

DOI:10.13205/j.hjgc.202502017

庞礼铎,崔保山,马旭,等. 滨海湿地水文连通修复对生态系统功能提升的研究进展与挑战[J]. 环境工程,2025,43(2):167-176.

PANG L H, CUI B S, MA X, et al. Research progress and challenges: improving ecosystem functions of coastal wetlands by coastal restoration incorporating hydrological connectivity[J]. Environmental Engineering, 2025, 43(2):167-176.

滨海湿地水文连通修复对生态系统功能提升的研究进展与挑战

庞礼铎¹ 崔保山^{2,3} 马旭^{4,5} 刘泽正^{1,3*}

(1. 中山大学 海洋科学学院, 广东 珠海 519082; 2. 北京师范大学 环境学院 湿地环境保护与生态修复全国重点实验室, 北京 100875; 3. 黄河口湿地生态系统教育部野外科学观测研究站, 山东 东营 257500; 4. 流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038; 5. 中国水利水电科学研究院, 北京 100038)

摘 要:随着全球滨海湿地面积的损失和生态系统功能的持续退化,利用水文连通修复来提升与改善滨海湿地生态系统功能已成为全球的重要策略。通过梳理 Web of Science 数据库中 1950—2024 年的 7225 篇文献,揭示了全球滨海湿地水文连通修复的时空分布特征,归纳了陆向水文连通修复和海向水文连通修复的主要方法,以及滨海湿地水文连通修复对初级生产力、海岸防护、碳储存和生物多样性保护等关键生态系统功能的影响机理和研究进展;从影响因素众多、恢复周期漫长、响应过程多变和功能权衡复杂等视角总结了当前利用滨海湿地水文连通提升生态系统功能的挑战。针对当前的研究进展和存在的问题,展望了未来的研究趋势,可为解决滨海湿地生态系统功能提升面临的基础科学问题提供支持。

关键词:滨海湿地;水文连通;生态修复;生态功能;气候变化缓解;生物多样性保护

Research progress and challenges: Improving ecosystem functions of coastal wetlands by coastal restoration incorporating hydrological connectivity

PANG Lihua¹, CUI Baoshan^{2,3}, MA Xu^{4,5}, LIU Zezheng^{1,3*}

(1. School of Marine Sciences, Sun Yat-sen University, Zhuhai 519082, China;

2. School of Environment, State Key Laboratory of Wetland Conservation and Restoration, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

3. Yellow River Estuary Wetland Ecosystem Observation and Research Station, Ministry of Education, Dongying 257500, China;

4. State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, Beijing 100038, China;

5. China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: With the loss of global coastal wetland areas and the continuous degradation of its ecosystem functions, improving the functions of coastal wetland ecosystems through coastal restoration incorporating hydrological connectivity has become a significant global strategy. This paper reviewed 7,225 articles from the Web of Science database (1950 to 2024), revealed the spatiotemporal distribution characteristics of global coastal restoration projects using hydrological connectivity, and elucidated the main methods of landward and seaward hydrological connectivity restoration. The research on coastal restoration using

收稿日期:2024-10-05; 修改日期:2024-12-20; 接收日期:2025-01-10

基金项目:国家自然科学基金青年项目(42306187);国家自然科学基金重点项目(42330705,U2243208)

第一作者:庞礼铎(2001-),男,硕士研究生,主要研究方向为海岸动力过程。panglh3@mail2.sysu.edu.cn

* 通信作者:刘泽正(1991-),男,副教授,博士生导师,主要研究方向为滨海湿地生态修复与功能提升。liuzzh23@mail.sysu.edu.cn

hydrological connectivity began in the 1970s, and the number of global research papers started to increase after the 1990s. The United States has the highest number of research papers in this field, accounting for more than one-third of the global total. China ranks the second in the number of research papers. Landward hydrological connectivity ecological restoration mainly focuses on the regulation of runoff, sediment transport, and landward nutrient transport, while seaward hydrological connectivity restoration techniques primarily include managing realignment or retreat, regulating tidal exchange, and controlling reduced tide. Furthermore, this paper clarifies the mechanisms and research progress of the impact of coastal restoration based on hydrological connectivity on key ecosystem functions, such as primary productivity, coastal protection, carbon storage, and biodiversity conservation. From the perspectives of numerous influencing factors, lengthy restoration periods, highly variable response processes, and complex functional trade-offs, this paper summarizes the current challenges of enhancing ecosystem functions using coastal restoration based on hydrological connectivity. Future research trends are anticipated in light of the current research progress and existing problems, which can support addressing the fundamental scientific issues faced in enhancing coastal wetland ecosystem functions. In the future, we should focus on utilizing new technologies and big data analysis to reveal the mechanisms behind the enhancement of ecosystem functions, constructing predictive models for ecosystem functions enhancement that integrate hydrological, geomorphological, and ecological dynamic processes, conducting cost-benefit analyses to ensure the sustainability of coastal wetland restoration, and serving national needs and international programs to foster international big science research plans and projects.

Keywords: coastal wetland; hydrologic connectivity; ecological restoration; ecological function; climate change mitigation; biodiversity conservation

0 引言

水文连通定义为以水为介质的物质、能量及生物在水文循环各要素内或各要素之间进行的传输过程^[1,2]。由于河口上游人类活动和围海造陆等活动的干扰,滨海湿地的自然水文连通结构受到不同程度的破坏。不充足的潮汐淹没或淡水输入对滨海湿地植物的生长和演替、沉积过程、生物入侵产生影响,导致滨海湿地生态过程紊乱,带来了一系列生态环境问题^[3,4]。因此,水文连通修复已经成为国际上恢复滨海湿地的重要手段^[5-7]。滨海湿地水文连通修复主要通过拆除堤坝、设置或调节涵洞、疏通潮沟、设置拦潮闸等工程措施改善湿地的水文过程,从而达到提升湿地生态系统功能的效果^[8-10]。由于水文连通修复方法在提升海岸防护等生态功能中与传统硬质海岸工程的不同,常被称为基于自然的解决方案(nature-based solutions)或基于生态系统的解决方案(ecosystem-based solutions)^[9,11]。

随着全球对滨海湿地水文连通修复的关注,越来越多的国家和地区在海岸带实施水文连通修复工程。但是滨海湿地生态系统功能提升的效果在不同修复地点存在较大变异性,这严重制约了水文连通修复方法的适用性和效果评估预测的准确性^[6,12]。因此,本研究将基于文献分析的方法,梳理全球滨海湿地水文连通修复的研究进展,阐明滨海湿地水文连通修复对关键生态系统功能的影响机理和研究进展,探讨当前面

