中国环境与发展国际合作委员会

“推动自然向好的政策与实践创新”专题政策研究报告

中国环境与发展国际合作委员会2026年年会

2026年9月

专题政策研究项目组成员

中外组长

魏辅文	中国科学院院士；江西农业大学教授
Frank Rijsberman	大自然保护协会全球政策与公共资金主任

中方核心成员

高吉喜	生态环境部卫星中心首席科学家
万华伟	生态环境部卫星环境应用中心研究员
张玉沙	生态环境部卫星环境应用中心助理研究员
郭雨桐	生态环境部环境科学研究院博士
樊惠中	西华师范大学研究员
王也	生态环境部对外合作与交流中心《生物多样性公约》处副处长
刘燕	生态环境部南京环境科学研究所研究员
平晓鸽	国家濒危物种科学委员会高级工程师
卢晓强	生态环境部南京环境科学研究所研究员
黄浩	自然资源部第三海洋研究所研究员
王蕾	自然资源部海洋发展战略研究所助理研究员
戚善择	生态环境部南京环境科学研究所助理研究员
周文良	南方海洋科学与工程广东省实验室（广州）研究员
施苏华	中山大学教授
黄晖	中国科学院南海海洋研究所研究员
曹玲	厦门大学教授
黄明攀	南方海洋科学与工程广东省实验室（广州）博士后
方赞山	中山大学博士

---

* 本专题政策研究项目组联合组长、成员以其个人身份参加研究工作，不代表其所在单位亦不代表国合会观点。

外方核心成员

Nigel Dudley	Equilibrium 研究创始人
周国梅	联合国环境规划署昆明生物多样性基金负责人（首席协调官）
Marco Lambetini	CCICED 委员；Nature Positive Initiative 召集人
Harvey Locke	加拿大自然保护学家，哈维·洛克保护机构负责人
Linda Krueger	大自然保护协会生物多样性和基础设施政策总监
Carolina Hazin	大自然保护协会地区保护政策高级政策顾问
彭奎	大自然保护协会中国首席科学家
刘静	大自然保护协会中国项目保护地战略副总监
Andreas Hansen	大自然保护协会高级政策顾问
Carolina Hazin	大自然保护协会地区保护政策高级政策顾问
马超德	联合国开发计划署驻华代表处助理驻华代表
张亦默	世界自然基金会（瑞士）北京代表处可持续蓝色经济项目主任
Andreas Hansen	大自然保护协会高级政策顾问
Carolina Hazin	大自然保护协会地区保护政策高级政策顾问
Marine Thomas	大自然保护协会香港保护项目副主任
冷斐	联合国开发计划署生物多样性金融项目（BIOFIN）国家协调员

协调员

胡怡思	中国科学院动物研究所副研究员
平晓鸽	国家濒危物种科学委员会高级工程师
Thomas Minney	大自然保护协会西弗吉尼亚执行主任
徐欣	大自然保护协会中国对外事务总监
高凌云	中国环境与发展国际合作委员会秘书处，高级工程师
Samantha Zhang	中国环境与发展国际合作委员会秘书处国际支持办公室项目官员

执行摘要

需要通过创新，在国内行动和国际合作两个层面，将中国在《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》（简称《昆蒙框架》，KMGBF）中的引领作用与《国家管辖范围以外区域海洋生物多样性协定》（BBNJ）、《濒危野生动植物种国际贸易公约》（CITES）和《保护野生动物迁徙物种公约》（CMS）等其他国际文书相衔接。本报告结合《昆蒙框架》，审视了中国生态保护红线（ECR）概念，重点关注保护地之外的生态保护红线区域被认定为其他有效的基于区域的保护措施（OECMs）的潜力。在此基础上，报告进一步探讨不同路径之间的协调与优化，专章分析多边环境协定（MEAs）之间的协同增效，并重点研究其对海洋保护与治理的影响。最后，围绕海洋主题，报告讨论了中国海洋保护区的有效性，并在新近达成的 BBNJ 框架下提出了创新管理体系。报告提出了关键政策建议，并列出了如下总体优先事项。

政策建议

1. 对标《昆蒙框架》履约指标，优化陆地和海洋生态保护红线划定和评估指标体系。特别是《昆蒙框架》目标中的规划（目标 1）、修复（目标 2）、空间保护（目标 3）、气候变化（目标 8）、可持续自然资源利用（目标 10），以及将生物多样性纳入决策过程（目标 14）。**一是**通过增加物种、遗传、系统发育多样性等评价指标，识别生物多样性丰富区和热点区，扩大保护范围，提高生物多样性保护成效，使生态红线能够支持中国实现《昆蒙框架》下的国家生物多样性战略与行动，并能够帮助其他国家开展相同行动。**二是**进一步探索包括公平治理、包容性参与和社会效益等方面指标。监测工作可能需要进行分类统计和差异化分析，以了解不同群体如何体验生态保护带来的影响，以及他们从生态保护中获得的收益。**三是**建议构建面向国际推广生态红线体系的政策、规划、资金和能力建设政策支持体系，为全球履约贡献中国方案和中国领导力。

2. 加快制定并发布国家层面的其他基于区域的有效保护措施（OECMs）政策框架，支持全社会广泛参与的多样化的 OECMs 建立、保护、监测和报告。一是帮助识别中国生态红线内非保护地的 140 万平方千米区域能够通过有效的治理和管理成为 OECMs。**二是**在生态保护红线（包括海洋）之外，仍有大量符合 OECMs 的区域，为此，建议基于《生物多样性公约》（CBD）和世界自然保护联盟世界保护区委员会（IUCN-WCPA）相关指南，在国家层面尽快出台包括陆地和海洋 OECMs 的认定与管理标准。**三是**建立统一的包括红线内和红线外的 OECMs 识别、认证、管理与监测框架，形成多元化的 OECMs 治理体系，并推动其落地实施，促进包容性的就地保护和可持续发展，使 OECMs 与自然保护地、生态保护红线形成覆盖陆地、淡水、海岸带海洋全域重要区域的系统性保护体系，加速实现人与自然和谐共生的国家愿景。

3. 促进并支持切实可行的解决方案，以加强多边环境协定与其他在国家管辖范

围外区域拥有职责的相关国际文书和机构之间的合作、协作与一致性。这应包括建立国家政策协调机制，以促进各海洋治理机构间政策的协调一致。许多多边环境协定的任务存在重叠。一项多边环境协定设定的目标可能会被其他协定部分或完全重复，但往往由政府的不同部门负责。加强协调可以提高效率和成功的机会，同时降低成本。

4. 继续推动《昆蒙框架》与《国家管辖范围以外区域海洋生物多样性协定》（BBNJ）之间的协同作用和政策一致性。BBNJ 协定是《联合国海洋法公约》下的一项协定，涵盖公海海洋保护区（MPAs）、环境影响评估、海洋遗传资源的公平分享以及能力建设和技术转让。中国可依据 BBNJ 协定，采用连接国家管辖范围内外海域的海景方法，支持以科学为基础、透明且具有包容性的海洋保护区网络建设。

5. 深度融合空间网络、管理体制与资金机制等措施，构建“海洋国家公园+OECMs 空间布局、规划与渔政事权整合、生物完整性蓝碳核算”三位一体的保护及管理综合实施路径。具体行动包括：将核心保护海域设立为国家公园实施严格管理，并纳入周边社区、企业协同管理的海域作为 OECMs，同时整合自然资源部的空间规划权与农业农村部的渔政事权，从而将区域内传统的季节性限捕升级为全时段、跨越深度梯度的三维立体管控与适应性行为管制。在资金与协同治理上，将珊瑚礁、红树林和海草床等纳入国家结构性碳库资产管理，并引入“生物完整性蓝碳”概念以核算其长期生态价值，最终实现海洋气候应对、生物多样性保护与沿海社区可持续发展的协同共赢。

目录

执行摘要……1
引言……5
一、面向《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》履约的生态保护红线多维度划定标准与 OECMs 治理体系……6
1.1 引言与背景……6
1.1.1 《昆蒙框架》及“30×30”目标提出背景与意义……6
1.1.2 生态保护红线在中国生物多样性治理体系中的作用……6
1.1.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约潜力分析的必要性……7
1.2 中国生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约潜力分析……7
1.2.1 中国生态保护红线科学内涵……7
1.2.2 生态保护红线与国际保护地及 OECMs 体系的一致性分析……7
1.2.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》多目标落实的潜力与支撑路径……8
1.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约监测指标体系构建……9
1.3.1 对标《昆蒙框架》监测指标的生态保护红线评估体系优势与不足分析……9
1.3.2 与《昆蒙框架》部分行动目标指标体系衔接的生态保护红线监测评估指标体系构建……10
1.4 服务于《昆蒙框架》的生态保护红线多维度划定指南与 OECMs 管控措施优化……10
1.4.1 面向《昆蒙框架》履约的生态保护红线划定原则与体系构成优化……10
1.4.2 基于生态保护红线的 OECMs 治理和管理体系研究……11
1.5 政策建议……12
二、多公约协同增效促进中国海洋多样性保护……13
2.1 引言……13
2.2 海洋保护空间识别标准衔接与协同治理路径研究……13
2.3 多公约框架下海洋重点保护类群协同治理机制研究……15
2.4 全球生物多样性框架目标与海洋治理的关联……17
三、典型海洋生态系统的保护及管理对策创新研究……20
3.1 引言：中国海洋保护体系的现状与错位……20
3.1.1 现有管理模式梳理：海洋保护地与季节性禁渔的实施现状……20
3.1.2 制度性差距诊断：管理标准与国际 OECMs 标准的落差……20
3.1.3 总结：海洋治理体系的底层矛盾与重构逻辑……21
3.2 管理创新：跨部门协同与时空协同治理……21
3.2.1 边界重塑：空间规划权与渔政事权的深度整合……22
3.2.2 管控升级：基于行为与渔具的适应性空间用途管制……22
3.2.3 机制创新：构建补偿闭环与绿色金融赋能……23
3.3 空间优化：构建气候韧性的海洋保护网络……23
3.3.1 构建海洋气候韧性保护地网络……24
3.3.2 “国家公园+OECMs”组合模式的实施路径……24
3.4. 通过“海景（Seascape）”方法衔接国家管辖区域与公海保护……24
3.4.1 近海海洋保护区概述……24
3.4.2 专属经济区–国家管辖范围以外区域（EEZ–ABNJ）的连通性：代表性、网络与海景方法……25
3.4.3 公海保护中的多部门治理经验……26

3.5 协同治理：气候与生物多样性联动及蓝碳评估 26
3.5.1 超越源汇：从微观碳通量争议到结构性碳库资产管理 27
3.5.2 协同指标创新：引入“生物完整性蓝碳”概念 27
3.5.3 协同治理的挑战与未来转型路径 28
3.6 政策建议 28
附录 29
参考文献 39

引言

世界正迈向 2030 年，这既是《昆蒙框架》的目标年，也是联合国可持续发展目标（SDGs）的目标年。目前，要判断有多少项目标能够实现、多少项将无法实现，仍为时过早。在《昆蒙框架》中，目标 3 备受关注，通常被称为“30×30”目标，旨在确保 30%的陆地、淡水和海洋区域得到保护地及其他保护区域的有效覆盖，同时对保护成效、生态代表性、人权和公平等方面提出了诸多要求。《国家管辖范围以外区域海洋生物多样性协定》（BBNJ）的批准推动了海洋区域保护的进展，首次为在公海建立真正意义上的保护地提供了机会。

本报告详细探讨了三个议题，它们均在不同程度上涉及《昆蒙框架》目标 3，以及中国对区域保护的贡献，既涵盖中国的国内保护政策，也涉及中国对世界其他国家的影响。报告在中国环境与发展国际合作委员会（国合会，CCICED）以往报告所提出议题的基础上展开。这些报告共同反映了围绕人类如何与自然界其他组成部分相处而逐步形成的共识。

第一部分探讨中国自身的区域保护规划与实施体系，即生态保护红线（ECR）制度，与自然保护联盟（IUCN）议定的全球标准之间的对应关系。一些生态保护红线区域符合保护地的完整标准，另一些符合相对较新的“其他有效区域保护措施”（OECMs）类别，还有少数属于生态廊道等更广泛的保护类别。当前亟须就 OECMs 制定明确的政策，并将保护地以外的众多生态保护红线区域纳入《昆蒙框架》目标 3 的整体框架。

各项多边环境协定（MEAs）的目标往往相互重叠，但通常由不同的政府部门和机构分别负责。如果各国政府孤立地推进这些协定的落实，就可能耗费大量时间和资金。国合会以往的报告已讨论过加强协同的必要性。今年的报告结合 BBNJ 协定，将重点放在海洋议题上，同时考虑《联合国海洋法公约》、区域渔业管理组织、区域海行动计划、国际海事组织、国际海底管理局等相关制度安排与机构。

最后，报告将生态保护红线、保护地、OECMs 以及一系列政策工具和协定综合应用于海洋生物多样性保护。报告呼吁制定一份全面的路线图，统筹多种保护机制、可持续管理方式和融资工具。报告还探讨了珊瑚礁在碳核算中的作用，重点考察其截留来自外海的有机碳的潜力。

全文贯穿着统筹整合这一主题。报告首先分析各种区域保护方式的共性与差异，随后呼吁加强各类海洋政策工具之间的协同，最后将这一思路应用于中国周边海域及国际水域。报告的核心信息是积极乐观的：海洋生物多样性面临的威胁与陆地生物多样性同样严峻，甚至可能更为严重；但我们已具备必要的工具、政策和政治决心，能够保护现存的生物多样性，并在很大程度上恢复已经丧失的部分。

一、面向《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》履约的生态保护红线多维度划定标准与 OECMs 治理体系

1.1 引言与背景

1.1.1 《昆蒙框架》及“30×30”目标提出背景与意义

近 50 年来，全球生物多样性显现出物种丧失、生境缩小等一系列问题，如受监测的野生动物种群的平均规模缩小了 73%，淡水物种种群数量较之前下降 85%[1]等，生物多样性问题的严重程度迅速提升，问题爆发的周期较之前大幅缩短[2]，可以说，全球生物多样性正在以人类从未想象过的速度丧失。全球生物多样性丧失的主要原因有气候变化、过度人类活动导致的生境质量下降[3]、环境污染[4]、入侵物种[5]等，究其根本还是在于无节制的人类干扰活动。为扭转全球生物多样性下降的局面，联合国《生物多样性公约》缔约方大会第十五次会议（CBD COP15）提出了保护角度更为全面、更具有雄心的《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》（以下简称《昆蒙框架》）。《昆蒙框架》中涉及生物多样性的议题包括：长期目标(A)保护和恢复以及行动目标 1-8 应对生物多样性面临的威胁[6]，长期目标(B)可持续利用生物多样性以及目标 9-13 实现生物多样性的可持续利用，长期目标(C)促进惠益共享和长期目标(D)资金保障及目标 14-23 生物多样性保护主流化。

