers Adaptability of Food Systems to Global Change', *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, p. 207. doi: 10.3389/fsufs.2020.576179.
- Froehlich, H. E. et al. (2019) 'Blue Growth Potential to Mitigate Climate Change through Seaweed Offsetting', *Current Biology*, 29(18), pp. 3087–3093.e3. doi: 10.1016/j.cub.2019.07.041.
- Froehlich, H. E., Gentry, R. R. and Halpern, B. S. (2017) 'Conservation aquaculture: Shifting the narrative and paradigm of aquaculture's role in resource management', *Biological Conservation*, 215, pp. 162–168. doi: 10.1016/j.biocon.2017.09.012.
- Gentry, R. R. et al. (2020) 'Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services', *Reviews in Aquaculture*, 12(2), pp. 499–512. doi: <https://doi.org/10.1111/raq.12328>.
- Gentry, R. R., Ruff, E. O. and Lester, S. E. (2019) 'Temporal patterns of adoption of mariculture innovation globally', *Nature Sustainability*, 2(10), pp. 949–956. doi: 10.1038/s41893-019-0395-y.
- Greenwave (2021) 'Regenerative Ocean Farming'. Available at: <https://www.greenwave.org/>.
- Han, T. et al. (2017) 'Interactive effects of oyster and seaweed on seawater dissolved inorganic carbon systems: implications for integrated multi-trophic aquaculture', *Aquaculture Environment Interactions*, 9, pp. 469–478. doi: <https://doi.org/10.3354/aei00246>.
- Han X., Zhu G., Wu Z., et al. (2013) 'Spatial-temporal variations of water quality parameters in Xin'anjiang Reservoir (Lake Qiandao) and the water protection strategy'. *Journal of Lake Sciences*, 25(6), pp. 836–845.
- Hood, S. et al. (2020) *Oyster Production Equipment Comparisons 2016–2018*. University of Maryland Center for Environmental Science. Available at: <https://mdsg.umd.edu/topics/oysters/oyster-aquaculture-and-restoration>.
- Hu, F. et al. (2021) 'Development of fisheries in China', *Reproduction and Breeding*, 1(1), pp. 64–79. doi:10.1016/j.repbre.2021.03.003.
- Hudson, K. and Virginia Sea Grant Marine Advisory Program (2019) *Virginia Shellfish Aquaculture Situation and Outlook Report: Results of the 2018 Virginia Shellfish Aquaculture Crop Reporting Survey*. Marine Resource Report No. 2019-8; Virginia Sea Grant VSG-19-03. Virginia Institute of Marine Science, William & Mary, VA, USA. Available at: <https://doi.org/10.25773/jc19-y847>.
- Hughes et al. (2021) *The World's Forgotten Fishes*. WWF. Available at: https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/world_s_forgotten_fishes_report_final__1.pdf.
- Humphries, A. T. et al. (2016) 'Directly Measured Denitrification Reveals Oyster Aquaculture and Restored Oyster Reefs Remove Nitrogen at Comparable High Rates', *Frontiers in Marine Science*, 3, p. 74. doi: 10.3389/fmars.2016.00074.
- IUCN (2020) *Global Standard for Nature-based Solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS*. First edition. Gland Switzerland: IUCN. Available at: <https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management/our-work/iucn-global-standard-nature-based-solutions>.
- Johnson, T. R. et al. (2019) 'A Social-Ecological System Framework for Marine Aquaculture Research', *Sustainability*, 11(9). doi: 10.3390/su11092522.
- Jones, A. R. et al. (2021) 'Climate-Friendly Seafood: The Potential for Emissions Reduction and Carbon Capture in Marine Aquaculture', *BioScience*, in press.
- Kawai, K. et al. (2021) 'Oyster farms are the main spawning grounds of the black sea bream *Acanthopagrus schlegelii* in Hiroshima Bay, Japan', *PeerJ*, 9, p. e11475. doi: 10.7717/peerj.11475.