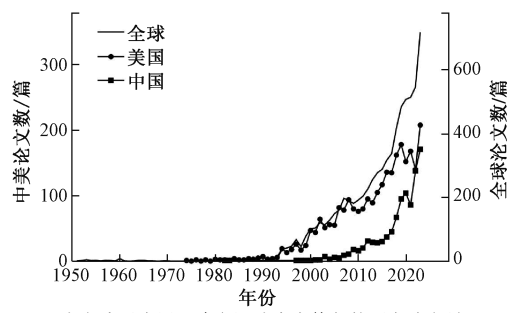
临的挑战,并展望未来的研究趋势,试图为解决滨海湿地生态系统功能提升面临的基础科学问题提供支持。

1 滨海湿地水文连通修复的研究进展

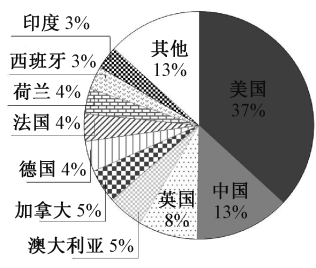
1.1 滨海湿地水文连通修复的时空特征

在 Web of Science 所有的数据库中,以滨海湿地类型(如 coastal、estuary、delta、salt marsh、mangrove、seagrass、tidal flat 等)和水文连通修复(如 hydrological rehabilitation、hydrological restoration、managed realignment、managed retreat、tidal reinstatement、de-embankment、tidal reconnection、regulated tidal exchange、controlled reduced tide、hydrological connectivity 等)为主题词进行检索,研究领域选择环境科学与生态学、水资源管理、海洋或淡水生物学和生物多样性保护,发表时间选取 1950—2024 年,共得到 7225 篇文献。利用水文连通对滨海湿地进行生态修复的研究开始于 20 世纪 70 年代中后期,20 世纪 90 年代之后,全球和美国在滨海湿地水文连通修复领域的研究论文数量开始增加。而我国在这一领域的研究起步相对较晚,在进入 21 世纪之后开始逐渐重视,2010 年后研究论文的数量开始快速增加,2020 年后我国在滨海湿地水文连通修复的研究论文年发文量与美国持平(图 1)。

从论文发表的国家来看,美国在滨海湿地水文连通修复方向的研究论文数量最多,超过全球总量的 1/3。我国在这一领域的发文量位居第二,占到全球



a—水文连通应用于滨海湿地生态修复的研究论文量



b—主要国家研究论文比例

图 1 水文连通应用于滨海湿地修复的研究论文量及主要国家比例
Figure 1 Amount of research papers that incorporate hydrological connectivity in coastal restoration and proportions of major countries

的 13%,随后是英国、加拿大、德国、法国和荷兰等国家(图 1)。从论文发表的时间趋势和全球占比发现,我国对滨海湿地水文连通修复的研究逐步重视并开始在全球占主导地位。通过对全球滨海湿地水文连通修复实践的地点分布特征发现,利用水文连通实施滨海湿地生态修复工程主要集中在美国和欧洲发达国家。美国的东海岸均有大量的滨海湿地生态修复工程,欧洲的修复工程分布在英国、荷兰和比利时等发达国家;而澳大利亚和我国的工程数量较少,我国的修复工程主要集中在辽河口、黄河口和南方的红树林区域^[13]。

1.2 滨海湿地水文连通修复的方法

滨海湿地位于陆海交汇处,既受到陆向径流及其携带物质的影响,也受到海向潮汐过程的影响。因此,滨海湿地的水文连通修复可以分为陆向水文连通修复和海向水文连通修复。陆向水文连通的生态修复主要关注对径流、输沙量和陆向营养物质运输的调控,通过河流上游水库的调水调沙、河流改道以及营养物质总量控制等措施,对滨海湿地进行淡水、沉积物的补充以及富营养化的控制是滨海湿地生态修复的重要方式。这种方法在黄河口、珠江口以及美国的密西西比河口等地均实现大规模应用。在枯水季,利用调水调沙工程向黄河三角洲国家自然保护区进行生态补水,不仅增加了湿地的面积,并且提高了湿地

植物的生产力,对当地生物多样性和湿地生态系统服务功能的提升产生积极的作用^[8]。类似的,通过密西西比河改道工程,位于美国路易斯安那州的密西西比河流域的 Wax Lake 三角洲湿地面积在 2010—2011 年增加了 600 hm² 以上,当地的植物群落也得以恢复^[10]。美国通过对流入 Chesapeake Bay 污染物的控制和处理,使当地水生植物的面积增加了 1.7 万 hm²,提高了滨海湿地的生物多样性^[14]。

海向水文连通的生态修复主要通过拆除堤坝、退养还滩、设置或调节涵洞、疏通潮沟、设置拦潮闸等工程措施恢复潮流的连通,改善滨海湿地的水动力条件,减少围填海活动或海平面上升对滨海湿地的影响^[13]。现有的水文连通修复技术主要包括管理性撤退(managed realignment/retreat)、有监管的潮汐交换(regulated tidal exchange)和控制潮汐措施(controlled reduced tide)技术,其原理是通过人工措施,如破坏或改变已有堤坝来修复和调整堤坝内潮汐的水文连通过程与强度,进而修复滨海湿地的植物和动物生境,达到恢复滨海湿地生态系统原有功能的目的^[11]。

管理性撤退技术是指整体移除围填海设施,允许海水自由出入之前被圈围的区域,或者通过拆除旧海堤,向内陆一侧建造新海堤,扩大堤外的湿地面积。通过破坏或拆除已有堤坝来恢复潮汐周期,进而恢复滨海湿地的生态环境,该技术在我国的退养还滩工程和欧洲海岸广泛使用^[13,15]。有监管的潮汐交换是通过使用较多的工程结构,如溢洪道、涵洞、水闸、潮门或自流井等,对潮汐系统进行调节,这项技术已在美国、英国、法国、比利时、德国和荷兰等国家得到广泛应用。但工程结构的人工调节消减了自然潮汐的变化及周期性,阻碍了潮汐栖息地的梯度修复,加之维护机械构件产生的高昂成本,降低了该技术的应用潜力^[16]。控制潮汐措施是改良了有监管的潮汐交换技术,削减潮汐的闸控技术,通过双层孔流来控制进入到研究区内的潮汐流量,对大潮小潮进行调控,修复潮汐周期性变化,可有效并完整地修复潮间带潮汐规律及生境梯度。该技术应用于比利时的 Schelde 河口,显示具有很大的推广应用潜力,在提供生物栖息地、应对海平面上升等方面具有重要作用^[9,17]。