本章研究重点关注目标 3（30×30 目标），“确保和促使到 2030 年至少 30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋区域，特别是对生物多样性和生态系统功能和服务特别重要的区域得到保护”，30×30 目标的提出旨在应对全球生物多样性丧失的严峻挑战，推动各国在生物多样性保护方面采取更为有效的措施。

1.1.2 生态保护红线在中国生物多样性治理体系中的作用

生态环境部于 2024 年发布《中国生物多样性保护战略与行动计划（2023—2030 年）》显示，我国将达到“就地保护体系持续优化，迁地保护进一步加强”的目标。就地保护是通过建立自然保护地等手段，对原生境和自然生态系统进行保护。当物种数量降至临界低水平或其原始栖息地遭受严重破坏时，保护地外的可持续利用措施与迁地保护相结合，可作为至关重要的补充性手段。

我国就地保护往往依赖自然保护地制度，自然保护地体系涵盖了 18%的陆域面积，包含 90%的陆地生态系统类型、74%的国家重点保护陆生野生动植物种类[7]。生态保护红线在自然保护地制度的基础上纳入了生物多样性保护、防风固沙、水源涵养等重要生态功能区以及生态敏感脆弱区，以更为宽广的面积、更为齐全的保护类型，直接保护了重点野生动植物的栖息地及生境。

生态保护红线区域覆盖了 92.86%的国家重点野生动物，80.60%的国家重点野生植物。生态保护红线内生态廊道数量比自然保护地内廊道数量增加 37.14%，形成更为密集的生态网络，为物种迁徙扩散提供丰富的空间。2021—2024 年期间，生态保护红线区域内平均植被覆盖度提高了 1.29%，净初级生产力提高了 2.22%。各省生态保护红线区域平均净初级生产力达到 0.16～1.16 kg C/m²，有效提升了水源涵养、水土保持，以及应对气候变化的生态韧性。因此，生态保护红线不仅实现保护区域面积的扩大，而且服务于《昆蒙框架》提出的更高层次“自然向好（Nature-positive）”愿景。

1.1.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约潜力分析的必要性

全球各国主要依靠两类手段实现《昆蒙框架》中的基于区域保护相关目标，一是自然保护地模式[8]，二是其他基于区域的有效保护措施（Other Effective Area-based Conservation Measures, OECMs）[9] 。然而，截至 2026 年 4 月，全球陆地和内陆水域保护地覆盖率面积仅为 17.33%，海域保护地覆盖率仅为 9.79%，距离 30%的保护地目标相差甚远。作为就地保护措施的重要补充，OECMs 在扩大生物多样性保护面积方面的潜力仍处于起步阶段[10]。《生物多样性公约》（CBD）近年来才正式提出 OECMs 的定义，并制定了其认定原则与标准。因此，认为 OECMs 是保护地体系有效补充的国家，目前正着手制定国家层面的政策框架，以落实全球相关指导意见。截至目前，全球范围内 OECMs 扩大保护面积占比仍不足 2%[11]。

在此背景下，探索兼具大尺度空间保护、生态系统整体性保护和多元主体协同治理特征的新型区域保护模式，已成为推动《昆蒙框架》履约的重要方向。中国生态保护红线模式通过划定生态空间边界，对具有重要生态功能、生态环境敏感脆弱以及生物多样性关键区域实施严格保护，形成了覆盖保护地、生态公益林、重要湿地以及其他生态空间的系统保护网络，在扩大生物多样性保护范围和提升生态系统完整性方面取得了显著成效。生态保护红线不仅具有保护地的严格保护属性，还包含大量未被正式认定为保护地、但长期实现有效保护和可持续管理的生态空间，与 OECMs“长期、有效、就地保护生物多样性”的核心理念高度契合，具备成为中国特色 OECMs 的重要潜力。然而，目前生态保护红线与 OECMs 之间的关系尚缺乏系统研究，其识别标准、分类体系、治理模式以及监测评估机制仍有待进一步明确。

部分生态保护红线区域的特征和管理目标也可能与《昆蒙框架》的其他基于区域的目标相一致（如目标 8 增强对气候变化的适应能力；目标 10 小规模、可持续的农业生产等）。因此，系统评估生态保护红线和潜在 OECMs 对支撑《昆蒙框架》履约及“自然向好”目标实现的潜力，构建与《昆蒙框架》相衔接的监测评估指标体系，在生态保护红线框架下建立符合国际规则、体现中国特色的 OECMs 治理体系，实现与保护地体系的协同互补，对于丰富全球区域保护模式、推动中国生态文明理念国际传播以及为各国特别是发展中国家提供可借鉴的政策工具和治理经验，具有重要的理论意义和现实价值。

1.2 中国生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约潜力分析

1.2.1 中国生态保护红线科学内涵

生态保护红线的本质是划边框、明底线、严格保护，实现与划定区域生态系统价值相一致的有序发展，即经科学评估识别，将全国最重要的自然资源分布地纳入保护范围，实施严格保护，有序发展，允许原住居民生活在红线内开展正常生产、生活活动，且国家和地方政府通过政策、金融等措施帮助原住居民发展生态旅游、林下种植、竹林经营等，提高当地居民收入。

1.2.2 生态保护红线与国际保护地及 OECMs 体系的一致性分析

已有研究表明，生态保护红线在保护目标、空间属性、治理机制和保护成效等方面，与国际保护地和 OECMs 体系具有较高一致性[12,13]。生态保护红线可视为由两部分构成，一部分是以国家公园、自然保护区和自然公园为主体的自然保

护地体系，主要通过明确的法律地位和严格的保护管理措施，对重要生态系统、珍稀濒危物种及其栖息地实施长期保护；另一部分则是具有潜在 OECMs 属性的区域，包括重要生态功能区、生态敏感脆弱区以及其他小众保护区域。重要生态功能区划定是按照生物多样性保护、水源涵养、土壤保持、防风固沙、洪水调蓄等重要生态功能进行识别的，直接或间接起到生物多样性保护的作用；同时，这些区域内有珍稀濒危野生物种、极小种群、冰川等多种维持生态健康及韧性的关键组成部分，对重要生态功能的直接保护间接影响着区域内的整体生态系统功能，通过生态功能管控、土地利用限制等措施，同样能够持续实现生物多样性保护和生态系统服务维持目标。因此，生态保护红线，通过划定明确的生态空间边界、实施严格用途管制和长期保护管理，实现了重要生态系统、关键生物多样性区域和生态敏感脆弱区的整体保护，其保护理念与《昆蒙框架》倡导的“生态系统整体保护”和“OECMs 长期有效保护生物多样性”的原则高度契合。生态保护红线具有明确的空间边界、稳定的管理制度和显著的保护成效，具备支撑《昆蒙框架》行动目标 1、行动目标 2 和行动目标 3 等区域保护目标实施的重要基础。

与国际保护地和 OECMs 体系相比，生态保护红线还形成了国家尺度统一划定、严格用途管制以及天空地一体化动态监测的制度和技术优势，为区域保护提供了新的实践路径。目前，全球 OECMs 建设仍处于起步阶段，许多国家正在探索符合本国国情的区域保护模式。生态保护红线作为中国首创模式，为完善我国就地保护体系和探索中国特色 OECMs 治理模式提供了实践基础，也为全球特别是发展中国家推进《昆蒙框架》履约提供了可借鉴的政策工具和治理经验。

1.2.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》多目标落实的潜力与支撑路径

《昆蒙框架》提出了 23 项全球行动目标，涵盖空间规划、生态修复、区域保护、可持续利用、气候变化应对以及生物多样性主流化等多个领域。生态保护红线通过生态空间管控、生态保护修复和动态监测评估，形成了覆盖空间规划、生态系统保护和治理能力建设的综合制度体系，与《昆蒙框架》多个目标具有显著协同效应。

针对行动目标 3，全国生态保护红线陆域面积达到 304 万平方公里，占国土面积 31%以上。除自然保护地外，生态保护红线中约 140 万平方千米面积具有以生物多样性保护为主要目标和次要目标特征，兼具明确空间边界、长期稳定管理和显著保护成效等特征，具备认定为潜在 OECMs 的重要基础，如图 1 所示。与自然保护地两者合计面积超过 295 万平方千米，可以有效支撑《昆蒙框架》30×30 目标落实。

在行动目标 1 和行动目标 2 方面，生态保护红线促进将生物多样性保护纳入领土空间规划和经济社会发展的整个过程（目标 1），统筹推进生态保护与修复，能够有效减少生物多样性丧失，促进退化生态系统恢复（目标 2）。此外，生态保护红线通过保护森林、湿地、草原等重要生态系统，提升生态系统碳汇能力和气候适应能力（行动目标 8 和行动目标 11）。同时，生态保护红线进一步促进生物多样性保护融入经济社会发展全过程，通过严格保护与合理利用相结合的制度设计，在保障原住居民和社区可持续利用自然资源权益的同时，推动农林牧渔等生产活动向生物多样性友好型模式转变，为可持续发展目标与生物多样性保护主流化提供了制度支撑（行动目标 10 和行动目标 14）。总体来看，生态保护红线为《昆蒙框架》多目标协同落实提供了具有中国特色的空间保护模式和实践路径，

具体潜力如附表 1 所示。

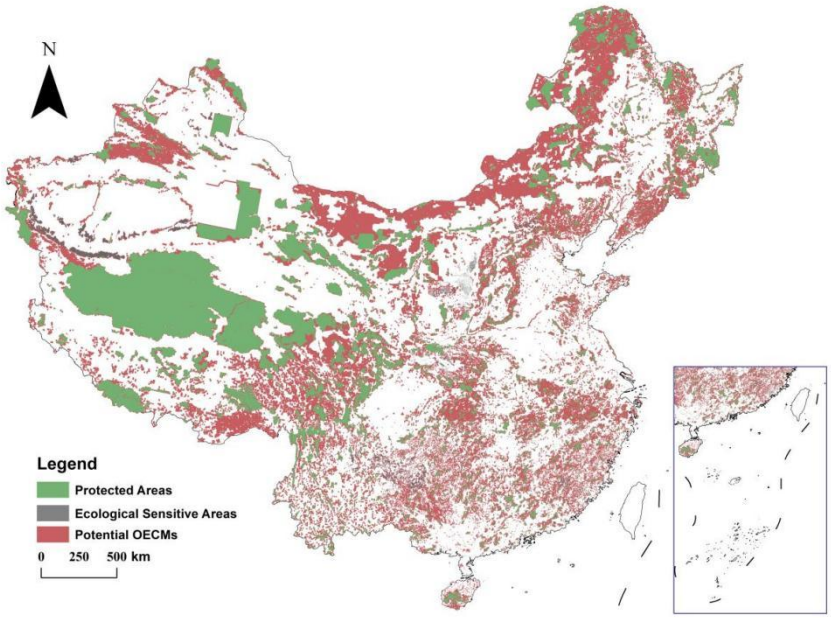


图 1 中国生态保护红线与 OECM 潜力区

1.3 生态保护红线支撑《昆蒙框架》履约监测指标体系构建

1.3.1 对标《昆蒙框架》监测指标的生态保护红线评估体系优势与不足分析

1.3.1.1 生态保护红线评估体系优势分析

《生态保护红线监管技术规范保护成效评估（试行）》（HJ1143-2020）指出，根据“面积不减少、性质不改变、功能不降低”和严格监管管理的要求，生态保护红线成效评估指标体系包含面积、性质、功能、管理 4 个方面指标。这一体系体现了中国生态空间刚性保护与全过程监管的制度特色，在空间管控、生态系统完整性维护和国家尺度生态安全保障方面具有显著优势。

生态保护红线依托长期遥感动态监测体系，已具备对红线区域内生态系统类型变化、面积变化以及人类活动干扰的国家尺度持续监测与评估能力。同时，生态保护红线成效评估体系突出生态安全与生态功能导向，不仅关注生物多样性保护，还强调水源涵养、水土保持、防风固沙、洪水调蓄、海岸带防护等关键生态系统服务功能，体现了“生态安全—生态功能—生物多样性”协同治理的中国特色。这种以生态系统整体性和系统性保护为核心的管理模式，与《昆蒙框架》强调的基于生态系统的保护与治理理念高度一致，也为全球实现 30×30 目标和推动基于自然的解决方案（NbS）提供了重要实践基础。此外，生态保护红线已纳入国土空间规划、生态环境监管和生态保护督察体系，形成了较强的制度约束力和监管执行力，在全球范围内具有较为突出的制度优势。

1.3.1.2 生态保护红线评估指标体系不足分析

从《昆蒙框架》全球监测框架要求来看，现有生态保护红线评估体系仍存在一定不足。首先，评估体系对表征区域内生境质量指标如生境连通性和生境完整性以及由于气候变化等因素引起的退化土地面积等相关全球指标仍存在不完善；同时，现有体系强调“是否被保护”和“是否严格监管”，对于公平治理、多利

益相关方参与以及地方社区、公众参与及性别公平等内容关注不足，与《昆蒙框架》关于治理公平性和社会协同治理的要求仍存在差距；最后，生态保护红线成效评估未界定生态保护红线与 OECMs 的区别与联系，未考虑 OECMs 的认定与有效性。

中国生态保护红线未来仍需进一步加强与全球监测指标体系的衔接。针对行动目标 1-3、行动目标 8 和行动目标 10，重点完善生态系统退化与完整性评估、气候变化对生物多样性的影响、可持续发展进展以及公平治理与多方参与等内容，推动生态保护红线评估体系从“生态空间监管体系”向“全球生物多样性履约监测与治理体系”拓展，进一步提升中国生态保护红线在全球生物多样性治理中的引领作用。

1.3.2 与《昆蒙框架》部分行动目标指标体系衔接的生态保护红线监测评估指标体系构建

针对以上存在的不足，有必要构建与《昆蒙框架》监测框架相衔接的生态保护红线成效评估指标体系。

首先，在中国应建立生态保护红线成效评估指标与《昆蒙框架》全球监测指标之间的映射关系——不仅涵盖行动目标 3 涉及的指标，还应该包括其他相关具体目标所涉及的指标，系统梳理生态保护红线现有指标与全球指标之间的对应关系，识别关键缺口指标，形成国家尺度与全球尺度相统一的监测指标框架，提高中国生态保护红线履约评估的国际可比性；

其次，强化生态系统完整性、生态连通性与气候韧性监测评估，包括各部门如何在各自政策制定和实践中关注生物多样性。围绕《昆蒙框架》的要求，进一步完善生境完整性、景观破碎化、生态连通性、生态系统复原力指数、可持续面积和资源型生产等指标体系，推动监测评估从“面积保护”向“质量保护”和“功能恢复”转变；