- Kellogg, L.M., Turner, J. and Massey, G. (2018) *Environmental and ecological benefits and impacts of oyster aquaculture. Chesapeake Bay, Virginia, USA*. Virginia Institute of Marine Science, College of William & Mary, VA, USA.
- Krause, G. et al. (2015) 'A revolution without people? Closing the people-policy gap in aquaculture development', *Research for the Next 40 Years of Sustainable Global Aquaculture*, 447, pp. 44-55. doi: 10.1016/j.aquaculture.2015.02.009.
- Le Gouvello, R. Brugère, C. and Simard, F. (2021) *Aquaculture and Nature-based Solutions. AquaCoCo Project in Zanzibar: Aquaculture, Coastal Communities and Conservation*. AFD, Paris and IUCN, Gland. In press.
- Li, et al. (2011) 'Stocking level effects of silver and bighead carps on the phytoplankton community in enclosures in Dianshan Lake', *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 5(8), pp. 1790-1794.
- Li B., (2012) *Ecological stoichiometry of silver and bighead carps and their driven nutrient recycling in Qiandao Lake*. 2012. Shanghai Ocean University.
- Liu Q., Chen L. and Chen Y. (2007) 'Correlation between biomass reduction of silver carp and bighead carp and the occurrence of algal blooms in Lake Qiandaohu', *Transactions of Oceanology and Limnology*, 04(01), pp. 117-124.
- Lloyd's Register Foundation (2020) *Seaweed Revolution. A Manifesto for a Sustainable Future*. Lloyd's Register Foundation. Available at: <https://unglobalcompact.org/library/5743>.
- Lu, J. and Li, X. (2006) 'Review of rice-fish-farming systems in China — One of the Globally Important Ingenious Agricultural Heritage Systems (GIAHS)', *Aquaculture*, 260(1), pp. 106-113. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.05.059.
- Lorenzen, K., Leber, K. M. and Blankenship, H. L. (2010) 'Responsible approach to marine stock enhancement: and update', *Reviews in Fisheries Science*, 18(2), pp. 189-210. doi: 10.1080/10641262.2010.491564
- Maron, M. et al. (2021) 'Setting robust biodiversity goals', *Conservation Letters*, e12816. doi: 10.1111/conl.12816.
- Maryland Department of the Environment (2020) *Water Quality Trading Program*. Available at: <https://mde.maryland.gov/programs/Water/WQT/Pages/index.aspx>.
- Maynard, E. (2003) *Transforming the Global Biosphere. Twelve Futuristic Strategies*. Arizona: Arcos Cielos Research Centre.
- Miller, J. (2020) 'Can shellfish growers cash in with nutrient trading?', *Global Seafood Alliance*. Available at: <https://www.globalseafood.org/advocate/can-shellfish-growers-cash-in-with-nutrient-trading/>.
- Millin, A. (2020). Indigenous Aquaculture: A Tool to Support Food Security. Masters of Advanced Studies Candidate—Marine Biodiversity and Conservation. Scripps Institution of Oceanography. Available at: <https://escholarship.org/uc/item/9r00g9kc>
- Mizuta, D. D., Froehlich, H. E. and Wilson J. R. (2021) 'The changing face of aquaculture', in review.
- Mongin, M. et al. (2016) 'Optimising reef-scale CO₂ removal by seaweed to buffer ocean acidification', *Environmental Research Letters*, 11(3), p. 034023. doi: 10.1088/1748-9326/11/3/034023.
- Munari, C., Rossetti, E. and Mistri, M. (2013) 'Shell formation in cultivated bivalves cannot be part of carbon trading systems: a study case with *Mytilus galloprovincialis*', *Marine Environmental Research*, 92, pp. 264-267. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.10.006.