2 生态系统功能提升的研究进展

2.1 初级生产力

植被作为滨海湿地最重要的初级生产者,是滨海湿地生态系统的基石(foundation species),它在维系

海岸防护、储碳/储氮、保护生物多样性、去除污染物等方面发挥着关键的生态功能。因此,滨海植被是否恢复对滨海湿地生态系统功能能否提升至关重要,这也是评价滨海湿地水文连通修复效果的关键指标^[18]。评估滨海湿地生态系统初级生产力功能提升的主要指标有净初级生产力、地上/地下生物量、植被

密度、植被盖度以及植被存活率等。水文连通修复为植被的建立创造了“机会窗口”,提供了适宜的水分、盐度、水淹频率、高程和相对稳定的底床条件,从而有利于盐沼植物的恢复^[19];另外,水文连通修复也有利于植物繁殖体的移动,为植被的扩张提供了机会(表 1)^[20]。

表 1 滨海水文连通修复提升生态系统功能的指标和作用机理

Table 1 Indicators and mechanisms for enhancing ecosystem functions through coastal restoration incorporating hydrological connectivity			
功能类型	主要指标	作用机理	研究案例
初级生产力	净初级生产力、地上/地下生物量、植被密度、植被盖度、植被存活率、叶绿素浓度	改善土壤湿度、土壤盐度、淹水频率等环境因子,有利于植物的定植和生长;增加了植被种子的连通,有利于植被面积的扩张;通过营养物质输入的控制,降低富营养化程度,增加水体透明度等	黄河三角洲,中国 ^[8] ; Chesapeake Bay, 美国 ^[14] ; Tijuana River 河口,美国 ^[25] ; West Lake, 美国 ^[23] ; New England 盐沼, 美国 ^[21] ; Noard-Fryslan Butendyks, 荷兰 ^[26] ; Schelde Estuary, 比利时 ^[17]
海岸防护	沉积速率、高程变化率、海岸线侵蚀/淤积速率、波浪削减能力、波高和波周期的变化等	增加沉积物的来源,提高沉积速率;滨海植被的恢复增加了消浪能力,有效降低波高	Schelde Estuary, 比利时 ^[27] ; Hunter Rive 河口, 澳大利亚 ^[28] ; Freiston Shore, 英国 ^[29] ; Blackwater 河口, 英国 ^[29] ; Tijuana River 河口, 美国 ^[30] ; Jamaica Bay, 美国 ^[31]
碳储存	土壤碳储量、土壤碳密度、土壤碳浓度、土壤碳累积速率、温室气体排放通量	植被光合作用吸收温室气体和生物量固碳、沉积物/土壤的碳累积和碳埋藏、减少温室气体排放	Ord River 河口, 澳大利亚 ^[32] ; 黄河三角洲, 中国 ^[33] ; Stillaguamish River 河口, 美国 ^[34] ; San Francisco Bay, 美国 ^[35] ; Cape Cod Canal, 美国 ^[36] ; Bay of Fundy, 加拿大 ^[37] ; Blackwater 河口, 英国 ^[38]
生物多样性保护	底栖动物、鸟类、鱼类、植被等的生物多样性指数、丰富度、均匀度;外来物种入侵度;鱼类(包括甲壳类、软体动物等)捕获量、鱼类的密度、生物量和体长等	通过水文连通的恢复形成低流速的栖息地条件并增加沉积物的输入,可以改善大型底栖动物的栖息地条件;改善潮沟级别以及环境因子(水温、盐度)是鱼类群落恢复的关键因素;恢复的植被和底栖动物等为鸟类提供食物、停留和繁育场所,有助于鸟类的恢复	Magnolia Inlet, Texas, 美国 ^[39] ; Scheldt 河口, 荷兰 ^[40] ; Nisqually River 河口, 美国 ^[41] ; Long Island, 美国 ^[42] ; Bay of Fundy, 加拿大 ^[43] ; 黄河三角洲, 中国 ^[8]

通过对美国 New England 滨海盐沼湿地生态修复工程调查发现,水文连通修复增加了滨海湿地的淹水频率,降低了地面相对高程,有利于地下水的回升,经过 2 年的时间湿地植被得以恢复^[21]。另外,通过对美国康乃狄克州 20 年来 9 个地点的水文连通修复结果进行对比研究,发现水文连通修复可以在 20 年内恢复原有的植物群落^[22]。在美国佛罗里达州的 West Lake 实施的红树林水文连通修复工程发现,2 年后红树林植被得到恢复^[23]。对英国 35 个水文连通改善的盐沼湿地研究区发现,盐生植物物种在水文连通改善区域可以迅速定居,1 年后获得与附近参考盐沼湿地相似的物种丰富度^[24]。美国通过对流入 Chesapeake Bay 的污染物总量控制 and 处理,减低了富营养化程度,提升了水体透明度,恢复了本土海草等水生植被面积^[14]。

2.2 海岸防护

由于海平面的持续上升以及风暴潮等灾害的频发,滨海湿地的海岸防护功能越来越受到重视。利用

水文连通修复方法形成“绿色岸线”或“软质岸线”来取代混凝土堤坝的“灰色岸线”或“硬质岸线”,是增强海岸防护功能的重要措施^[44]。评估滨海湿地海岸防护功能提升的主要指标有沉积速率、高程变化率、海岸线侵蚀/淤积速率、波浪削减能力等。水文连通修复可以增加沉积物的输入,提高土壤沉积速率,增加地面相对高程,从而缓解海平面上升和海浪侵蚀;另外水文连通修复有利于滨海植被的恢复,植被对波浪衰减起到积极地作用,可以有效地降低波高和流速,从而增强海岸防护功能(表 1)。

对全球的分析发现,滨海湿地生态修复工程显著提高了盐沼和红树林湿地的土壤沉积速率,分别提高了(19.58±6.66),(2.91±0.63)mm/a,并且水文连通修复方法和植被再植的修复方法对海岸防护功能提升效果并没有显著差异^[5]。利用植被种植修复每公顷滨海湿地的成本是利用水文连通修复方法的 10~20 倍^[7],因此,当有足够的额外空间容纳时,水文连通修复是一种经济有效的恢复策略,有助于促进沉积