第三，加强生态保护红线与 OECM 体系的衔接，完善治理有效性与社会参与相关指标。结合《昆蒙框架》关于公平治理、性别公平、多利益相关方参与以及原住民和地方社区（IP&LCs）参与的要求，将社区参与程度、生态补偿实施效果、生态收益共享机制、地方治理能力以及公众参与等内容纳入评估体系，加强政府与多方利益相关者共同管理，推动形成治理评估框架。拟构建的具体监测指标体系如附表 3 如下。

1.4 服务于《昆蒙框架》的生态保护红线多维度划定指南与 OECMs 管控措施优化

1.4.1 面向《昆蒙框架》履约的生态保护红线划定原则与体系构成优化

原生态保护红线以自然保护地、重要生态功能区和敏感脆弱区为核心保护对象。其划定原则聚焦于重要生态及资源保护维度，对珍稀濒危物种、典型生态系统类型及重要生态功能形成了较为完整的保护网络，可通过增加物种、遗传、系统发育多样性等评价指标，识别生物多样性丰富区和热点区，扩大保护范围，提高生物多样性保护成效。此外，鉴于《昆蒙框架》所强调的更广泛社会与社区层面要素在原生态保护红线划定过程中未完全体现，中国自然保护地通常由政府机构负责治理和管理，因此更新后的生态保护红线框架应将 OECMs 纳入考量，以此弥补地方社区、企业及其他非政府主体等公众参与方面的不足。新框架下，生

态保护红线的大致框架拓展为“自然保护地+OECMs”，还有小部分不属于以上两种类型。基于此，主要包括以下维度：

生物多样性保护红线：主要包括国家重点保护野生物种生境及其栖息地、主要物种迁徙途中关键节点、生物多样性保护优先区、典型生态系统、遗传/系统发育多样性热点区等；

生态系统功能红线：鉴于存在相关的生物多样性价值，综合考虑用于防风固沙、水源涵养、水土保持、洪水调蓄、固碳区及自然灾害减灾等区域；

社会效益与人类福祉：具有高保护价值的人文景观、当地/传统社区、兼具生态保护和可持续生态旅游发展（兼具生物多样性价值）开发价值的区域。

1.4.2 基于生态保护红线的 OECMs 治理和管理体系研究

尽管中国生态保护红线面积超过陆域面积 30%（包括 18%的保护地和 13%潜在 OECMs），但是海洋生态保护红线面积仍远低于 30%目标，此外，针对红线内保护地外及红线外 OECMs 潜力区如何被正式列为 OECMs，以及 OECMs 国家治理体系仍旧不完善。

1.4.2.1 OECMs 认定原则

根据《生物多样性公约》第 14 次缔约方大会通过的 OECMs 定义及认定标准，结合我国生态保护红线制度特点，红线内潜在 OECMs 认定应遵循以下原则：

1、**生物多样性保护成效原则：**认定区域应长期维持重要物种、生境或生态系统完整性，并能够产生持续、可量化的生物多样性保护成效；

2、**保护地互补原则：**优先识别生态保护红线内自然保护地之外的重要生态空间，避免与现有保护地重复统计，发挥补充区域保护体系作用。

3、**生态完整性原则：**认定区域应具有较高生态系统完整性和连通性，能够维持关键生态过程和生态系统服务功能；

4、**长期稳定管理原则：**认定区域应具备明确边界和长期稳定管理机制，能够保障保护目标持续实现；

5、分类施策原则：结合不同生态系统类型、治理主体和管理目标，分类开展 OECMs 认定与管理。

1.4.2.2 OECMs 认定流程与治理体系

在上述认定原则的基础上，本节提出了在生态保护红线范围内外开展 OECMs 认定的基本流程。该流程包括潜在区域识别、申请提交、技术审查、认定批准、向全球数据库上报、日常与适应性管理、以及长期成效监测评估等阶段。

首先，开展生态保护红线内外 OECMs 潜力与空间识别的全国性评估，其次，由符合条件的个人或组织，包括企业、当地社区或社区管理机构、社会组织、环境保护组织以及科研机构等，基于全国性评估，对自然保护地外具有潜力符合全球 OECMs 认定标准的区域进行初步筛选。随后，依据世界自然保护联盟（IUCN）OECM 评估工具对候选区域开展系统评估。对于满足各项认定标准且获得相关利益相关方知情同意的区域，由申请主体编制 OECMs 申报材料，并启动正式申报程序；

在申报材料提交后，由独立专家组成的评审委员会依据统一的 OECMs 认定标准开展技术审核，核实候选区域是否满足 OECMs 基本要求。通过技术审核的区域纳入 OECMs 候选名录，并提交生态环境部、自然资源部、国家海洋局等相关主管部门进行审查，并最终认定与批准。经批准后，由生态环境部统一备案，并明确管理主体以及 OECMs 类型。

在管理阶段，OECMs 的日常运行、管理优化和公众参与等工作主要由申报主体负责实施，生态环境部负责统一监督指导，并建立动态管理机制。根据 OECMs 类型，各相关主管部门定期开展长期保护成效监测与评估，重点评估生物多样性保护效果、生态系统完整性以及治理有效性等内容。评估应具有建设性，即识别存在的问题并提出改进建议，若采取改进措施后相关要求仍未得到满足，则将依据评估结果决定其是否继续保留在国家 OECMs 名录中，实现“OECMs 认定—管理—监测—评估—动态调整”的全过程闭环管理。

1.5 政策建议

（1）对标《昆蒙框架》履约指标，特别是行动目标 1-3、行动目标 8、行动目标 10、行动目标 14、行动目标 22-23 及其对应监测指标要求，优化陆地和海洋生态保护红线划定和评估指标体系。

一是通过增加物种、遗传、系统发育多样性等评价指标，识别生物多样性丰富区和热点区，扩大保护范围，提高生物多样性保护成效，使生态红线能够支持中国国家生物多样性战略与行动，包括《昆蒙框架》中的空间规划、物种保护、气候适应和可持续利用等目标，并能够帮助其他国家开展相同行动。**二是**进一步探索包括公平治理、包容性参与和社会效益等方面指标。监测工作可能需要进行分类统计和差异化分析，以了解不同群体如何体验生态保护带来的影响，以及他们从生态保护中获得的收益。**三是**建议构建面向国际推广生态红线体系的政策、规划、资金和能力建设政策支持体系，为全球履约贡献中国方案和中国领导力。

（2）加快制定并发布国家层面的 OECMs 政策框架，支持全社会广泛参与的多样化的 OECMs 建立及保护。

一是帮助识别中国生态红线内非保护地的 140 万平方千米区域能够通过有效的治理和管理成为 OECMs。**二是**在生态保护红线（包括海洋）之外，仍有大量符合 OECMs 的区域，为此，建议基于 CBD 和 IUCN-WCPA 相关指南，在国家层面尽快出台包括陆地/淡水和海洋 OECMs 的认定与管理标准。**三是**建立统一的包括红线内和红线外的 OECMs 识别、认证、管理与监测框架，形成多元化的 OECMs 治理体系，并推动其落地实施，促进包容性的就地保护和可持续发展，使 OECMs 与自然保护地、生态保护红线形成覆盖陆地、淡水、海岸带海洋全域的系统性保护体系，加速实现人与自然和谐共生的国家愿景。

二、多公约协同增效促进中国海洋多样性保护

2.1 引言

随着 BBNJ 协定的生效，国际社会进入了海洋治理的新阶段。BBNJ 协定与一系列国际文书及机制并行，包括：《生物多样性公约》（CBD）、《濒危野生动植物种国际贸易公约》（CITES）、《保护野生动物迁徙物种公约》（CMS）、国际海事组织（IMO）、各区域渔业管理组织（RFMOs）、区域海洋组织（RSOs）以及国际海底管理局（ISA），其在授权范围、地理覆盖与运作要求上的重叠及（或）互补性日益增加。法律框架的不断增多，既反映了应对全球海洋生物多样性危机涉及范围与复杂性，也带来了执行碎片化、重复投入以及效率丧失的风险。对多边环境协定、海洋治理文书及机构进行协调实施，对于降低行政成本、统一保护标准、确保政策承诺转化为可量化成效至为关键。BBNJ 协定明确以合作为重点，为提升协调一致性提供了契机。

在不断演进的治理格局中，中国占据着独特的战略位置。作为《生物多样性公约》第十五次缔约方大会的主席国，推动通过了具有里程碑意义的《昆蒙框架》，同时也是 BBNJ 协定的首批签署国，中国在推动生物多样性多边合作方面已展现出领导力。中国还是若干其他影响海洋治理与全球生物多样性政策的国际文书的关键成员，这些国际文书共同促进了海洋健康的责任共担，而中国在这些治理机制中扮演了重要角色。数十年来中国在陆域与海岸带保护区管理方面积累了丰富的保护专业知识，对于国际治理机制的参与，也为中国将丰富保护专业知识融入全球海洋治理机制设计与实施提供了机遇，并推动各项国际文书之间的协同，以应对全球生物多样性危机。

上述整合的紧迫性，在国家与全球层面持续存在的海洋保护缺口方面都尤为凸显。目前，中国仅有约 4.8%的海域获得正式保护[14]；在全球范围内，约 10%的海域被划定为海洋保护区[15]，但有评估显示其中仅约 3%得到了有效管理[16]。在《昆蒙框架》目标 3 提出“到 2030 年至少保护并有效管理 30%的陆地、内陆水域以及海岸带与海洋区域”的背景下，弥合这一缺口已成为国际环境政策中最紧迫的任务之一，以确保全球海洋保持健康与生产力，并惠及子孙后代。要实现目标 3（30×30 目标），需要在国家管辖范围内外同步开展协调行动，而对国家管辖范围以外区域，BBNJ 协定提供了新的法律工具，虽然其治理能力尚处于起步阶段。本章研究如何借助多边环境协定与海洋治理文书、机构之间的协同效应，加快海洋生物多样性保护进程，并特别关注中国在推动全球协调行动方面的作用，共分为三部分。第一，分析多公约框架下海洋空间保护及其相关机制的衔接情况，包括 CBD 下具有重要生态或生物学意义的海洋区域（EBSAs）与 BBNJ 协定下区域管理工具（ABMTs）之间的对应关系，以及其他海洋治理文书和机构的相关空间机制。其次，评估了以物种为重点的多边环境协定与 BBNJ 协定之间的协同路径，识别海洋物种可持续利用方面的治理空白和重叠。第三，探讨了《昆蒙框架》各项目标与 BBNJ 协定实施之间的关联，在统一连贯的全球框架下考虑中国对海洋治理机构的参与。

2.2 海洋保护空间识别标准衔接与协同治理路径研究

BBNJ 协定为国家管辖范围以外海洋生物多样性的养护与可持续利用搭建了法律框架，其区域管理工具条款旨在支撑综合性空间保护，但落地实施高度依赖现有科学数据，以及全球、区域和行业主管机构间的协作配合。BBNJ 协定生效

后，为建立包括海洋保护区在内的区域管理工具（ABMTs）奠定了全新法律基础。与此同时，考虑到他们不同的目标，其他国际机制下已经形成了多类具有空间管理功能或空间关联性的工具，包括 CBD 框架下描述的重要生态或生物意义的海洋区域（EBSAs）、IMO 框架下的特别敏感海域（PSSAs）、RFMOs 框架下的脆弱海洋生态系统（VMEs），以及 ISA 的区域环境管理计划中的特别环境利益区（APEIs）以及相关区域安排下在国家管辖范围以外区域现有的区域海洋保护区或类似的空间措施。

EBSAs 为识别具有较高生态或生物学意义的海洋区域提供了全面的科学依据，但其本身并不设定管理措施，也不产生直接法律义务[17]。PSSAs 主要用于应对航运活动带来的环境风险，VMEs 重点关注捕捞活动对深海脆弱生态系统的影响，ISA 相关空间工具则主要服务于国际海底区域资源开发活动的环境风险防控，海洋保护区根据区域海洋公约设立，以保护生物多样性为目标。这些机制在法律授权、地理适用范围、决策程序、管理目标和管控活动类型上存在显著差异。多元机制为海洋空间治理提供了基础，但当同一海域同时受到不同制度逻辑影响时，也容易产生治理碎片化和协调不足的问题。

EBSAs 依据七项标准划定：独特性或稀有性、对物种生活史关键阶段的特殊重要性、对珍稀濒危及衰退物种与栖息地的保护价值、脆弱性/易损性或恢复力弱、生物生产力、生物多样性、自然原生性。上述标准仍是判定生态价值海域的重要依据，但 EBSAs 的划定逻辑与 ABMTs 的设立逻辑并不等同。EBSAs 仅阐释某一海域具备生态与生物重要性的原因；而 ABMT 提案要求更为全面，必须明确保护目标、环境压力与威胁源、管控措施、落地安排、监测要求，以及与现有规制工具和主管机构的衔接关系。因此，不能将 EBSAs 直接等同于 ABMTs，其更合理和有价值的定位是为 BBNJ 框架下 ABMT 及海洋保护区提案的范围划定、编制筹备与评审审议，提供具备科学可信度的基础依据。这体现了 EBSA 标准与 BBNJ 协定下 ABMT 指示性标准之间的潜在互补性，但并不意味着从 EBSA 识别到 ABMT 指定会自动转化。

虽然 EBSAs 可以为 ABMT 提案提供科学依据，但需要强调的是，它们很可能需要补充更多信息，因为科学在不断进步，数据收集和对相关区域的认识也在不断深化。在科学层面，现有 EBSAs 是迄今为止通过数百名专家的贡献，在公海识别具有重要生态和生物学意义的海洋区域方面最为全面的努力，是目前可用的最佳证据，但数据仍存在一些挑战，包括数据覆盖不均、区域与分类群偏差、识别方法不完全统一、气候变化背景下动态更新不足、以及大尺度 边界与精细化管理不匹配等问题。部分 EBSAs 面积较大，内部生态异质性较强，难以直接转化为单一管理单元。在制度层面，EBSAs 是 CBD 框架下不具直接法律约束力的科学描述，而 BBNJ 协定下的 ABMTs 需要经过正式提案、科学和技术审查、缔约方大会决策以及后续实施和报告程序。因此，实践中的关键问题并不是赋予 EBSAs 直接法律效力，而是如何将 EBSAs 信息作为被认可、可使用的科学证据纳入 BBNJ 协定相关程序，同时不预判政府间决策的结果。

通过与其他海洋空间管理机制对比分析进一步表明，各类机制协同衔接需兼顾生态判定标准与机构法定职能。VMEs、PSSAs 及 ISA 空间工具均针对特定行业与人类活动：VMEs 聚焦底拖捕捞管控与深海脆弱生态保护，PSSAs 重在降低国际航运环境风险，ISA 空间管控措施服务于深海海底矿产开发的环境治理。上述工具在空间范围上可能与 EBSAs 及 ABMTs 重叠，但保护目标与管理范畴未

必一致。这意味着 BBNJ 协定落地实施无法简单吸纳或替代现有机制，而应依托制度互补性推进协同：对已有且行之有效的工具继续沿用，识别生物多样性保护目标尚未覆盖的治理空白，或就可调整或引入的措施提出建议，推动同一海域多家主管机构的协调联动。