- Naylor, R. L. et al. (2021) 'A 20-year retrospective review of global aquaculture', *Nature*, 591(7851), pp. 551-563. doi: 10.1038/s41586-021-03308-6.
- Norrie C et al. (2020) 'Spill-over from aquaculture may provide a larval subsidy for the restoration of mussel reefs', *Aquaculture Environment Interactions*, 12, pp. 231-249.
- Ortega, A., et al. (2019) 'Important contribution of macroalgae to oceanic carbon sequestration', *Nature Geoscience*, 12, pp. 748-754. doi:10.1038/s41561-019-0421-8
- Oyinlola, M. A. et al. (2018) 'Global estimation of areas with suitable environmental conditions for mariculture species', *PLOS ONE*, 13(1), p. e0191086. doi: 10.1371/journal.pone.0191086.
- Petersen, J. K. et al. (2016) 'The use of shellfish for eutrophication control', *Aquaculture International*, 24(3), pp. 857-878. doi: 10.1007/s10499-015-9953-0.
- Petersen, J. K. et al. (2019) 'Nutrient Extraction Through Bivalves', in Smaal, A.C. et al. (eds) *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer International Publishing.
- Polidoro, B. A. et al. (2010) 'The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern', *PLOS ONE*, 5(4), p. e10095. doi: 10.1371/journal.pone.0010095.
- Poore, J. and Nemecek, T. (2018) 'Reducing food's environmental impacts through producers and consumers', *Science*, 360(6392), pp. 987-992. doi: 10.1126/science.aag0216.
- PSF (2020) 'Placencia Seaweed Farmers'. Available at: <https://www.belizeaseaweed.com>.
- Queirós, A. M. et al. (2019) 'Connected macroalgal-sediment systems: blue carbon and food webs in the deep coastal ocean', *Ecological Monographs*, 89(3), p. e01366. doi: 10.1002/ecm.1366.
- Racine, P., et al (2021) 'A case for seaweed aquaculture inclusion in U.S. nutrient pollution management', *Marine Policy*, 129, 104506. doi: 10.1016/j.marpol.2021.104506
- Xiao, X., et al. (2017) 'Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture', *Scientific Reports*, 7, 46613. doi:10.1038/srep46613
- Ray, N. E. et al. (2018) 'Consideration of carbon dioxide release during shell production in LCA of bivalves', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(5), pp. 1042-1048. doi: 10.1007/s11367-017-1394-8.
- Ray, N. E. and Fulweiler, R. W. (2021) 'Meta-analysis of oyster impacts on coastal biogeochemistry', *Nature Sustainability*, 4(3), pp. 261-269. doi: 10.1038/s41893-020-00644-9.
- Rose, J. M. et al. (2014) 'A Role for Shellfish Aquaculture in Coastal Nitrogen Management', *Environmental Science & Technology*, 48(5), pp. 2519-2525. doi: 10.1021/es4041336.
- Ruff, E. O., Gentry, R. R. and Lester, S. E. (2020) 'Understanding the role of socioeconomic and governance conditions in country-level marine aquaculture production', *Environmental Research Letters*, 15(10), p. 1040a8. doi: 10.1088/1748-9326/abb908.
- Schulte, D. M. (2017) 'History of the Virginia Oyster Fishery, Chesapeake Bay, USA', *Frontiers in Marine Science*, 4, p. 127. doi:10.3389/fmars.2017.00127.
- Selman, M. and Greenhalgh, S. (2009) *Eutrophication: Sources and Drivers of Nutrient Pollution*. Policy Note No. 2. World Resources Institute.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004) *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson. Society for Ecological Restoration International.
- Song Q. (2020) 'The significance of water conservation fisheries to the ecological management and comprehensive development of lakes in China: a case study of Qiandao Lake Model'. *China Forestry Industry* (Z2): 4 -51.
- Steneck, R. et al. (2002) 'Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future', *Environmental Conservation*, 29, pp. 436-459.