作用和垂直抬升^[5]。在比利时 Schelde Estuary,通过控制潮汐技术的实施发现,水文连通修复后沉积速率的降低以及排水条件的改善,导致了更深沉积层的固结,这种固结导致沉积物强度的增加,进而增加了滨海湿地对抗海浪侵蚀的能力^[27]。对澳大利亚 Hunter Rive 河口研究发现,潮汐恢复后的3年期间盐沼植被得到有效建立,海岸防护功能得到提升,如果在全球得到应用,提供的海岸防护功能相当于每年节省2300亿美元的海堤建设^[28]。

2.3 碳储存功能

由于滨海湿地具有重要的碳储存功能,海草床、红树林、盐沼被称为3个重要的海岸带蓝碳生态系统。滨海湿地水文连通修复可以通过植被恢复增加初级生产力、沉积物碳累积和碳埋藏、减少温室气体排放等途径增加碳汇功能。评估滨海湿地碳储量功能提升的主要指标有土壤碳储量、土壤碳密度、土壤碳浓度、土壤碳累积速率、温室气体排放通量等。定量滨海湿地生态系统碳汇速率的方法主要包括沉积物碳累积速率测定、植被净初级生产力法以及生态系统碳通量收支法。其中,生态系统碳通量法包括涡度协方差通量塔法、透明箱以及黑布遮盖+红外气体分析仪相结合的方法;沉积物碳累积速率测定包括土芯+同位素定年结合法和地表高程变化法^[45]。

对全球红树林生态修复实践的综合分析发现,虽然修复区域的土壤碳储存低于自然区域,但是红树林生态修复区域的碳储存显著高于无植被和退化区域^[6]。对全球盐沼湿地生态修复的研究分析也发现相同的规律,与天然盐沼湿地相比,修复盐沼内土壤有机碳浓度和土壤碳储存有所降低,但是与退化湿地相比,修复盐沼内土壤有机碳浓度和有机碳密度分别增加了 $(0.16 \pm 0.07)\%$ 和 $(0.003 \pm 0.001) \text{ g C/cm}^2$,土壤碳储存增加了 $(10.70 \pm 3.45) \times 10^6 \text{ g C/hm}^2$ ^[18]。恢复盐沼与天然盐沼的土壤有机碳累积速率并没有显著差异,表明盐沼修复在增强碳储存功能方面具有巨大潜力^[18]。对澳大利亚滨海湿地的研究也发现,水文连通为潮汐恢复滨海湿地以获取碳信用提供了机会,从而为土地持有者和管理者进行恢复工作提供了经济激励^[32]。

2.4 生物多样性保护

生物多样性包括生态系统多样性、物种多样性和基因多样性3个层次,目前研究主要针对物种多样性的保护与提升方面,关注(大型)底栖动物、植被、鸟

类和鱼类等物种。目前评价水文连通修复对生物多样性保护的主要指标是底栖动物、鸟类、鱼类、植被等的生物多样性指数、丰富度、均匀度以及外来物种入侵度等。通过水文连通的恢复形成低流速的栖息地条件并增加沉积物的输入,可以改善大型底栖动物的栖息地条件;改善潮沟级别以及环境因子(水温、盐度)是鱼类群落恢复的关键因素;恢复的植被和光滩上的底栖动物等为鸟类提供食物、停留和繁育场所,有助于鸟类的恢复。

从全球研究发现,修复的盐沼湿地比自然湿地具有相同甚至更高的鸟类多样性,节肢动物和环节动物可能更高,鱼类物种的生物多样性也得到显著提高,但是鱼类的生物量显著低于自然湿地^[18]。与退化湿地相比,修复盐沼中与生物多样性和渔业生产有关的生态功能得到了显著提高,植被的物种丰富度的也远高于退化湿地^[18]。人工修复的盐沼湿地增加栖息地结构的复杂性,吸引了更多的水鸟,为滨鸟和雏鸟提供了更好的躲避捕食和环境压力的避难所,并提供了更高的食物资源,例如,在修复湿地的黑腹鸻(*Pluvialis squatarola*)的密度是自然湿地的3倍^[46]。对全球红树林生态修复的综合分析也发现,与自然和退化的红树林相比,恢复后的红树林显示出更高的螃蟹产量和多样性水平^[6]。2012年出版的 *Tidal marsh restoration: a synthesis of science and management* 系统综合研究了潮流恢复对鸟类、植物、生物地球化学、底栖动物等的影响,阐明了滨海湿地水文连通修复对生物多样性保护的价值^[47]。荷兰南部 Scheldt Estuary 经过水文连通修复5年后,大型底栖动物的生物量迅速增加,双壳类生物量从2016年 0.42 g/m^2 增长到2020年的 22.96 g/m^2 ,以底栖动物为食的鸟类,特别是蛎鹬的密度也显著增加,从2017年的 0.9 只/hm^2 增加到2020年的 7.7 只/hm^2 ^[40]。

3 生态系统功能提升面临的挑战

3.1 影响因素复杂

滨海湿地水文连通修复后影响生态系统功能提升的因素众多,且地域差异明显,不同区域不同湿地类型对不同的生态系统功能存在各自特有的限制性因子。在一项研究分析中发现影响滨海湿地植被存活和生长的因素高达10多种^[18]。对海岸防护功能提升来说,滨海湿地对抗侵蚀的能力与密集根系网络、沉积物粒径、悬浮物浓度、潮差、相对高程以及海平面上升速率等密切相关,有助于洪水和海岸侵蚀防

护的因素有淹没频率相对较低,沉积速率适中,沉积物中砂粒、粉砂和黏粒混合良好,排水良好且易于植被生长的地点更有利于海岸防护功能的发挥^[27]。另外,水淹频率、植被类型、土壤粒径以及恢复前的土地利用类型对碳储存功能具有重要影响^[38]。水温、盐度、有机质浓度与自然湿地的距离等均对底栖动物或鱼类的生物多样性以及渔业产量造成影响^[48,49]。众多的影响因素和复杂的作用机理增加了生态系统功能提升的不确定性,不仅限制了生态系统功能的准确评估和预测,还对调控措施的制定和实施提出了挑战。