依托 EBSAs 支撑 ABMT 体系建设的三条初步路径：

（1）科学参考路径：对于资料完备的 EBSAs，其信息可作为进一步评估可能的 ABMTs（包括海洋保护区）的重要科学参考。该路径最适用于具有明确生态价值、坚实科学证据和有利政策背景的区域。

（2）科学输入与精细化路径：对于数据有限的 EBSAs，其识别可作为初步筛选层而非固定边界。可利用遥感、物种分布模型、深海调查、压力绘图和人类活动数据，来精细化养护目标、可能的管理方案和潜在的 ABMT 边界。该路径在短期内具有广泛适用性，因为它既避免过度依赖 EBSA 现状，又保留了其科学价值。

（3）动态适应性路径：对于移动性、季节性或有气候敏感性的生态特征，可将 EBSA 信息与 AIS 数据、卫星观测和近实时生态指标相结合，以支持适应性管理办法或 ABMTs。该路径要求更强的监测能力和制度灵活性，但能更好地应对具有时空动态性的生态过程。

海洋空间管理框架的协同衔接，本质是在现有各治理体系间搭建功能性联动纽带。EBSAs 具备重要科学基础价值，但需进行动态更新与数据补充，才能支撑 ABMT 实际落地；国际海事组织、区域渔业管理组织、国际海底管理局的行业专属管控工具积累了成熟管理经验，但需对接全域生物多样性保护目标。BBNJ 协定提供了制度协同的平台空间，其实施成效取决于科学数据、行业职能与政治决策的有机融合。未来应推动跨机制综合空间评估、生态判定标准系统比对，打通 BBNJ 缔约方大会及其科学技术机构、CBD 秘书处、国际海事组织、区域渔业管理组织、国际海底管理局及相关区域组织间的信息互通；推行标准化空间数据格式与可互通数据库，将协调治理从理念构想落地为实操机制。还应加强与那些管辖范围涵盖国家管辖范围以外区域（ABNJ）的区域海公约以及以物种为主的多边环境协定之间的协调，这些协定所列的物种为部分已描述的 EBSAs 提供了信息。

我国在深海科考、海洋生物多样性监测，以及参与 CBD 和 BBNJ 进程中积累了丰富经验，可依托自身能力，与相关国家、组织和科学网络合作，支撑 EBSAs 信息更新和更广泛的空间数据改进。同时，我国还可积极参与 BBNJ 科学技术机构规则与程序研讨，特别是在 ABMT 提案制定及技术审评中应如何参考 EBSAs 信息与其他空间数据集，而不预判具体指定。此外，可加强与发展中国家在生物多样性数据整合、EBSAs 识别、海洋空间分析、ABMT 提案编制等领域的能力建设合作。此类参与既能贡献我国科研资源，也能推动 BBNJ 协定包容均衡实施。

2.3 多公约框架下海洋重点保护类群协同治理机制研究

海洋生物多样性保护一直受到众多国际公约及组织的关注，包括着眼于整体生物多样性的保护与可持续利用的 CBD、聚焦迁徙物种保护的 CMS、管控物种国际贸易的 CITES、侧重湿地生态系统与重要栖息地的保护，为各类野生动植物提供生存空间保障的《关于特别是作为水禽栖息地的国际重要湿地公约》

（Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat, Ramsar），负责鲸类保护管理的《国际捕鲸管制公约》（International Convention for the Regulation of Whaling），针对海龟保护的《美洲保护和养护海龟公约》（the Inter American Convention for the Conservation and Protection of Sea Turtles, IAC），《联合国气候变化框架公约》，以及刚刚生效的 BBNJ。

CBD 通过专门的阻止物种灭绝、野生生物可持续利用的议题，以及遗传资源惠益分享机制，关注海洋生物保护和可持续利用；CMS 综合考虑气候变化、光污染、水下噪声、非法猎杀和渔业兼捕等迁徙物种面临的多种威胁，通过搭建全球协作平台、推动国际协作、支持科学研究、制定保护协定与行动方案等，依托迁徙物种分布国的跨境协作，为迁徙物种、栖息地及迁徙路线提供全周期保护；CITES 通过濒危物种进出口许可证制度，对海洋生物资源的国际贸易进行管控，特别是从海上引进（Introduction from the Sea, IFS）制度，对从国家管辖范围以外的公海海域捕获的 CITES 附录物种的引入进行严格管控；ICRW 设立了国际捕鲸委员会（International Whaling Commission, IWC），关注历史上商业捕鲸所针对的约 15 种中大型鲸豚，通过商业捕鲸禁令等达到保护的目的；IAC 在现有最佳数据基础上，并考虑到缔约方的环境、社会经济和文化特征，促进海龟种群及其依赖栖息地的保护、养护和恢复。除此之外，RFMOs 负责公海渔业治理，针对跨界、高度洄游及公海鱼类种群，制定具有法律约束力的养护与管理措施，通过设定捕捞配额、限制渔具类型、作业区域和作业时间等，减少捕捞对生态的影响，实现渔业资源可持续利用。

上述所有文书都与 BBNJ 协定的协调合作机制相关。但在后续分析中，我们选取了 CITES 和 CMS，考虑到这两项公约涵盖的分类范围更广、缔约方数量更多，且均采用附录式列名方法，即通过将相关物种列入其附录并据此加以管理来实现养护目标。但两个公约关注的对象和目标不同，附录覆盖类群存在差异。CITES 通过附录分级管控和许可证制度来控制物种的国际贸易。依据灭绝和贸易风险，将物种分列三个附录：附录I为濒临灭绝的物种，仅可在特殊情形下（科研交换、繁殖研究等）才允许其贸易；附录II为虽未濒临灭绝，但贸易必须受到控制以避免对其生存不利的物种；附录III为至少有一个缔约方提出要求其他缔约方予以协助控制贸易的物种。CMS 基于物种濒危程度和国际合作需求将公约适用的迁徙物种列入两个附录，两个附录所对应的义务存在显著区别，附录I为濒临灭绝的迁徙物种，缔约方承担严格保护义务；附录II为保护状况不佳需要国际协议进行保护、管理和可持续利用或保护状况将从国际合作中显著受益的迁徙物种，通过缔结全球性/区域性专项协定（具法律约束力的《协定》或非约束性的《谅解备忘录》）而实现合作和保护。

截至 2026 年 3 月 23 日，参照共同收录 CITES 和 CMS 附录物种的数据库（https://www.speciesplus.net/），共有 41,120 种动植物被列入 CITES 附录，其中附录I物种 1,175 种，附录II物种 39,407 种，附录III物种 538 种，动物 6,689 种，植物 34,431 种，附录II物种占比超过 95%，植物占比超过 83%；CMS 共将 1,205 种或亚种动物列入附录，附录II物种占比超过 84%，鸟类占比超过 80%。CMS 仅关注哺乳类、鸟类、爬行类、鱼类和昆虫，昆虫仅收录一种，而 CITES 还关注两栖类、珊瑚和其他无脊椎动物。CITES 附录所列的六千多种动物中，有两千多种海洋动物。近十多年来，越来越多的海洋物种，特别是在公海广泛分布的鲨

鱼等物种，被逐步纳入附录管控范围。CMS 也将约两百种海洋物种列入附录，包括鲸豚、海龟、鲨鱼和海鸟等。

共有 369 个物种/亚种同时列入两个公约的附录。同时列入 CITES 和 CMS 附录的物种/亚种集中在鸟类、哺乳类、鱼类和爬行类，分属 28 个目，隼形目和鲸目物种占比超过一半，另外鲟形目、偶蹄目、鹤形目、食肉目、雀形目和鹳形目物种占比超过 25%，反映出两个公约对高度迁徙且具有跨境贸易风险物种的协同保护共识；CMS 所列的爬行动物全部是龟鳖目物种，且全部列入 CITES 附录；CMS 和 CITES 还共同关注欧洲鳗鲡（*Anguilla anguilla*）和部分广泛分布的鲨鱼物种。

多个国际公约和组织构成了互补性框架，弥补各自固有的治理短板。CITES 依托许可制度与非致危性判定等，实现国际贸易的精准管控，但无法应对该物种面临的栖息地破坏与国内贸易问题；CITES 对于公海物种监管难点突出体现为：物种跨界流动性强、船籍复杂、捕捞地点和可追溯性难以核实、跨界兼捕和误报普遍存在，各国 IFS 执行标准不统一，与 RFMOs 的数据共享不畅，叠加小型渔船、未报告捕捞及跨境转运分销隐蔽性高，极易出现规避许可、虚假申报和监管漏洞。CMS 可覆盖生境退化、迁徙阻断等多元威胁，但附录收录不会自动触发强制性保护条款，在缺乏补充协定的情况下不设定具体履约义务，其保护成效完全依赖各国差异化的参与度与落地水平。CBD 作为“伞状”生物多样性保护机构，设有物种保护目标，但在公海措施方面存在局限。除养护外，它还关注惠益分享和可持续利用，但侧重框架和全球目标，实施依赖于缔约方的承诺和资源。RFMOs 负责各自公约区域内鱼类种群的养护、管理和可持续利用。RFMOs 往往优先考虑资源利用而非生态系统层面的保护，其工作核心集中于目标物种配额和捕捞控制，对非目标物种、脆弱海洋生态系统（VMEs）、深海栖息地和海洋遗传资源的覆盖有限，仅覆盖约 5%的公海渔业。数据差异导致对非目标物种或捕捞较少的物种（濒危物种、高度洄游物种和底栖物种）产生负面养护影响。RFMOs 在区域上呈现碎片化，标准不一致，实施能力和记录参差不齐。

由于BBNJ刚生效并将很快开始实施，因此该协定有可能催化或促进CITES、CMS、CBD、IWC、IAC、RFMOs 和 BBNJ 在海洋生物多样性养护方面的合作，具体措施包括：鼓励某一公约优先关注的物种被纳入其他公约的决策和工作计划，使养护措施在物种层面相互加强和互补；制定联合工作计划，明确各公约在共同目标上的合作时间表和职责分工，避免重复和政策冲突；通过相互观察员安排、联合研讨会或合作科学评估，促进技术和科学机构专家的交叉参与，以推动信息共享和方法协调；解决分类学不一致问题，尽可能使附录物种名称保持一致。中国应推动各公约在种群、威胁、贸易、捕捞和栖息地数据等方面的互操作性，以支持知情决策。国际和国家层面的合作机制应拓宽资金来源，提供超越单一物种解决方案的全面生物多样性保护。

2.4 全球生物多样性框架目标与海洋治理的关联

《昆蒙框架》为遏制涵盖海洋在内的所有生态系统领域的生物多样性丧失提供了总体性全球政策框架。虽然并非所有《昆蒙框架》目标都明确提及海洋生态系统，但根据 CBD 适用范围以及目标体系跨领域的整体设计，该框架同样适用于海洋与海岸生物多样性。各项目标通过空间规划与基于区域的保护（目标 1 与目标 3）、野生物种与渔业的可持续利用（目标 5、9 与 10）、污染减排（目

标 7）、气候变化与海洋酸化（目标 8）、生态系统恢复与基于自然的解决方案（目标 2 与目标 11），以及在各部门和决策过程中主流化生物多样性（目标 14 与目标 15）等条款，共同应对海洋生物多样性丧失的主要驱动因素。

在这一更大的框架下，BBNJ 协定通过提供具有法律约束力的准则在公海落实《昆蒙框架》目标，与《昆蒙框架》形成互补。《昆蒙框架》设定共同的总体与具体目标，而 BBNJ 协定则建立起具体机制，包括基于区域的管理工具、环境影响评估、能力建设与技术转让、惠益分享（针对海洋遗传资源），直接支持《昆蒙框架》目标在国家管辖范围以外区域的实现。如此，BBNJ 协定在历来受部门分割与治理空白制约的公海，成为将《昆蒙框架》愿景转化为行动的关键实施路径。

在此背景下，中国在生物多样性保护、渔业管理、海运及海底活动等国际框架中的成员身份，使其能够建设性地推动不同机制之间更紧密的对接。中国所参与的机制包括但不限于：《联合国海洋法公约》（UNCLOS）、多个区域渔业管理组织（包括金枪鱼类与非金枪鱼类机构）、南极海洋生物资源养护委员会（CCAMLR，负责海洋生物保护与渔业监管）、国际海事组织（IMO）以及国际海底管理局（ISA）以及区域海洋行动计划（如西北太平洋行动计划——NOWPAP）。促进协定间的协同对应对海洋生物多样性累积压力尤为重要，包括过度捕捞、污染、气候变化以及新兴海底活动等，推进更加综合性的执行能够减少碎片化、强化基于生态系统的管理，并为基于科学的保护与可持续利用海洋提供支撑。

考虑到中国深度参与多个海洋相关机制与机构，其在不重复或取代现有授权的前提下，能够独特地支持现有海洋治理机构与《昆蒙框架》目标之间的对接。具体而言，这种贡献并非主要体现在创设新机构，而更多体现在各机构间保持一贯的政策立场，同时推动与海洋生物多样性保护相关进程间在目标、标准和行动上的一致性。

这一角色可在国内和国际层面体现。国内层面，通过将《昆蒙框架》目标融入国家海洋政策与实施框架，中国可在海洋保护、渔业管理、海洋空间规划与近海开发等领域加强国内政策的一致性，形成可复制可推广的经验，并国际上进行经验和技术方法分享，为科学、有效且与《昆蒙框架》实施相适应的海洋治理体系提供支撑。

在国际层面，中国可以通过已经参与的机制和生物多样性机构，支持更加协同的海洋治理，能够通过协调立场、信息共享以及在决策过程中相互对照生物多样性目标，强化政策一致性。一条切实可行的路径是，通过在各部门具体讨论与决策中系统性地体现《昆蒙框架》目标，特别是目标 3，来推动渔业、航运、海底活动以及生物多样性论坛等方面的立场更加一致。通过支持与基于区域的保护目标相兼容的措施，包括加快海洋保护区网络建设、采用海景方法、连接国家管辖水域和国际水域，并鼓励生物多样性相关进程与部门进程之间的信息交流，中国可在不创设新机构的前提下减少政策的不一致。中国还可通过议程设置与召集会议发挥协调作用，尤其是在多边和南南合作场合，并且也有可能填补科学网络（如 IPCC 和 IPBES）中的某些空白领域。

上述国际努力还可通过 BBNJ 协定的实施进一步加以强化。中国可通过积极运用 BBNJ 协定下的合作条款、支持国际水域中的跨部门试点项目，使协调工作

落到实处；通过对话平台、试点项目与合作机制分享政策经验、参与技术对话、推动科学数据共享并汇总经验教训，中国可建设性地为协调一致的实施、国际经验互鉴、信任建立作出贡献。通过召集角色、技术合作以及“边做边学”的方式，中国可作为一个赋能型参与方，在尊重现有权责的同时强化各海洋治理体系之间的对接，以推动建立第一代公海海洋保护区。