- Su, G. et al. (2021) 'Human impacts on global freshwater fish biodiversity', *Science*, 371(6531), p. 835. doi: 10.1126/science.abd3369.
- Tallman, J. C. and Forrester, G. E. (2007) 'Oyster Grow-Out Cages Function as Artificial Reefs for Temperate Fishes', *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(3), pp. 790-799. doi: 10.1577/T06-119.1.
- Theuerkauf, S. J. et al. (2019) 'A global spatial analysis reveals where marine aquaculture can benefit nature and people', *PLOS ONE*, 14(10), p. e0222282. doi: 10.1371/journal.pone.0222282.
- Theuerkauf, S. J. et al. (2021) 'Habitat value of bivalve shellfish and seaweed aquaculture for fish and invertebrates: Pathways, synthesis and next steps', *Reviews in Aquaculture*, in press. doi: 10.1111/raq.12584.
- Thomas, J-B. E. et al. (2021) 'Marine biomass for a circular blue-green bioeconomy?: A life cycle perspective on closing nitrogen and phosphorus land-marine loops', *Journal of Industrial Ecology*, in press. doi: 10.1111/jiec.13177.
- Troell, M. et al. (2009) 'Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems', *Aquaculture*, 297(1), pp. 1-9. doi: 10.1016/j.aquaculture.2009.09.010.
- Tucker, L. and Jones, R. C. (2021) *Development of Sustainable Aquaculture in Coastal Communities: Case Studies and Enabling Conditions for Success*. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA.
- University of Maryland Extension (2019) *Nutrient Credit Trading Could Expand Maryland Oyster Aquaculture*. Available at: <https://extension.umd.edu/sites/default/files/publications/Nutrient%20Credit%20Trading%20Could%20Expand%20Maryland%20Oyster%20Aquaculture.pdf>.
- US Commission on Ocean Policy (2004) *An Ocean Blueprint for the 21st Century Final Report of the US Commission on Ocean Policy*. US Commission on Ocean Policy. Available at: https://govinfo.library.unt.edu/oceancommission/documents/full_color_rpt/welcome.html#full.
- US EPA (2010) *Chesapeake Bay Total Maximum Daily Load for Nitrogen, Phosphorous and Sediment*. US EPA.
- USDA (2019) *2017 Census of Agriculture (2018 Census of Aquaculture)*. Volume 3. Special Studies. Part 2. AC-17-SS-2. United States Department of Agriculture.
- Valderrama, D., Hishamunda, N. and Zhou, X. (2005) *Estimating Employment in World Aquaculture*. No. 45. FAO, Rome, Italy.
- Viviano, M. W. (2020) '1st-Time Trade: Offsetting Pollution with Oyster Investments', *Chesapeake Bay Magazine*.
- Wilberg M. J. et al. (2011) 'Overfishing, disease, habitat loss, and potential extirpation of oysters in upper Chesapeake Bay', *Marine Ecology Progress Series*, 436, pp. 131-144.
- Wu Z. and Lan J. (2012) 'The main problems of water environment and protection measures in Xin'anjiang reservoir', *Chinese Journal of Environmental Management*, 01, pp. 54-58.
- Xiao, X., et al. (2017) 'Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture', *Scientific Reports*, 7, 46613. doi:10.1038/srep46613
- Xiao, X. et al. (2021) 'Seaweed farms provide refugia from ocean acidification', *Science of The Total Environment*, 776, p. 145192. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145192.
- Zhu, L. et al. (2020) 'Aquaculture farms as nature-based coastal protection: Random wave attenuation by suspended and submerged canopies', *Coastal Engineering*, 160, p. 103737. doi: 10.1016/j.coastaleng.2020.103737.



TNC网站：
www.tnc.org.cn (中文)
www.nature.org (英文)

TNC 中国官方微博：
@ 大自然保护协会TNC (新浪)

TNC 中国微信公众号：
TNC_China

© Jason Houston