以植被恢复为例,影响植被恢复的主要非生物因子是地貌高程、淹水时间、土壤盐度、土壤水分、土壤氧化还原电位和地形的异质性等。在潮汐过程恢复之前,水文连通修复区一直被用作农田、养殖池等,长期的地面压实以及没有潮水携带的沉积物的补充,导致修复区内的海拔往往要低于自然区域,因此在恢复潮汐之后,修复区内的淹水时长和频率往往比自然区要高,容易导致修复区内排水不良、土壤的含氧量较低、缺乏地形的异质性等特点^[50,51,52]。另外,植物种子的可获得性、动物的植食等也影响植被群落的恢复。对英国 Tollesbury 水文连通修复区的研究表明,经过6年的潮汐恢复之后,修复区内仅30%的区域有植被覆盖,修复区内的高程更低,导致潮水流动的速度较高,高速的流水不仅制约了植物的定植,并且不利于植物种子的沉积^[53]。对荷兰拆除堤坝后10年的研究发现,放牧影响了盐沼植被的演替方向,导致盐沼植物群落的多样性较低,其中50%的区域被次生先锋沼泽群落覆盖^[26]。在英国 Orplands 滨海湿地水文连通修复区也发现,多毛动物通过植食作用和地貌干扰等方式阻碍了当地植物的定植和生长^[54]。

3.2 恢复周期漫长

生态系统功能提升的程度取决于生态修复的周期。Liu 等^[18]研究表明,某些生态系统功能随着修复周期的增加而增加。例如,与天然湿地相比,初级生产力和土壤碳储量的效应随着修复周期的增加而增加,这表明修复盐沼可以成为有机碳储存的重要场所。水文连通改善之后,植物群落需要一定的时间才开始生长和演替,并且不同植物物种出现在修复区内的年限有很大差异。对英国 Tollesbury 修复区的植物群落长期监测发现, *Salicornia* spp. 和 *Suaeda maritima* 植物盖度在恢复潮汐第2~3年之后已经恢

复到自然参照区域的水平,但是 *Spartina anglica* 需要6年的时间^[55]。在加拿大 Bay of Fundy 水文连通修复区的研究发现, *Spartina alterniflora* 在潮水恢复的第2年开始出现,第5年之后 *Spartina alterniflora* 植物密度已经达到自然区域的水平^[56]。然而,生态系统功能的恢复程度也可能与修复年龄呈现负相关或无显著相关性。将恢复红树林与自然红树林进行比较,发现螃蟹产量和多样性随着修复红树林年龄增长而呈现出下降趋势,表明年轻的恢复红树林可能比成熟的恢复红树林为螃蟹种群提供了更好的繁殖场和栖息地^[6]。一些生态系统功能的恢复程度与修复年龄无关,如指示海岸防护功能的沉积物累积和高程变化速率,这些过程对地表高程、潮差、海平面上升和沉积物可利用性更为敏感^[5]。

值得注意的是,一些生态系统功能的恢复过程是缓慢的,滨海湿地水文连通修复对减缓气候变化和保护生物多样性的潜力可能需要几十年甚至几百年才能提升至自然水平^[16,57]。对英国 Essex 河口水文连通改善修复区和邻近自然区内植物群落的组成发现,即使经过100年的时间,修复盐沼内植物物种丰富度、组成和结构与自然盐沼植物群落显著不同^[58]。对英国 Tollesbury 修复区的植物群落长期监测发现, *Atriplex portulacoides* 和 *Limonium vulgare* 在潮汐过程恢复8年之后仍然处于较低的水平^[55]。在加拿大 Bay of Fundy 水文连通修复区的研究发现, *Spartina pectinata* 的密度在潮汐过程恢复的8年之后仍然处于较低水平^[56]。漫长的恢复周期导致生态系统服务如碳储存、生物多样性保护等功能在长时间内无法充分发挥作用,增加了生态修复的复杂性和不确定性。另外漫长的恢复周期导致投资回报和社会经济效益的实现将被延迟,需要持续的管理和维护,将会带来额外的经济负担。

3.3 响应过程多变

生态系统功能对生态修复的响应是一个复杂多样的过程,它涉及到生态位的重建、物质循环和能量流动的再平衡、适应性管理和尺度效应等多个层面的相互作用。生态系统功能会随着修复措施的实施而发生变化,这些响应可能是即时的,也可能是延迟的,取决于生态系统的初始状态、修复方法的选择、环境条件以及生物群落的适应性等。尽管对全球分析揭示了一些生态系统功能对生态修复的总体趋势,但各研究物种和系统中的反应差异很大。这种高度变异性除了归因于普遍的生态随机性,还可能是群落动态

和生态演替、未测量和未考虑的变量、监测程序的设计等多个相互关联的驱动因素引起的。生态修复中的高变异性使得很难辨别出由于修复站点特征(例如,年龄和面积)或修复方法引起的明显的趋势或差异。由于缺乏对可变性驱动因素的理解可能会阻碍生态系统有效恢复,而提高解释可变性和预测结果的能力有助于围绕预期目标进行更好的规划。

对生物多样性来说,动物对滨海湿地生态修复的反应方式在生态系统类型、分类群、响应指标以及修复地点的特征方面存在极高的变异性。通过对全球滨海湿地生态修复提高生物多样性功能的分析发现,滨海湿地生态修复区域动物群落的丰富度、多样性和均匀度显著高于退化区域,甲壳类动物、鱼类、鸟类、双壳类动物、腹足类动物和蠕虫等的种群数量也显著增加,但是动物个体指标(例如尺寸、生物量)与退化地点并没有显著差异^[59]。尽管鸟类通常对恢复反应积极,但一些研究表明,重建的盐沼栖息地并不适合濒危物种(如盐沼细尾鹌)筑巢^[60]。在某些情况下,对动物丰度的早期评价可能被夸大了。红树林和盐沼生态修复中某些动物类群丰富度(如甲壳类动物和环节动物)随着修复年龄的增加呈现降低的趋势,这是因为该修复地点的初始值较高,随着修复时间的增长,丰富度水平会降低到自然湿地的水平^[61,62]。

3.4 功能权衡复杂

水文连通修复对生态系统功能提升的目标往往不是单一,既需要抵御海浪侵蚀,也需要增加碳储存和保护生物多样性。生态系统功能之间也存在着权衡或协同关系,权衡关系是指一种生态系统功能的增加造成另一种生态系统功能减少的情形,而协同关系是指两种或多种生态系统功能同时增加或同时减少的情形。评估这些权衡或协同关系,并寻找协同增效的机会,可以帮助实现更有效的资源分配和修复效果。但是由于对生态系统功能间权衡或协同的作用特征、表现形式、驱动机制和尺度效应等揭示的不足,在滨海湿地水文连通修复过程中,实现生态系统功能之间的权衡与协同是一个复杂而关键的挑战。