这一系统思维也体现在国家生物多样性规划中。如对最新的中国《国家生物多样性战略与行动计划》（NBSAP）评估显示，其通过设置与国情相适应的阶段性目标和指导原则，与《昆蒙框架》在战略层面实现了对接。在海洋保护方面，更新后的 NBSAP（2023—2030）通过将海洋与海岸带生物多样性纳入更为广泛的生物多样性、可持续性与发展目标，体现出《昆蒙框架》所倡导的全面性与跨生态系统适用。同时，NBSAP 并未将海洋视为独立部分，而是通过空间规划、生态恢复、可持续渔业与水产养殖、污染防控以及部门间生物多样性主流化等综合性目标，以回应栖息地丧失、污染、气候变化影响和不可持续利用等海洋生物多样性丧失的关键驱动因素，从而与《昆蒙框架》的生态系统方法相一致。

通过这种协同，中国的 NBSAP 在《昆蒙框架》框架下的全球生物多样性承诺与国际海洋治理行动（包括 BBNJ 协定下的相关行动）之间架起了一座国内政策桥梁。通过将与《昆蒙框架》一致的目标应用于国家规划与实施框架，中国可在其国家管辖范围内的行动与其参与影响国家管辖范围以外区域的国际进程之间，强化一致性。这种方法支持“边做边学”，促进国际合作与报告一致性，并有助于在陆地与海洋之间更加综合地、以科学为基础地推进全球生物多样性目标的实施。

三、典型海洋生态系统的保护及管理对策创新研究

3.1 引言：中国海洋保护体系的现状与错位

《昆蒙框架》提出的“30×30”目标，倡导以综合性方法保护海洋生物多样性，互补应用各类基于区域的保护工具。这些工具包括空间规划、海洋保护区（MPAs），以及 OECMs 等。海洋保护的有效性还需要考虑陆海交互界面，特别是红树林和珊瑚礁所在的海岸带区域，纳入流域-海岸带-海洋的连续性视角。

对中国而言，对接全球框架需要采取科学审慎的双轨战略：持续扩大保护面积与提升管理效能同等重要。当前，中国海洋空间保护工具以海洋保护区和生态保护红线为主，辅以部门主导的季节性休渔制度，共同构成了严格的时空管控基础。然而，面对海洋资源高强度开发和气候变化的双重压力，既有管理模式在应对海洋生态系统的三维流动性、以及衔接国际 OECMs 标准方面，已显现出三方面错位：空间布局、管理标准和长效机制。本章分别从这些层面，诊断制度、能力与资金缺口，为构建现代化海洋治理体系提供决策参考。

3.1.1 现有管理模式梳理：海洋保护地与季节性禁渔的实施现状

中国海洋保护与可持续利用措施在顶层制度设计上需要更强的一致性，集中表现为工具重叠与权责分散。自然保护地和生态保护红线，在法律效力、空间边界和部门管辖权上相互交叉，治理资源难以形成合力。在空间布局上，保护资源明显向近岸倾斜。权属清楚、行政划界容易的区域（如红树林）获得了大部分投入；而向海一侧的珊瑚礁、海草床、海藻场等亚潮带生境，以及广阔的深远海，因管辖权模糊，保护覆盖严重不足[17]。这种“重近岸、轻向海”的结构性偏差，在气候变化冲击下会进一步削弱保护网络的整体韧性。以南海珊瑚礁为例，海水温度持续上升、酸化加剧与极端海洋热浪频发，已导致珊瑚大面积白化，且白化风险呈现显著的区域差异，给整个海洋保护网络带来更大的不确定性[18]。

海洋生态保护红线目前主要通过设定用海强度上限，以行政指令推动渔业和交通用海退出。但配套的底栖生境恢复成本高，且亟需长期生态监测和稳定的资金支持。非市场化修复模式能否与自然演替相融合并长期维持，仍有较大不确定性。同时，伏季休渔是中国渔业管理的核心手段，但本质上属于阶段性行政干预，目标在于保障当年经济鱼类的供给。由于缺乏对渔民捕捞权益的明确界定与保障，且缺乏面向沿海社区的长期补偿机制，开捕后捕捞强度往往迅速反弹，消耗休渔期积累的生物资源[19]。这种短期管控与生态系统长期恢复需求之间存在根本矛盾，治理投入难以转化为持久的生物多样性收益。上述分析表明，亟需推动从阶段性行政管控向综合治理方案和以生态补偿为支撑的永久性空间管控制度升级，实现时空协同治理。

3.1.2 制度性差距诊断：管理标准与国际 OECMs 标准的落差

对照《昆蒙框架》下 OECMs 的认定标准，中国现行海洋非保护区管控措施在三个核心维度上存在明显差距：长期持久性、管理成效和持续性管理[20]。

长期性标准要求空间保护措施具备连续性和长期性。伏季休渔属于阶段性行政管控，开捕后捕捞强度迅速反弹，消耗休渔期的生物积累，难以被国际公认为长期就地保护措施。生态保护红线虽具有空间稳定性，但在国土空间规划周期性调整的压力下，其长期保护的权威性仍面临考验——地方政府可能在经济开发与保护承诺之间做出妥协。

管理成效标准要求区域管理必须产生可量化、可验证的生物多样性成果。中国非保护区管控措施（如生态保护红线、休渔区）的管理成效评估仍处于起步阶段。相关评估显示，机构改革后治理主体趋于明确，但过程管理和产出效果两个维度仍有明显短板[21]。提升管理成效需要三方面努力：补充基层专业管护力量、引入社会资本参与、建立针对关键物种的长期定位监测体系。最终目标，是推动保护地管理从“静态合规”（仅满足纸面要求）转向“适应性管理”——即根据监测数据动态调整管理措施，以持续产生生物多样性收益。

持续性标准要求管理机制能够长期维持并跨越时间周期，确保生物多样性效益得到巩固，而非依赖短期干预。中国目前的海洋环境治理在一定程度上依赖短期集中整治。这种方式能在短时间内提升局部指标，但行政压力一旦放缓，治理成果往往出现反弹。未来方向应从阶段性运动转向长效管理，以常态化法治为保障，以多边市场机制为支撑，确保治理效果长期稳定。

中国现行的海洋自然保护区、特别保护区等法定保护地，在管理成效评估体系完善度、长期监测数据的连续性以及适应性管理制度化等方面，同样面临不同程度的挑战。这在一定程度上反映了中国海洋区域保护工具的共性制度瓶颈，但其系统性分析已超出本部分的讨论范围，此处不作展开。

3.1.3 总结：海洋治理体系的底层矛盾与重构逻辑

综合以上分析，中国海洋治理体系内部存在以下亟待重构的底层矛盾。

矛盾一：保护政策的结构性偏向与短期行政管控的局限。现有空间规划高度偏向近岸可见度高的湿地生境（如红树林），而同一大系统内向海延伸的亚潮带生境（珊瑚礁、海草床和盐沼等）则面临制度性保护不足。这种偏向降低了海洋生态系统应对气候变化的整体韧性。同时，现行时空管控模式虽具备行政效率，但缺乏利益相关者的充分参与。传统渔业社区承担了空间退出的大部分成本，却未能同步分享保护带来的长期收益。

矛盾二：管理标准与国际 OECMs 要求的系统落差。对照《昆蒙框架》下的 OECMs 认定标准，中国现行措施在长期持久性、管理成效和持续性管理三个核心维度上存在明显短板。无论是休渔期的短期性，还是生态保护红线在规划调整压力下的不确定性，亦或是缺乏可量化的生物多样性成果监测，都表明当前治理仍停留在“静态合规”层面，尚未形成能够跨越时间周期、产生持续生态效益的适应性管理体系。

综上所述，中国海洋保护已迎来“规模扩张”与“效能提升”双轨并进、协同发展的关键期。实现《昆蒙框架》30×30 目标不仅要求在空间布局上加速补齐面积覆盖短板，更需要推动一场深刻的体制变革：建立空间规模与管理成效兼备、对接国际保护地和 OECMs 标准、且具备气候韧性的动态海洋空间管理体系。

3.2 管理创新：跨部门协同与时空协同治理

长期以来，中国海洋渔业管理以时间管控为主导，标志性政策是始于 1995 年的伏季休渔制度。然而，面对气候变化加剧和海洋开发集约化的双重压力，单纯限制捕捞时间已难以应对底栖生境的退化。季节性休渔还存在明显的空间盲区，对未纳入保护区管理的珊瑚礁盘、浅水岛礁等敏感生境内的小规模捕捞缺乏有效约束。

管理创新的核心方向，是将针对性的空间管控嵌套于关键生境之上，实现时间与空间的协同治理。所谓时空协同，是指在继续执行季节性休渔的同时，对特定敏感海域实施长期或永久性的空间保护，弥补单一时间管控的不足。这一模式超越了以消费利用为导向的渔业资源恢复逻辑，通过引入 OECMs 框架，在保护生态系统的同时维持可持续利用[22]。根据国际标准，潜在 OECMs 位点的认定应坚持个案审查原则，考虑生态系统服务，并充分考量其社会经济价值。

3.2.1 边界重塑：空间规划权与渔政事权的深度整合

实现时空协同的精准治理，核心事项是打破现有体制内的行政壁垒。建议深度整合自然资源部的海域空间规划权与农业农村部的渔政事权，在统一的宏观政策框架下重塑海洋地理单元。

具体规划中，不同生境类型应采取差异化的空间管控策略。对于岛礁与环礁，宜以珊瑚礁延伸带为界，推动管理从季节性限捕转向全时段的生态系统完整性保护。对于红树林斑块，建议以潮间带最大潮位线及邻近泥滩为基准，将管理范围从林木保护拓展至陆海连通区域，统筹蓝碳资源养护与育苗功能。对于典型河口与湾口区，宜依据海底地形与温盐界面，从单纯禁渔升级为维持洄游通道等系统性服务。

空间地理单元的划定还应引入三维立体管控原则。借鉴国际海洋 OECMs 的实践，由于对其他非目标物种和栖息地没有直接影响，空间边界可在垂直维度进行分层切片，对不同深度的经济活动实施差异化准入。这样既保护了深海底栖生境，又可为中上层水域的低干扰航运或传统渔业（规模小且可持续）留出空间，实现多维复合利用。

近海典型岛礁海域的实践提供了有益经验。管理部门不再局限于时间管控，而是划定特定范围的生态修复区，配合人工鱼礁投放与陆源污染拦截，构建常态化的空间保护屏障。这一做法不仅显著提升了底栖生境质量，还为珍稀海洋哺乳动物提供了稳定栖息地[23]。上述案例表明，跨部门协同可以降低政策执行中的协调成本，也有助于推动中国生态保护红线与国际 OECMs 标准在制度层面实现对接

3.2.2 管控升级：基于行为与渔具的适应性空间用途管制

针对时间管控的空间盲区，建议在特定地理单元内探索永久性的“负面行为清单”和“渔具分类准入”制度，与季节性休渔形成常态化协同。

首要任务是限制对关键生境有长期物理干扰的触底捕捞作业。传统底捕工具在珊瑚礁外缘沙地及海草床的高频作业，容易切断关键生境之间的生态连通性。同时，底捕扰动沉积物引发大规模悬浮，可能阻碍底栖生物的光合效率，还可能促使沉积物中长期封存的有机碳释放，对区域海洋环境造成多重压力[24]。因此，适应性管理应以地理单元为基础，制定差异化的渔具准入标准。在珊瑚礁及周边敏感生境，可试验底栖接触式渔具永久限入政策。推动淘汰底拖网等高破坏性作业，同时保持对传统低影响捕捞方式的适度包容，其综合生态与社会回报普遍优于无差别的时间限制[25]。

精准化管控制度的落地离不开空间信息技术的支撑。基于船舶动态识别与地理空间信息融合的智能系统，可以为空间用途管制提供实时监控能力。通过动态分析船舶航速、航向等连续轨迹特征，监管部门可对进入特定空间红线内的违规

行为实施快速识别和分类处置[26]。在管辖海域之外，中国通过参与八个 RFMOs 对远洋船队进行治理，进一步完善将渔船许可、渔获物认证和观察员计划等制度纳入国内法规。

3.2.3 机制创新：构建补偿闭环与绿色金融赋能

推进现代化海洋空间治理，核心是推动国际 OECMs 标准与中国生态保护红线制度实现机制衔接。海洋生态保护红线为大规模空间用途管制提供了法定基础，同时也为筛选 OECMs 候选位点创造了条件。以近岸珊瑚礁斑块为例，未来可依托上述衔接机制，将其逐步纳入长效管理。然而，政策衔接应坚持常态化个案审查。具体而言，应以生态保护红线内部的特定区块为识别对象，科学评估其在允许规范化可持续活动的同时，是否真实产生了长期的生物多样性就地保护成效。

生态红线侧重于“行为禁止”，而 OECMs 强调“长期生态产出”。在这一过渡期，空间永久管控可能对部分渔民的传统生计造成冲击。政策设计的核心，应聚焦于构建以海域使用金为资金来源的政府主导定向补偿机制。依托海域使用金的定向反哺，建立科学的转移支付安排，为因空间管控退出传统作业区的渔民提供经济补偿和转产支持。同时，引入绿色信贷、生态债券等金融工具，为沿海渔业社区转向观鲸、生态潜水修复等绿色产业提供低成本资金。在制度框架内，可探索赋予沿海社区和渔民协会对特定地理单元的管护权。这有助于实现利益相关者的激励相容，推动传统渔民从被监管者转变为海洋生态资产的共管者与受益者。

指引：本章节聚焦于国内海洋保护补偿机制与绿色金融工具的初步应用。关于参数保险、债务换自然、蓝色债券等国际创新融资工具，以及自然相关财务披露（TNFD）框架的方法论与治理机制，详见附录 4。

3.3 空间优化：构建气候韧性的海洋保护网络

气候变化加剧要求海洋保护地将动态韧性网络与传统的静态保护方法相结合。传统保护地对脆弱生态系统（如核心珊瑚礁盘）的保护依然不可或缺。然而，面对物种分布迁移与生态过程重构的压力，仅有固定边界的空间管控已不够，还需要补充更加动态的方法，二者应形成互补。海洋生态连通性主要受季节性季风海流调控。气候变暖正在改变区域水动力特征，受此影响，生物扩散路径与远洋生存期面临潜在重塑[27]。保护区网络在设计时必须充分考虑洋流驱动的“踏脚石”效应，确保种群间的基因流不会因环境压力而中断。

构建具有气候韧性的海洋保护地网络，核心是通过系统性空间优化，增强生态系统在极端气候事件后的恢复力，并维持物种在环境梯度上的迁移连通性[28]。这一过程遵循四项原则：代表性、复制性、连接性和气候避难所优先保护。代表性原则要求保护区网络涵盖生物地理区域内的全谱系栖息地，特别是跨越水深和温度梯度的区域，确保物种在环境变化时有处可迁。复制性原则要求在不同地理位置保护同类生态系统，降低单一区域因灾难性事件而整体崩溃的风险。连接性是韧性的核心，它不仅保障种群间的基因流，还通过幼虫扩散和成体迁移，为受损区域提供生物补偿。气候避难所指那些因局部动力学因素（内波冷却、冷水团侵入等）在区域剧烈波动中仍保持相对稳定的区域，它们是极端气候下物种的避难所。在南海构建以重要岛屿为核心的海洋国家公园网络，是落实《昆蒙框架》30×30 目标的具体行动，也是应对南海日益严峻气候风险、维持热带海洋生态安全屏障的战略选择。

3.3.1 构建海洋气候韧性保护地网络

现代化海洋空间规划应融合多维度的科学信息，主要包括三个层面：环境变化趋势、生态网络节点分析以及生物多样性格局及其维持机制。其中，表层海温演变模型和网络中心度参数，可以宏观刻画海洋热浪的区域胁迫格局，以及大尺度幼体扩散的物理廊道。这为识别潜在的温度避难所和生态连通枢纽提供了基础空间框架。然而，仅依赖物理与网络指标存在局限性，必须结合生物群落的实际响应进行验证与校准。以珊瑚礁鱼类为例，引入其随空间和深度梯度的分布规律，可以揭示从低纬度到高纬度、从浅水礁盘到中光层的垂直生态连通性，进而评估极端热浪期间底栖生物垂直避难所的承载能力。同时，解析生物群落多样性的维持机制，有助于理解生态系统在面对物种更替和结构退化时的恢复能力。将宏观物理网络与微观群落机制相结合，可以作为评估海洋气候避难所稳定性与连通性的核心政策指标。

在国家公园候选区的空间布局上，建议根据不同区域的自然条件和气候梯度，采取差异化保护策略。具备气候韧性的区域，建议实施全域保护，并探索建立覆盖从表层礁盘到深海的纵向立体管控带，合理利用中光层作为浅水珊瑚在极端热浪期间的垂直避难所。

3.3.2 “国家公园+OECMs”组合模式的实施路径

海洋地理尺度广阔，管理主体多元。单一的国家公园模式在覆盖范围和执法成本上受到行政边界的天然约束。空间治理体系的优化，建议引入“国家公园+OECMs”的跨界组合模式。

在这一组合模式中，国家公园聚焦核心岛礁实施刚性空间管辖。OECMs 则作为互补的空间单元纳入网络体系，涵盖符合条件的协同管理海域、沿海社区保护区以及企业自愿管护区。其范围内允许存在的低干扰、可持续利用活动，应以不损害生态完整性为前提，并处于从属地位。这种分层分级的管理模式，可以填补正式保护地之间的空间空白，降低行政执法与协调成本。同时，它有助于将关键海洋生态系统连接为一个连续的整体，显著增强保护网络的空间连通性。

3.4. 通过“海景（Seascape）”方法衔接国家管辖区域与公海保护

3.4.1 近海海洋保护区概述

针对中国海洋保护地网络目前存在的“极近岸饱和、离岸深水空白”以及“亚潮带关键生境保护不足”的结构性瓶颈，全球大尺度离岸 MPA 的建设经验以及 BBNJ 协定的推进，提供了重要的多维治理镜鉴。过去二十年间，全球通过设立美国太平洋群岛遗产海洋国家纪念区、基里巴斯凤凰群岛保护区、南大洋罗斯海地区 MPA 以及北大西洋 NACES 保护区等，逐步积累了海景尺度的治理经验。随着多国开始探索在国际水域设立首批 BBNJ 框架下的公海保护区，几点前沿观察对我国具有直接的战略关联：第一，公海 MPA 划设应基于生态目标，而非仅出于规避经济利益冲突的考量；第二，划设的深度与范围必须与生物多样性目标精准匹配，如 NACES 保护区将管控由单一水柱层前瞻性地扩展至包含海床的更新举措；第三，偏远大型 MPA 面临的最大挑战在于连续监测与执法，而远程船舶轨迹数据处理与智能传感技术展现出显著前景。

这一公海治理范式的演进与中国自身的海洋战略利益高度交织。中国不仅在持续扩展国内近海与深水水域的保护地网络，同时作为全球海洋治理的核心参与

方，中国的远洋渔船队、海底矿产勘探与航运活动也对公海生态系统健康产生着深远影响。因此，中国在国内保护地建设中积累的划设与管控经验，同其在 BBNJ 议题上不断演进的国际立场具有高度的内在一致性。面对“划设不易、执行更难”的全球性挑战，仅仅依靠静态的几何界线无法真正交付保护成效。未来空间管控的范式转变，要求我国必须跳出“内海-领海-公海”的传统行政割裂框限，吸取国际公海保护区在生态目标优先、水柱-海床三维立体管控以及远程智能监管方面的有益经验。通过引入海景方法作为空间生态连续体，将国内近岸、离岸的 MPA 实践与公海 BBNJ 多边治理框架进行深度战略衔接，从而在更大尺度上编织起覆盖水柱至深海海床的海洋命运共同体保护地网络。

3.4.2 专属经济区–国家管辖范围以外区域（EEZ–ABNJ）的连通性：代表性、网络与海景方法

近海（专属经济区内）及国际水域 MPA 的兴起，为构建相互连通的 MPA 网络提供了路径，其将提供物种与生态过程长期存续所必需的生态连通性[29]。对海洋生态连通性的描述方式有多种，但 IUCN 世界保护区委员会（2025）[30]与 Popova 等人（2019）[31]均区分出以下两种主要形式：

1) 环流型/结构型连通性：包括洋流如何跨越管辖边界输送幼体、营养盐、污染物和碳，将沿海生产力与粮食安全同 ABNJ 的上游条件相联系；
2) 洄游型/功能型连通性：指鱼类、海鸟、海洋哺乳动物及海龟为完成繁殖、觅食及其他关键生命史活动，跨越管辖边界进行的、通常长距离且具明确目的性的迁移。

一项全球综合研究基于超过 16,000 枚动物携带式标记，构建了 109 种物种的洄游网络模型，证明海洋大型动物维持着广泛的跨界连通性，没有任何国家能够独自管理其洄游物种[32]。Dunn 等人（2019）也得出了相同结论[33]。因此，连通性意味着共担的政治管理责任[35]，以下案例可佐证。洄游性鱼类种群的过度捕捞率是单一管辖区域内鱼类种群的两倍，表明治理上的碎片化已对保护与粮食安全造成可量化的后果[33]。类似地，一个管辖区域内为保护洄游海鸟所采取的强有力管理措施，可能因另一管辖区域内未被限制的威胁而被完全抵消[35]。

上述连通性对《昆蒙框架》目标 3 所内含的质量标准具有直接含义。该目标要求各缔约方到 2030 年通过“具有生态代表性、连通性良好且治理公平的保护区及其他有效的基于区域的保护措施体系”，保护并管理至少 30%的陆地与水域。但仅有面积覆盖远远不够：网络必须依据其相互联系的生态过程加以设计[34]。这些要求对衔接 EEZ 与 ABNJ 的保护尤为重要，因为分隔专属经济区（EEZ）与 ABNJ 的 200 海里管辖边界在生态学上并无依据。海洋物种、洋流以及支撑沿海民生的生态系统过程，都会跨越这条无形的政治界线，意味着国际水域所发生的事，在生态与经济层面均与各国管辖海域内发生的事紧密相连。

将洄游连通性纳入国际保护政策有三种机制：选址标准（针对特定生命史阶段至关重要的区域）、网络设计标准（确保网络覆盖完整的洄游周期并维持各组分之间的连通性），以及政策建议（在具法律约束力或政治协定的文书中嵌入连通性要求）。BBNJ 协定通过 ABMTs 的相关规定，以及构建综合、有代表性且相互连通的公海保护体系这一总体目标，为上述三种机制提供了制度载体[BBNJ 协定第 17 条(a)款)]。展望国际水域第一批 MPA 的设立，作为朝着海景方法迈出的实际一步，可从划设生物多样性丰富、对关键海洋物种生命阶段至关重要的地

点入手，进而建立保护廊道，甚至考虑进行动态保护以应对未来气候变化。其中保护廊道建立仍需更多研究，但围绕公海生物多样性热点已积累大量成果，包括对 EBSAs 的描述，为首批 MPA 的设立与实施奠定了坚实科学基础。

3.4.3 公海保护中的多部门治理经验

前文已提及 ABNJ 管理的碎片化问题，该系统被描述为：上述各项工作与既定职责之间几乎不存在互动，整体仍以部门主义为主导[32]。这种状况制约了 EEZ–ABNJ 连通性所要求的基于生态系统的管理。

已有若干多部门机制试图缓解这一碎片化问题[32]，其中部分机制依托于非约束性框架（如自愿性政府间机构马尾藻海委员会），该机构曾为公海主导区域提出管理建议，并力求通过协作和基于生态系统的机构来有效达成目标。相比之下，《中西太平洋渔业公约》（WCPFC）作为一个具有约束力的渔业机构，将其保护与管理措施延伸至公约区域内的专属经济区与公海部分，确立了一种跨越管辖边界的空间连续性模式，BBNJ 协定可借此予以强化。在西印度洋，部长级战略行动计划正式承认源自公海或进入公海的跨界威胁，并制定了管理机制，以解决邻近公海区域沿海国家的利益关切。此外，南极海洋生物资源养护委员会（CCAMLR）作为首个在公海设立大尺度 MPA 的机构，成功在渔业管理与生物多样性保护之间达成了妥协[36]。OSPAR 公约（具有保护使命的区域海组织）与东北大西洋渔业委员会（NEAFC，区域渔业管理组织）之间的协作安排，则是公海区域多部门互动的另一经典研究案例。

2023 年的 BBNJ 协定是自《联合国海洋法公约》本身以来公海治理领域最重大的结构性与议程性进展。该协定为包括公海 MPA 在内的 ABMTs 建立了框架，要求对国际水域内的活动进行环境影响评价，规定了能力建设与技术转让，并设立了海洋遗传资源惠益分享机制。至关重要的是，协定呼吁采取综合性、跨部门的方法，在协议的整体综合方法与不削弱 RFMOs 等现有机构的权威原则之间取得平衡。在 BBNJ 协定的实施中，如何实现这种平衡是治理面临的核心挑战。除了明确授权在国家管辖范围以外区域保护和可持续利用海洋生物多样性外，BBNJ 协定还包含若干机制和义务，使其能够改进当前分散的治理框架。首先，协定要求其缔约方在其所参与的其他国际机构和组织中推广其目标，从而促进政策协调；该协定还明确呼吁与其他相关机构开展合作，将协调纳入其常态运作之中；最后，BBNJ 协定规定，如果所有达成共识的努力均已用尽，则应以多数票表决的方式做出决定。

对中国而言，海洋治理各机构间的政策一致性具有直接关联性。中国是全球远洋渔业大国之一，作业覆盖各主要 RFMO 公约区域；是货运航运业的重要参与方；是全球十几个拥有海底矿产勘探许可的国家之一；积极参与 BBNJ 谈判，并在《昆蒙框架》达成过程中发挥了重要作用。因此，中国能否在多部门 BBNJ 治理中开展富有成效的参与，将成为新一轮公海管理措施有效性的关键所在。因此，建议中国建立国家政策协调机制，以确保各海洋治理机构之间的政策协调一致，从而支持实现《昆蒙框架》目标 3，包括在国家管辖范围以外区域建立海洋保护区网络。

3.5 协同治理：气候与生物多样性联动及蓝碳评估

全球环境治理正在经历范式转移。气候变化与生物多样性丧失已不再被看作两个平行的环境议题，而是互为因果的复合危机[37]。海洋是地球上最大的碳库，

承载了全球约 93%的二氧化碳循环，同时也孕育了极高的生物多样性。基于高储碳速率和成熟核算方法，IPCC 目前仅将红树林、海草床和盐沼列为确立的蓝碳生态系统。然而，“蓝碳”的内涵正在向新兴概念“广义蓝碳”演进，其范围从浮游生物泵扩展到大型海洋脊椎动物，乃至珊瑚礁复合生态系统的生物地球化学过程。这一扩展标志着治理逻辑的根本变革，即从单一的“碳排放抵消”转向以“生态系统完整性”和积极的社会产出为核心的协同治理方案[38]。

3.5.1 超越源汇：从微观碳通量争议到结构性碳库资产管理

海洋气候与生物多样性的协同治理，需要从微观物理化学过程的讨论，转向宏观碳汇核算标准的创新。在海洋碳核算体系中评估珊瑚礁等复杂生态系统时，应当弱化针对无机碳与有机碳微观通量或单年吸收量的技术性争论。政策落脚点应直接放在维护结构性碳库总量稳定这一国家资产管理策略上。

由于生态系统钙化与有机碳埋藏之间存在动态平衡，珊瑚礁长期处于碳核算争议的中心。从无机碳循环来看，珊瑚礁构建碳酸钙骨骼的过程会向海水中释放二氧化碳。因此，在许多传统碳核算模型中，珊瑚礁区常被标记为大气 CO_2的净源。然而，珊瑚礁的三维复杂结构通过物理阻尼作用，在千年尺度上持续拦截并埋藏来自大洋及邻近生境的有机碳，发挥了“沉积物陷阱”的功能[39]。因此，蓝碳干预措施需要逐案进行评估[40]；现有证据表明，受局部条件影响，珊瑚礁系统既可能是碳源，也可能是碳汇。例如，南海的珊瑚看似是大气二氧化碳的排放源，但凭借其极高的生物生产力和碳酸钙生产力，它们同时也提供了规模大得多的碳储量[41]。国家蓝碳核算框架应超越单纯的“净碳汇通量”指标。应将保护珊瑚礁结构性碳库的总量稳定性，视为维护关键自然资产的核心任务，确保其持续发挥保护近岸、维持生物多样性及稳定全系统碳库等综合生态服务功能[42]。

3.5.2 协同指标创新：引入“生物完整性蓝碳”概念

当前蓝碳市场逐渐认识到，缺乏生物多样性支撑的碳汇是不稳定的。国际前沿治理实践开始将生物完整性指标融入蓝色碳汇评估体系，目的是将生态系统健康度与碳汇功能的长期持久性直接挂钩。2022 年发布的《高质量蓝碳原则与指南》明确将保护生物多样性和生态完整性，确立为高标准项目的核心基石[43]。这一框架下，珊瑚礁中关键功能群的作用尤为突出。鹦嘴鱼便是一个极具代表性的例子：健康的鹦嘴鱼种群会啃食岩石表面的藻类，为珊瑚幼虫的附着清理出空间，从而有效防止生态系统向“藻类爆发”的替代状态发生转变。这增强了珊瑚礁生态系统的韧性，并间接支撑了包括碳循环在内的多种生态系统服务的长期稳定性[44]。