生物多样性保护与海岸防护功能间存在权衡关系。随着盐沼表面相对高程的升高,防洪保护服务也随之增加。因此,在极端风暴条件下,海岸湿地的防护功能需要相对较高的高程才能有效。但是盐沼湿地高程的增加与生物多样性保护的功能相冲突,因为相对低洼且动态变化的盐沼对生物多样性最有利。

在很少被淹没的最高区域,随着演替的持续进行,植物多样性逐渐减少^[63]。另外,引入修复区域的沉积物越多,对防洪功能的提升效果可能越大。但是在水文连通修复中使用的疏浚材料与天然沉积物的生化成分不同,会导致盐沼湿地土壤的成熟度不足。营养物质的补给又可能会增加水的浑浊度,导致盐沼湿地初级生产力的降低。

4 未来研究趋势

目前,基于水文连通的滨海湿地生态修复对生态系统功能提升的研究与实践已在全球多个国家和地区实施,并逐渐成为应对当前全球生物多样性丧失和气候变化危机的重要策略。但是,由于对水文连通修复理论、技术或方法体系等认识不足,生态系统功能提升的效果具有很高的变异性,致使滨海湿地生态修复实践的局限性凸显。因此,开展滨海湿地水文连通的生态效应及生态系统功能提升机理研究,揭示水文-生物-功能间的耦合机制,开展成本-效益分析和多学科交叉研究,最终确保滨海湿地生态系统功能提升的稳定性和可持续性,具有重要的意义。未来的研究趋势包括:

1) 利用新技术和大数据分析揭示生态系统功能提升的机理。原有的技术手段和数据分析方法对滨海湿地水文连通修复提升生态系统功能的机理研究在更加宏观和微观尺度上具有一定的局限性。随着科技的飞速发展,利用无人机遥感、走航监测技术、环境DNA、新一代测序技术、高分辨质谱技术等新技术使得从基因、微生物、景观以全球等多尺度同步观测或实时监测成为可能,使我们能够从基因和微生物层面探究生态系统服务功能的改善,进而揭示生态过程中微观生物与环境之间的相互作用。大数据分析的机器学习算法、多组学整合分析方法、数据库的发展以及多源数据融合分析技术为大尺度深入剖析生态系统功能提升的内在机制提供了机会。未来,利用新技术揭示生态系统功能提升的作用机理,不仅有助于提高对生态系统功能恢复中复杂性的认识,还为制定更有效的生态保护和管理策略提供了可能。

2) 构建耦合水文-地貌-生态等动力过程的生态系统功能提升预测模型。现有的生态系统功能提升预测模型更多是基于相关关系的数学模型,这些模型在生态系统管理和决策中发挥重要作用。但是随着人们对滨海湿地生态修复效果量化和预测的高需求,这些模型在精确度和应用范围上的局限性越来越凸

显。未来将考虑水文、地貌和生态等多个动力过程之间的耦合效应,采用高效的数值求解方法,如有限元方法或有限体积方法,实现不同场(如水场、泥沙场、生物场)之间的信息交换,以确保模型的计算效率和准确性;并利用机器学习和人工智能等算法,用于分析大量的生态数据,识别模式,预测生态系统功能的变化趋势。另外,未来将考虑海平面上升、极端热浪、风暴和降水的强度或频率增加等极端情景,识别考虑多种共同发生的压力因素对生态系统功能提升的加性效应、协同效应或拮抗效应影响,构建一个强大的预测模型,以评估和管理生态系统功能的提升。

3)开展成本-效益分析以确保滨海湿地修复的可持续性。滨海湿地生态系统功能的提升不仅取决于生态学因素,还受到社会经济因素的影响,如资金投入、土地使用权属、政策支持和当地社区的参与度等。构建基于生态系统服务和投入产出相结合的生态修复项目成本效益动态评估新方法,关注滨海湿地生态功能提升的多重效益,如碳汇能力减缓气候变化、适应气候变化、提升海岸带韧性等方面所带来的生态价值,并考虑不同地区的生态环境和社会经济条件存在的时空异质性,以确保滨海湿地生态修复项目能够适应当地条件,并实现可持续发展。创建生态产品价值实现平台,探索市场化机制推动滨海湿地生态产品价值实现。将生态功能的提升纳入交易和金融系统,例如将滨海湿地水文连通修复提升的碳储存功能纳入进碳交易市场,增加碳信用额;将渔业生产效益通过休闲渔业许可费或商业海产品征税,更直接地与恢复资金挂钩等,构建滨海湿地生态功能提升的盈利模式,激励多渠道融资机制,形成“投资-修复提升功能-功能提升后再投资”的良性循环,有助于滨海湿地生态修复的可持续性。

4)服务于国家需求与国际计划,孕育国际大科学计划。在全球化的背景下,服务于国际计划,孕育国际大科学计划已成为科学研究的重要方向。这一战略旨在通过跨国界的合作,解决人类面临的共同挑战,如气候变化、生物多样性保护等领域的问题。联合国开展的“联合国生态系统恢复十年(2021—2030年)”和“联合国海洋科学促进可持续发展十年(2021—2030年)”等计划对滨海湿地的保护、管理和修复提出了新的要求。2020年后全球生物多样性框架、昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架、《巴黎协定》和联合国可持续发展目标等为滨海湿地生物多

样性保护和气候变化缓解等功能的提升提供了指导。滨海湿地水文连通修复也有助于我国的双碳目标,即碳达峰与碳中和,以及《中国生物多样性保护战略与行动计划(2023—2030年)》等的实施。因此,未来通过集中全球的智慧和资源,凝练重大科学问题,加强国际间的交流与合作,开展多学科交叉研究,孕育国际大科学计划,以此促进技术创新,为全球可持续发展目标的实现贡献力量。