从资本与市场维度看，这种协同治理正在重塑蓝碳的价值锚点。目前市场上已形成两类相关金融工具。第一类是溢价碳信用。它在传统蓝碳信用基础上，通过第三方认证（如“气候、社区及生物多样性标准”或“可持续发展验证影响力标准”），向买家传达项目的生态完整性[45]。第二类是独立的生物多样性信用。这是一种与碳信用平行的新兴金融工具，专门用于奖励对物种保护或生态修复做出可衡量贡献的行为。菲律宾等超级生物多样性国家已开始利用这一机制，将海洋保护区的建设与私人投资直接挂钩。在自愿碳市场中，具备高生物完整性证明的项目已展现出溢价竞争力。市场数据显示，通过第三方生物多样性标准认证的项目，其价格通常比标准项目高出 50%至 100%。这反映出企业买家正从单纯的“碳中和”目标，转向“自然向好”的战略方向[46]。

基于上述市场趋势，建议将“生物完整性蓝碳”纳入 CCER 方法学，构建

“生物完整性蓝碳”创新融资机制，为海洋保护提供可持续的资金循环（方法学路径见附录 5）。该机制包含三个层次：（1）国家层面的方法学标准化。依托国内碳交易体系，建立融合生态完整性指标的蓝碳碳汇核算方法学。将关键功能群（如红树林底栖生物多样性、鹦嘴鱼等草食性鱼类生物量）纳入碳储量估算和额外性评估框架，使“高生态完整性”成为可量化、可验证的碳资产属性。（2）工具组合与混合融资。在项目层面推动“碳信用+生物多样性信用”联合开发，并通过第三方标准认证（如 CCB）实现溢价变现。同时引入混合融资模式——以公共资金或绿色债券承担前期监测和验证成本，以参数保险对冲极端气候事件导致的碳储量损失风险，降低私人资本进入门槛。（3）收益定向反哺。将溢价碳信用和生物多样性信用的交易收益，通过财政转移支付或专项基金机制，定向用于沿海社区的生态管护和转产转业，确保保护成本与收益的公平分配，形成“保护产生信用→信用产生收益→收益反哺保护与社区”的可持续闭环。

3.5.3 协同治理的挑战与未来转型路径

气候与生物多样性协同治理前景广阔，但也必须警惕市场中的“绿洗”风险。所谓绿洗，是指通过虚假或夸大的环保宣传掩盖对环境的实际负面影响，以此塑造绿色形象并获取经济利益。针对过去二十年自愿碳市场的评估显示，部分声称具有生物多样性效益的项目，由于缺乏有效监测和没有为社区带来利益，其项目区内的人类影响指数反而有所上升[47]。这表明，如果没有严格的、基于卫星和地面监测的验证体系，生物多样性承诺可能仅仅停留在营销层面。此外，新兴的海洋二氧化碳移除技术（如人工涌升、大规模海藻养殖等），目前尚缺乏国际公认的监测、报告与核算框架。这可能导致碳汇额度双重计算或过度估计。对这些技术，需要坚持审慎原则[48]。

未来治理路径应聚焦国家政策层面的深度耦合。具体而言，应在《联合国气候变化框架公约》的国家自主贡献和 CBD 的生物多样性保护中，同步设定相关指标。同时，应推动融资模式的范式转移。将滨海与海洋生态系统（红树林、沿海盐沼、海草床和珊瑚礁）整体视为国家“关键自然基础设施”，利用保险和参数化赔付机制吸引机构投资者。在主权债务评估中，也应纳入生物多样性退化带来的宏观经济风险，通过蓝碳项目实施改善国家的生态财政空间。

3.6 政策建议

建议深度融合空间网络、管理体制与资金机制等措施，构建“海洋国家公园+OECMs 空间布局、规划与渔政事权整合、生物完整性蓝碳核算”三位一体的保护及管理综合实施路径。具体行动包括：将核心保护海域设立为国家公园实施严格管理，同时纳入周边社区、企业协同管理的海域作为 OECMs，同时整合自然资源部的空间规划权与农业农村部的渔政事权，从而将区域内传统的季节性限捕升级为全时段、跨越深度梯度的三维立体管控与适应性行为管制。在资金与协同治理上，将珊瑚礁、红树林和海草床等纳入国家结构性碳库资产管理，并引入“生物完整性蓝碳”概念以核算其长期生态价值，最终实现海洋气候应对、生物多样性保护与沿海社区可持续发展的协同共赢。

附录

附表 1 生态保护红线支撑《昆蒙框架》部分目标履约潜力与支撑路径表

目标	《昆蒙框架》目标内容	生态保护红线潜力与支撑路径
行动目标 1（空间规划）	确保所有区域，处于参与性、综合性、涵盖生物多样性的空间规划，和/或其他有效管理进程之下，到 2030 年之前使具有高度生物多样性重要性的区域，包括生态系统和具有高度生物多样性的区域的丧失接近于零，同时尊重土著人民和地方社区的权利。	生态保护红线覆盖更大范围的空间规划，生态保护红线涵盖重要生态功能区、陆地和海洋生态环境敏感区/脆弱区、生物多样性重要区等区域，并针对生态功能和保护对象制定相应的管控要求和保护措施。
行动目标 2（生态系统恢复）	确保到 2030 年，至少 30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋生态系统退化区域得到有效恢复，以增强生物多样性和生态系统功能和服务、生态完整性和连通性。	生态修复是红线管控的内在要求。生态红线不仅要求“严格保护”，也强调“自然恢复和人工修复”。文件中明确，对红线区域内现有的退化生态系统、受损生态环境，必须采取积极措施进行恢复和修复，以提升生态系统质量和稳定性。
行动目标 3	确保和促使到 2030 年至少 30%的陆地、内陆水域、沿海和海洋区域，特别是对生物多样性和生态系统功能和服务特别重要的区域，通过具有生态代表性、保护区系统和其他有效的基于区域的保护措施至少恢复 30%，在适当情况下，承认当地和传统领土融入更广泛的景观、海景和海洋，同时确保在这些地区适当的任何可持续利用完全符合保护成果，承认和尊重土著人民和地方社区的权利，包括对其传统领土的权利。	陆域生态保护红线面积约 304km^2，超过陆域国土面积 30%，这 30%的面积包括生物多样性及生态系统极为重要的自然保护地，及其他承担重要生态功能的潜在 OECMs 区域。同时生态保护红线具有正面清单，允许少部分人为活动，保障“原住民”的权益

行动目标 8（气候变化应对）	最大限度地减少气候变化和海洋酸化对生物多样性的影响，并通过缓解、适应和减少灾害风险行动，包括通过基于自然的解决方案和/或基于生态系统的办法，同时减少不利影响，促进对生物多样性的积极影响。	通过严守生态保护红线，维持和改善生态系统的完整性、稳定性、恢复力，依靠自然的力量构建应对气候变化的绿色屏障，适应和减缓气候变化，降低气候灾害风险的影响，推动形成生态系统保护恢复与应对气候变化之间的协同增效。
行动目标 10（可持续利用）	确保农业、水产养殖、渔业和林业领域得到可持续管理，特别是通过可持续利用生物多样性，包括通过大幅度增加生物多样性友好做法的应用，如可持续集约化，农业生态和其他创新方法促进这些生产系统的恢复力和长期效率和生产力，促进粮食安全，保护和恢复生物多样性，并保持自然对人类的贡献，包括生态系统功能和服务。	生态保护红线区域内禁止开发性建设，在不破坏生态功能、不扩大现有建设和资源利用规模的前提下，允许原住居民和其他合法权益主体依法开展种植、放牧、捕捞、养殖（不包括投礁型海洋牧场、围海养殖）等活动，从制度层面保障了村民对土地和自然资源的合理、可持续利用权利，体现“严格保护与合理利用并重”，这有助于鼓励红线内的农林牧渔等行业生物多样性友好做法的应用。
行动目标 14（生物多样性主流化）	确保将生物多样性及其多重价值观充分纳入各级政府和所有部门的政策、法规、规划和发展进程、消除贫困战略、战略环境评估、环境影响评估，并酌情纳入国民核算，特别是对生物多样性有重大影响的部门，逐步使所有相关的公共和私人活动、财政和资金流动与该框架的目标和指标相一致。	生态保护红线已纳入中国政府对重要生态空间的整体治理，在生态保护红线区域内开展的生产性、经济及其他活动均须遵循可持续性原则。目前已经制定了系列规章制度，对于提升生物多样性相关法律和政策主流化具有重要贡献。

附表 2 当前生态保护红线保护成效评估指标体系以及关于《昆蒙框架》监测指标对应关系

监管要求	**评估指标**	**主要获取手段**	**对应《昆蒙框架》监测指标**
面积不减少	生态保护红线面积比例(%)	地方提供、遥感监测、地面核查	**行动目标 1**-1.1 涵盖生物多样性的空间规划覆盖的陆地和海洋区域所占百分比 **行动目标 3**-保护区和其他基于区域的有效保护措施的覆盖面积
性质不改变	人类活动影响面积(km^2)	遥感监测、地面核查	**行动目标 3**-3.1 保护区和其他基于区域的有效保护措施的覆盖面积
	生态修复面积比例(%)	地方提供、遥感监测、地面核查	**行动目标 2**-2.1 正在恢复的面积
	自然生态用地面积比例(%)	遥感监测、地面核查	**行动目标 1**-A.2 自然生态系统范围
	海洋自然岸线保有率(%)	遥感监测、地面核查	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务
功能不降低	植被覆盖指数	遥感监测、地面核查	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务
	水源涵养能力	遥感监测、数据分析	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务
	水土保持能力	遥感监测、数据分析	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务
	防风固沙能力	遥感监测、数据分析	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务
	洪水调蓄能力	遥感监测、数据分析	**行动目标 11**-B.1 生态系统提供的服务

	重点生物物种种数保护率(%)	地面观测、数据分析	**行动目标 3**-CT.2 物种保护指数
	线性工程密度(km/km²)	地方提供、遥感监测	-
严格监督管理	生态保护红线制度与落实	地方提供	14.b 将生物多样性及其多重价值纳入各级政府和所有部门的政策、法规、规划、发展进程、消除贫困战略并酌情纳入国民核算逐步使所有相关公共和私人活动、财政和资金流动与《昆蒙框架》的长期目标和行动目标相一致的国家数目
	公众满意度(%)	问卷调查、抽样调查	行动目标 22-22.b
	生态破坏与环境污染事件	地方提供、12369 举报、舆情监控信息等	**行动目标 3**-3.1 保护区和其他基于区域的有效保护措施的覆盖面积

附表 3 拟构建的生态保护红线监测评估指标体系

评估指标	**对应《昆蒙框架》指标**	**状态**	**指标说明**
1. 生态保护红线面积	1.1 涵盖生物多样性的空间规划覆盖的陆地和海洋区域所占百分比	已存在	有效支撑 KMGBF 行动目标 1 和行动目标 3
2. 自然生态系统面积占比	A.2 自然生态系统范围	已存在	有效支撑行动目标 1 中自然生态系统范围指标
3. 生境破碎度		新增	
4. 生境完整性		新增	
5. 自然生态系统退化面积占比	2.1 正在恢复的面积	新增	可以有效支撑行动目标 2 落实进展
6. 生态廊道连通性	3.1 保护区和其他基于区域的有效保护措施的覆盖面积 3.CT.1 保护区连通性指数	新增	有效支撑行动目标 3 中的保护区域连通性良好
7. 人为干扰面积		已存在	有效支撑行动目标 3 保护区域得到有效管理
8. OECM 认定面积		新增	有效支撑行动目标 3 至少 30%重要区域处于保护地或 OECM 的保护和管理之下
9. 生态系统韧性指数	CT.2 生物气候生态系统复原力指数	新增	有效支撑行动目标 8 气候变化对生物多样性的影响，提高生态系统复原力
10. 天然林/人工林面积	10.2 实施可持续森林管理的进展	新增	有效支撑行动目标 10 森林可持续管理进展
11. 生态系统服务功能	B.1 生态系统提供的服务	已存在	综合评估水源涵养、水土保持、防风固沙以及洪水调蓄能力，有效支撑行动目标 11 中的生态系统功能
12. 生态保护红线制度与落实	行动目标 14-14.b 将生物多样性及其多重价值纳入各级政府和所有部门的政策、法规、规划、发展进程、消除贫困战略并酌情纳入国民核算逐步使所有相关公共和私人活动、财政和资金	已存在	有效支撑行动目标 14 生物多样性主流化
13. 生态系统服务价值		新增	有效支撑行动目标 14，评估期其生物多样性多重价值

	流动与《昆蒙框架》的长期目标和行动目标相一致的国家数目		
14. 公众生态保护参与度	21.CT.2 土著人民和地方社区参与各级执行《公约》的决策	新增	虽然与《昆蒙框架》行动目标 21 组成指标对应，但是可以有效支撑行动目标 3 中承认和尊重土著人民和地方社区的权利
15. 地方社区参与比例		新增	

附录 4 海洋生态系统保护的创新融资方案

典型海洋生态系统——包括珊瑚礁、红树林和海草床——的保护面临结构性资金缺口，传统公共预算难以独立填补。尽管《昆蒙框架》为海洋保护区扩张设定了雄心勃勃的目标，但其落地实施需要超越赠款依赖模式的多元化融资架构。中国人民银行山东省分行会同其他 10 个省级部门于 2026 年发布了《蓝色金融标准（试行）》，旨在以可持续方式推动蓝色经济和海洋产业发展。

（一）方法论

将生物多样性融资倡议（BIOFIN）的方法论复制应用于蓝色金融领域，包括：政策和制度审查、支出审查、资金需求评估及蓝色金融计划。但需根据海洋情境进行调整。通过将渔业政策、沿海旅游和海洋空间规划纳入分析框架，可以制定植根于海洋系统制度和生态现实、而非照搬陆域模式的金融解决方案。

（二）蓝色金融工具

参数保险、债务换自然和蓝色债券是海洋保护融资工具箱的重要组成部分。塞舌尔 2016 年的债务换自然交易——全球首例面向海洋保护的此类交易——将 2160 万美元的外债转化为长期海洋保护资金，推动该国海洋保护区面积从 1%扩大到 30%（约 40 万平方公里），并于 2018 年催化了 1.5 亿美元的蓝色债券发行，由世界银行部分信用担保和全球环境基金优惠贷款提供支持，募集资金分配于保护赠款和可持续渔业贷款。

在参数保险方面，墨西哥金塔纳罗奥州于 2018 年推出了全球首个珊瑚礁保险，2020 年首次因“德尔塔”飓风触发赔付，产生约 85 万美元用于紧急珊瑚礁修复。中美洲珊瑚礁保险计划作为一个预覆盖开发项目始于 2020 年，保险计划于 2021 年首次落地，将该模式推广至整个区域，2022 年“丽莎”飓风为伯利兹特内夫环礁的珊瑚礁应急队动员产生了 17.5 万美元赔付。斐济于 2024 年在帕劳群岛的 Vatuvara、Yacata 和 Kaibu 岛启动试点项目，由联合国开发计划署“未来即蓝色”倡议支持，与斐济政府、韦莱韬悦及其他合作伙伴合作，筹集保费支持资金并将这一创新保险机制从加勒比地区推广至太平洋小岛屿发展中国家。总体而言，这些工具展示了从债务重组到风险转移的多元化路径。

（三）政府-市场-社区治理三角

创新工具的有效性取决于治理机制设计。塞舌尔养护与气候适应信托基金（SeyCCAT）以非政府实体形式运作（董事会九个席位中仅三个由政府持有），确保财务独立性和投资者信心，同时能力建设和利益共享机制仍是社区有效参与的前提条件。参数保险下的珊瑚礁应急队模式同样表明，快速赔付必须伴随地方响应能力——否则资金无法转化为生态成效。

（四）自然相关财务披露

自然相关财务披露工作组（TNFD）为海洋投资中的风险识别、评估和披露提供了系统化标准。其 LEAP 方法（定位、评价、评估、准备）要求金融机构：识别其业务与海洋生态系统的交汇界面——包括珊瑚礁分布、产卵场和洄游廊道；评估对生态系统服务的依赖——如海岸防护、渔业生产力和旅游收入；评估由生态退化、监管变化（如海洋保护区扩张）和声誉风险引发的实质性财务风险。通过将海洋生物多样性数据转化为可投资的风险语言，自然相关财务披露推动航运、港口运营和海洋产业将生物多样性因素纳入商业

决策和资本配置。对海洋保护融资而言，自然相关财务披露充当了生态科学与资本市场之间的关键桥梁：它将“海洋健康”转化为可量化、可比较、可投资的变量，从而引导机构资本流向可持续海洋管理。

海洋保护融资创新不仅仅是工具设计层面的技术练习，更是一个需要生态数据、金融架构、治理机制和披露标准系统性整合的治理挑战。只有当融资工具、实施主体和风险披露框架相互匹配时，海洋生态系统保护才能从政策承诺走向可持续的财务闭合。中国已具备足够的条件推进蓝色金融工具——包括珊瑚礁保险——使得此类试点倡议既切实可行，也正当其时。

附录 5 “生物完整性蓝碳”纳入 CCER 方法学的可行路径分析

一、现有基础：CCER 海洋碳汇方法学已初步建立

自 2023 年以来，我国已先后发布红树林营造、海草床植被修复、滨海盐沼植被修复三项海洋碳汇 CCER 方法学。其中，红树林营造（CCER-14-002-V01）、滨海盐沼植被修复（CCER-14-003-V01）和海草床植被修复（CCER-14-004-V01）均由生态环境部和自然资源部联合发布，在国际上率先同时将三种蓝碳生态系统纳入国家温室气体自愿减排交易机制。2026 年 3 月，自然资源部第三海洋研究所“霞浦红树林项目”正式登记，成为全国首个海洋领域温室气体自愿减排项目。这为“生物完整性蓝碳”纳入 CCER 提供了制度接口和技术基础。

然而，现有 CCER 方法学的核算框架主要聚焦于碳储量变化（如植被生物量碳库和土壤碳库），对生态系统的“生物完整性”（即物种组成、功能群结构和生态过程完整性）尚未建立系统的量化纳入机制。这正是“生物完整性蓝碳”纳入 CCER 的核心突破方向。

二、核算标准：建立“碳汇+生物完整性”双层核算框架

将生物完整性纳入 CCER 方法学，需要在现有碳核算基础上增加第二层核算维度，具体建议如下：

（一）指标体系设计

指标层级	核算内容	量化方法	数据来源
核心碳指标（沿用现有）	植被生物量碳储量变化、土壤碳库变化	样地调查+遥感反演	项目监测数据
生物完整性指标（新增）	关键功能群丰度/生物量（如植食性鱼类、造礁石珊瑚覆盖率）	水下样带调查+eDNA 监测	项目基线+年度监测
生态结构指标（新增）	生境连通性指数、物种丰富度变化	空间分析+物种名录	遥感+实地调查
韧性评估指标（新增）	韧性指标评分	水下样带调查+eDNA 监测	长期定位监测

（二）核算方法学设计思路

1. 额外性论证的双重标准：项目除证明碳汇增量外，还需证明其对生物完整性产生了净正面影响（即项目区生物完整性指数不低于基线水平且有显著提升）。

2. 碳汇量的“生物完整性调整因子”：在碳汇量核算中引入调整系数，根据项目区的生物完整性等级对碳汇量进行加权。

3. 监测频率与周期：碳指标按 CCER 现有要求（通常 5 年一个核查期）；生物完整性指标建议加密至每 2-3 年一次，以及时捕捉生态变化信号。

4. 方法学层级：建议以现有 3 项蓝碳 CCER 方法学为“母方法学”，分别制定**各生态系统的“生物完整性补充模块”**——即在红树林营造、海草床修复、滨海盐沼修复方法学中分别增加生物完整性核算附录，而非另行制定独立方法学。这样可降低制度成本，保持方法学体系的统一性。

参考文献

[1] World Wide Fund. Living Planet Report 2024[EB/OL]. (2024-10-10)[2025-04-09]. https://www.wwf.org.uk/our-reports/living-planet-report-2024.

[2] IPBES Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Summary for policymakers of the thematic assessment of the interlinkages among biodiversity, water, food and health (Nexus Assessment)[R]. Bonn, Germany: IPBES Secretariat, 2024.

[3] Liu C, Duan X, Zhong R, et al. Exploring the impact of human activities on habitat quality to support sustainable zoning management in transboundary basins: Evidence from the Lancang-Mekong River Basin[J/OL]. Geography and Sustainability, 2026, 7(3), 100457.

[4] UNEP Annual Report: Global cooperation delivered environmental gains in 2025[EB/OL]. (2026-11-02)[2026-05-06]. https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/unep-annual-report-global-cooperation-delivered-environmental-gains.

[5] Quitian M, Planas-Sitja I, Morooka M, et al. Coinvasional disruptions to island pollinator networks[J/OL]. Conservation Biology, 2026.

[6] 徐靖, 王金洲. 《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》主要内容及其影响[J/OL]. 生物多样性, 2023, 31(4), 7-15.

[7] 生态环境部. 中国生物多样性保护战略与行动计划（2023-2030 年）[R]. 2024.

[8] Locke H, Dearden P. Rethinking protected area categories and the new paradigm[J/OL]. Environmental Conservation, 2005, 32(1), 1-10.

[9] Alves-Pinto H, Geldmann J, Jonas H, et al. Opportunities and challenges of other effective area-based conservation measures (OECMs) for biodiversity conservation[J/OL]. Perspectives in Ecology and Conservation, 2021, 19(2), 115-120.

[10] 王晓倩, 邓毅. 与《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》衔接的中国 OECMs 关键问题与推进策略[J/OL]. 生物多样性, 2025, 33(3), 24569.

[11] 赵维洋, 王伟, 马冰然. 其他有效的区域保护措施(OECMs)研究进展与展望[J]. 生物多样性, 2025, 33(3), 24525.

[12] Choi CY, Shi X, Shi J, et al. China's Ecological Conservation Redline policy is a new opportunity to meet post-2020 protected area targets[J/OL]. Conservation Letters, 2022, 15(2), e12853.

[13] Schmidt-Traub G, Locke H, Gao J, et al. Integrating climate, biodiversity, and sustainable land-use strategies: Innovations from China[J/OL]. National Science Review, 2021, 8(7), nwaa139.

[14] UNEP-WCMC. Protected Area Profile for China from the World Database on Protected Areas, April 2026. www.protectedplanet.net

[15] UNEP-WCMC. https://www.unep-wcmc.org/en/news/world-reaches-milestone-for-nature-10-of-ocean-now-officially-protected

[16] Pike EP, MacCarthy JMC, Hameed SO, et al. Ocean protection quality is lagging behind quantity[J]. Conservation Letters, 2024, 17(3), e13020.

[17] 江南, 徐卫华, 刘增力. 我国自然保护地对海洋生物多样性的保护现状[J/OL]. 国家公园, 2024, 2(2): 72–80.

[18] Response and adaptation to climate change in the south China sea and coral sea | springer nature link[EB/OL]. [2026-05-14]. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-50094-2_10.

[19] Zou J, Jin X, Shan X, et al. Whether the summer fishing moratorium can improve the status of fisheries resources in the yellow sea and bohai sea[J/OL]. Heliyon, 2024, 10(19), e38100.
[20] OECM 系列研究：OECM 中国海域适用性研究-自然资源保护协会[EB/OL]. [2026-05-13]. https://www.nrdc.cn/information/informationinfo?id=389.
[21] Chen M, Zeng C, Zeng X, et al.Assessment of marine protected areas in the east China sea using a management effectiveness tracking tool[J/OL]. Frontiers in Marine Science, 2023, 10, 1081036.
[22] Other effective area-based conservation measures - 30×30 solutions toolkit 30×30 solutions toolkit[EB/OL]. [2026-05-13]. https://www.30x30.solutions/other-effective-area-based-conservation-measures/.
[23] Government of Canada. Guidance for recognizing marine other effective area-based conservation measures 2022[EB/OL]. (2022-12-09)[2026-05-13]. https://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/oecm-amcepz/guidance-directives-2022-eng.html.
[24] Bottom trawling: new report highlights need for action[EB/OL]. [2026-05-13]. https://www.oceancare.org/en/stories_and_news/report-trawling/.
[25] To manage global trawling impact, think local | NOAA fisheries[EB/OL]. [2026-05-13]. https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/manage-global-trawling-impact-think-local.
[26] Nakayama S, Dong W, Correro RG, et al. Comparing spatial patterns of marine vessels between vessel-tracking data and satellite imagery[J/OL]. Frontiers in Marine Science, 2023, 9, 1076775.
[27] Huang D, Chen J, Xu L, et al. Larval fish assemblages and distribution patterns in the Zhongsha Atoll (macclesfield bank, South China Sea)[J/OL]. Frontiers in Marine Science, 2022, 8, 787765.
[28] Lopazanski C, Foshay B, Couture J L, et al. Principles for climate resilience are prevalent in marine protected area management plans[J/OL]. Conservation Letters, 2023, 16(5), e12972.
[29] CMS [Convention on Migratory Species of Wild Animals]. Ecological Connectivity, Resolution 14.16, Samarkand, Uzbekistan (12-17 February 2024). UNEP/CMS/Resolution 14.16. [EB/OL]. [2026-05-13] https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_cop13_res.12.26_rev.cop13_e.pdf
[30] Brennan S, Reeves J, Chaudhary SM, et al. Scaling up: Conservation in a connected world[M]. IUCN WCPA Issues Paper Report Series, 2025, No.8. Gland, Switzerland, IUCN.
[31] Popova E, Vousden D, Sauer WHH, et al. Ecological connectivity between the areas beyond national jurisdiction and coastal waters: Safeguarding interests of coastal communities in developing countries[J/OL]. Marine Policy, 2019, 104, 90–102.
[32] Bentley LK, Nisthar D, Fujioka E, et al. Marine megavertebrate migrations connect the global ocean[J/OL]. Nature Communications, 2025, 16, 4089.
[33] Dunn DC, Harrison AL, Curtice C, et al. The importance of migratory connectivity for global ocean policy[J/OL]. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2019, 286(1911), 20191472.
[34] Beal M, Dias MP, Phillips RA, et al. Global political responsibility for the conservation of albatrosses and large petrels[J]. Science Advances, 2021, 7(10), eabd7225.
[35] Dias MP, Martin R, Pearmain EJ, et al. Threats to seabirds: A global assessment[J/OL]. Biological Conservation, 2019, 237, 525–537.
[36] Brooks CM. Geopolitical complexity at the bottom of the world: CCAMLR's ongoing challenge of adopting marine protected areas[M]. In J. N. Vince & D. A. Day (Eds.), Governing marine living resources in the polar regions (pp. 43–65). 2019. Edward Elgar Publishing.
[37] Linkages Between Biodiversity and Climate Change and the Role of Science-policy-Practice Interfaces for Ensuring Coherent Policies and Actions[R/OL]. 1-21. https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Thematic Paper 2 Linkages Between Biodiversity and Climate Change and the Role of Science-Policy-Practice Interfaces for

Ensuring Coherent Po.pdf.
[38] He J, Cao M. The United Nations and global blue carbon governance: A policy and practice review of frameworks, challenges, and possible pathways[J/OL]. Frontiers in Marine Science, 2026, 12, 1734688.
[39] Van Dam BR, Zeller MA, Lopes C, et al. Calcification-driven CO2 emissions exceed “Blue Carbon” sequestration in a carbonate seagrass meadow[J/OL]. Science Advances, 2021, 7(51), eabj1372.
[40] Howard J, McLeod E, Thomas S, et al. The potential to integrate blue carbon into MPA design and management[J/OL]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2017, 27(S1), 100–115.
[41] Yan H, Shi Q, Xu L, et al. Carbon budgets of coral reef ecosystems in the South China Sea[J/OL]. Frontiers in Marine Science, 2024, 11, 1335662.
[42] Chen Y, Zhou W, Qiu L, et al. Corals and reef-dwelling fish regulate carbon storage and cycling processes in coral reef ecosystems[J/OL]. Advanced Science, 2026, e20612.
[43] Landis E. High-quality blue carbon principles and guidance[EB/OL]. Seeks to Drive Sustainability and Equity in the Blue Carbon Market, 2022. [2026-05-13]. https://www3.weforum.org/docs/WEF_HC_Blue_Carbon_2022.pdf
[44] Randazzo-Eisemann Á, Molina-Hernández AL, Alvarez-Filip L, et al. Strong linkage between parrotfish functions and habitat characteristics[J/OL]. PLOS One, 2024, 19(12), e0315179.
[45] Earth security. strategic intelligence on planetary risk & capital markets[R/OL]. [2026-05-14]. https://www.earthsecurity.org/research/unlocking-the-blue-carbon-premium.
[46] Carbon and biodiversity: quantifying the ROI of Co-benefits in the voluntary carbon market[EB/OL]. [2026-05-14]. https://www.sylvera.com/blog/biodiversity-premiums-co-benefits.
[47] Zhou ZY, Almond D. The biodiversity promise of carbon markets looks weaker than advertised[J/OL]. 2026[2026-05-14].
https://www.ecgi.global/publications/blog/the-biodiversity-promise-of-carbon-markets-looks-weaker-than-advertised.
[48] Boettcher M, Winkler M, Michaelowa A. Accounting and monitoring challenges for blue carbon enhancement in national climate policy targets and international carbon markets[J/OL]. Carbon Management, 2025, 16(1), 2585895.