参考文献

- [1] 崔保山,蔡燕子,谢湉,等. 湿地水文连通的生态效应研究进展及发展趋势[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2016, 52(6): 738-746.
- CUI B, CAI Y, XIE T, et al. Ecological effects of wetland hydrological connectivity: problems and prospects[J]. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), 2016, 52(6): 738-746.
- [2] BRACKEN L J, WAINWRIGHT J, ALI G, et al. Concepts of hydrological connectivity: research approaches, pathways and future agendas[J]. Earth-Science Reviews, 2013, 119: 17-34.
- [3] LIU Z, FAGHERAZZI S, CUI B. Success of coastal wetlands restoration is driven by sediment availability[J]. Communications Earth & Environment, 2021, 2(1): 44.
- [4] EZCURRA E, BARRIOS E, EZCURRA P, et al. A natural experiment reveals the impact of hydroelectric dams on the estuaries of tropical rivers[J]. Science Advances, 2019, 5(3): eaau9875.
- [5] LIU Z, FAGHERAZZI S, LI J, et al. Mismatch between watershed effects and local efforts constrains the success of coastal salt marsh vegetation restoration [J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 292: 126103.
- [6] SU J, FRIESS D A, GASPARATOS A. A meta-analysis of the ecological and economic outcomes of mangrove restoration [J]. Nature Communications, 2021, 12(1): 5050.
- [7] BAYRAKTAROV E, SAUNDERS M I, ABDULLAH S, et al. The cost and feasibility of marine coastal restoration [J]. Ecological Applications, 2016, 26(4): 1055-1074.
- [8] CUI B, YANG Q, YANG Z, ZHANG K. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China [J]. Ecological Engineering, 2009, 35(7): 1090-1103.
- [9] TEMMERMAN S, MEIRE P, BOUMA T J, et al. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change[J]. Nature, 2013, 504(7478): 79-83.
- [10] CARLE M V, SASSER C E and ROBERTS H H. Accretion and vegetation community change in the Wax Lake Delta following the historic 2011 Mississippi River flood [J]. Journal of Coastal Research, 2015, 31(3): 569-587.
- [11] COTTON I, FORSTER J, LORENZONI I, et al. Challenges to anticipatory coastal adaptation for transformative nature-based solutions[J]. Global Environmental Change, 2024, 88: 102893.
- [12] SILVER B P, HUDSON J M, LOHR S C, et al. Short-term

- response of a coastal wetland fish assemblage to tidal regime restoration in Oregon [J]. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2017, 8(1): 193-208.
- [13] LIU Z, CUI B, HE Q. Shifting paradigms in coastal restoration; six decades' lessons from China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 566: 205-214.
- [14] LEFCHECK J S, ORTH R J, DENNISON W C, et al. Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2018, 115(14): 3658-3662.
- [15] ESTEVES L S, WILLIAMS J J. Managed realignment in Europe: a synthesis of methods, achievements, and challenges [J]. *Living Shorelines*, 2017: 157-182.
- [16] WOLTERS M, GARBUTT A, BAKKER J P. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe[J]. *Biological Conservation*, 2005, 123(2): 249-268.
- [17] JACOBS S, BEAUCHARD O, STRUYF E, et al. Restoration of tidal freshwater vegetation using controlled reduced tide (CRT) along the Schelde Estuary (Belgium)[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2009, 85(3): 368-376.
- [18] LIU Z, FAGHERAZZI S, HE Q, et al. A global meta-analysis on the drivers of salt marsh planting success and implications for ecosystem services[J]. *Nature Communications*, 2024, 15(1): 3643.
- [19] BALKE T, HERMAN P M, BOUMA T J. Critical transitions in disturbance-driven ecosystems: identifying windows of opportunity for recovery[J]. *Journal of Ecology*, 2014, 102(3): 700-708.
- [20] LECK M A. Dispersal potential of a tidal river and colonization of a created tidal freshwater marsh[J]. *AoB Plants*, 2013, 5: pls050.
- [21] BURDICK D M, DIONNE M, BOUMANS R, et al. Ecological responses to tidal restorations of two northern New England salt marshes[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 1996, 4: 129-144.
- [22] WARREN R S, FELL P E, ROZSA R, et al. Salt marsh restoration in Connecticut: 20 years of science and management [J]. *Restoration Ecology*, 2002, 10(3): 497-513.
- [23] LEWIS R R, GILMORE R G. Important considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat [J]. *Bulletin of Marine Science*, 2007, 80(3): 823-837.
- [24] MOSSMAN H L, BROWN M J, DAVY A J, et al. Constraints on salt marsh development following managed coastal realignment: dispersal limitation or environmental tolerance? [J]. *Restoration Ecology*, 2012, 20(1): 65-75.
- [25] O'BRIEN E L, ZEDLER J B. Accelerating the restoration of vegetation in a southern California salt marsh [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14: 269-286.
- [26] CHANG E R, VEENEKLAAS R M, BAKKER J P, et al. What factors determined restoration success of a salt marsh ten years after de-embankment? [J]. *Applied Vegetation Science*, 2016, 19(1): 66-77.
- [27] STOORVOGEL M M, TEMMERMAN S, OOSTERLEE L, et al. Nature-based shoreline protection in newly formed tidal marshes is controlled by tidal inundation and sedimentation rate [J]. *Limnology and Oceanography*, 2024.
- [28] SADAT-NOORI M, RANKIN C, RAYNER D, et al. Coastal wetlands can be saved from sea level rise by recreating past tidal regimes[J]. *Scientific reports*, 2021, 11(1): 1196.
- [29] SPENCER T, FRIESS D, MÖLLER I, et al. Surface elevation change in natural and re-created intertidal habitats, eastern England, UK, with particular reference to Freiston Shore [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2012, 20: 9-33.
- [30] WALLACE K J, CALLAWAY J C, ZEDLER J B. Evolution of tidal creek networks in a high sedimentation environment: a 5-year experiment at Tijuana Estuary, California[J]. *Estuaries*, 2005, 28: 795-811.
- [31] CAHOON D R, LYNCH J C, ROMAN C T, et al. Evaluating the relationship among wetland vertical development, elevation capital, sea-level rise, and tidal marsh sustainability [J]. *Estuaries and Coasts*, 2019, 42: 1-15.
- [32] HAGGER V, STEWART-SINCLAIR P, ROSSINI R A, et al. Lessons learned on the feasibility of coastal wetland restoration for blue carbon and co-benefits in Australia [J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 369: 122287.
- [33] WANG H, WANG R, YU Y, et al. Soil organic carbon of degraded wetlands treated with freshwater in the Yellow River Delta, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(10): 2628-2633.
- [34] POPPE K L, RYBCZYK J M. Tidal marsh restoration enhances sediment accretion and carbon accumulation in the Stillaguamish River estuary, Washington [J]. *PLoS One*, 2021, 16(9): e0257244.
- [35] ARIAS-ORTIZ A, OIKAWA P Y, CARLIN J, et al. Tidal and nontidal marsh restoration: a trade-off between carbon sequestration, methane emissions, and soil accretion[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2021, 126(12): e2021JG006573.
- [36] EAGLE M J, KROEGER K D, SPIVAK A C, et al. Soil carbon consequences of historic hydrologic impairment and recent restoration in coastal wetlands [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 848: 157682.
- [37] WOLLENBERG J T, OLLERHEAD J, CHMURA G L. Rapid carbon accumulation following managed realignment on the Bay of Fundy[J]. *PLoS One*, 2018, 13(3): e0193930.
- [38] BURDEN A, GARBUTT R, EVANS C, et al. Carbon sequestration and biogeochemical cycling in a saltmarsh subject to coastal managed realignment [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 120: 12-20.
- [39] HUFF T P, FEAGIN R A. Restoring tidal equilibrium: removing a hydrologic barrier and lowering salinity at the Magnolia Inlet, Texas [J]. *Journal of Coastal Research*, 2017, (77): 97-103.
- [40] WIESEBRON L E, CHENG C H, DE VET P L M, et al. How restoration engineering measures can enhance the ecological value of intertidal flats[J]. *Restoration Ecology*, 2024: e14247.

- [41] DAVID A T, ELLINGS C S, WOO I, et al. Foraging and growth potential of juvenile Chinook salmon after tidal restoration of a large river delta[J]. Transactions of the American Fisheries Society, 2014, 143(6): 1515-1529.
- [42] ROCHLIN I, JAMES-Pirri M-J, ADAMOWICZ S C, et al. The effects of integrated marsh management (IMM) on salt marsh vegetation, nekton, and birds[J]. Estuaries and Coasts, 2012, 35: 727-742.
- [43] BOWRON T, NEATT N, VAN PROOSDIJ D, et al. Macro-tidal salt marsh ecosystem response to culvert expansion[J]. Restoration Ecology, 2011, 19(3): 307-322.
- [44] MORRIS R L, KONLECHNER T M, GHISALBERTI M, et al. From grey to green; efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence[J]. Global change biology, 2018, 24(5): 1827-1842.
- [45] 全川, 罗敏, 陈鹭真, 等. 滨海蓝碳湿地碳汇速率测定方法及中国的研究现状和挑战[J]. 生态学报, 2023, 43(17): 6937-6950.
- TONG C, LUO M, CHEN L, et al. Methods of carbon sink rate measurement of coastal blue carbon wetland ecosystems, current situation and challenges in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(17): 6937-6950.
- [46] ARMITAGE A R, JENSEN S M, YOON J E, et al. Wintering shorebird assemblages and behavior in restored tidal wetlands in southern California[J]. Restoration Ecology, 2007, 15(1): 139-148.
- [47] ROMAN C T, BURDICK D M. Tidal Marsh Restoration: A Synthesis of Science and Management[M]. 2012.
- [48] ARMITAGE A R, FONG P. Gastropod colonization of a created coastal wetland: potential influences of habitat suitability and dispersal ability[J]. Restoration Ecology, 2004, 12(3): 391-400.
- [49] HAVENS K J, VARNELL L M, WATTS B D. Maturation of a constructed tidal marsh relative to two natural reference tidal marshes over 12 years[J]. Ecological Engineering, 2002, 18(3): 305-315.
- [50] GARBUTT R, READING C, WOLTERS M, et al. Monitoring the development of intertidal habitats on former agricultural land after the managed realignment of coastal defences at Tollesbury, Essex, UK[J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, 53(1/2/3/4): 155-164.
- [51] BARKOWSKI J, KOLDITZ K, BRUMSACK H, et al. The impact of tidal inundation on salt marsh vegetation after de-embankment on Langeoog Island, Germany—six years time series of permanent plots[J]. Journal of Coastal Conservation, 2009, 13: 185-206.
- [52] BROOKS K L, MOSSMAN H L, CHITTY J L, et al. Limited vegetation development on a created salt marsh associated with over-consolidated sediments and lack of topographic heterogeneity[J]. Estuaries and Coasts, 2015, 38: 325-336.
- [53] WOLTERS M, GARBUTT A, BAKKER J P. Plant colonization after managed realignment: the relative importance of diaspore dispersal[J]. Journal of Applied Ecology, 2005, 42(4): 770-777.
- [54] PARAMOR O, HUGHES R. Restriction of *Spartina anglica* (CE Hubbard) marsh development by the infaunal polychaete *Nereis diversicolor* (OF Müller) [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 71(1/2): 202-209.
- [55] WOLTERS M, GARBUTT A, BEKKER R M, et al. Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool, and dispersal traits[J]. Journal of Applied Ecology, 2008, 45(3): 904-912.
- [56] VIRGIN S D, BECK A D, BOONE L K, et al. A managed realignment in the upper Bay of Fundy: community dynamics during salt marsh restoration over 8 years in a megatidal, ice-influenced environment[J]. Ecological Engineering, 2020, 149: 105713.
- [57] MOSSMAN H L, DAVY A J, GRANT A. Does managed coastal realignment create salt marshes with ‘equivalent biological characteristics’ to natural reference sites? [J]. Journal of Applied Ecology, 2012, 49(6): 1446-1456.
- [58] GARBUTT A, WOLTERS M. The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land [J]. Applied Vegetation Science, 2008, 11(3): 335-344.
- [59] SIEVERS M, CONNOLLY R M, FINLAYSON K A, et al. Enhanced but highly variable biodiversity outcomes from coastal restoration: a global synthesis[J]. One Earth, 2024, 7(4): 623-634.
- [60] ELPHICK C S, MEIMAN S, RUBEGA M A. Tidal-flow restoration provides little nesting habitat for a globally vulnerable saltmarsh bird[J]. Restoration Ecology, 2015, 23(4): 439-446.
- [61] CANALES-DELGADILLO J C, PEREZ-CEBALLOS R, ZALDIVAR-JIMENEZ M A, et al. The effect of mangrove restoration on avian assemblages of a coastal lagoon in southern Mexico[J]. PeerJ, 2019, 7: e7493.
- [62] CURADO G, FIGUEROA E, SÁNCHEZ M I, et al. Avian communities in *Spartina maritima* restored and non-restored salt marshes[J]. Bird Study, 2013, 60(2): 185-194.
- [63] VAN LOON-STEENSMA J M, VELLINGA P. Trade-offs between biodiversity and flood protection services of coastal salt marshes [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2013, 5(3/4): 320-326.