DOI: 10.5846/stxb202204251136
段学军,邹辉,王晓龙,蔡永久,赵中华,颜蔚,温舒珂.大河岸线生态完整性内涵及评估方法——以长江岸线为例.生态学报,2023,43(14):5788-5801.
Duan X J, Zou H, Wang X L, Cai Y J, Zhao Z H, Yan W, Wen S K.Implication and assessment of the ecological integrity of riverfront along great rivers: Taking the Yangtze River as an example.Acta Ecologica Sinica,2023,43(14):5788-5801.

大河岸线生态完整性内涵及评估方法
——以长江岸线为例

段学军[1,2,4],邹 辉[1,2],王晓龙[1,2,4],蔡永久[1,2,4,*],赵中华[1,3,4],颜 蔚[1,2,4],温舒珂[1,2,4]
1 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008
2 中国科学院流域地理学重点实验室, 南京 210008
3 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008
4 中国科学院大学,北京 100049

摘要:大河岸线作为流域的重要生态空间,其内涵属性、空间格局和生态功能都具有显著的整体性。从岸线的陆域原真性、水陆生态渐变性、生境依存性及生物多样性等维度,分析了大河岸线生态完整性的科学内涵。结合国内外河流岸线生态评价研究,建立了大河岸线生态完整性的科学表征体系,提出各项指标评估和综合分级方法,并对长江岸线生态完整性进行了评估。结果表明,长江岸线生态完整性总体处于中等水平,从上游到下游沿岸各地市岸段生态完整性得分总体逐步降低;中上游地市岸段受到滨江湿地和洲岛发育程度及湿地保护状况等因素制约,下游地市岸段则受土地开发强度、自然岸线保有率、水陆连通性等制约。虽然中下游岸线有较高的开发程度且受长江大堤的约束,生态完整性受到明显影响,但在相同条件下生态完整性仍然有较大差异性,部分地区如铜陵段、安庆段和上海段仍保持了较高的完整性。大河岸线生态完整性的评估有助于形成既尊重自然规律、保护生态环境、保障防洪安全及供水安全,又能支撑社会经济发展、促进高效集约利用的长江生态岸线格局。

关键词:大河; 岸线; 生态完整性; 长江

Implication and assessment of the ecological integrity of riverfront along great rivers: Taking the Yangtze River as an example

DUAN Xuejun[1,2,4], ZOU Hui[1,2], WANG Xiaolong[1,2,4], CAI Yongjiu[1,2,4,*], ZHAO Zhonghua[1,3,4], YAN Wei[1,2,4], WEN Shuke[1,2,4]
1 *Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*
2 *Key Laboratory of Watershed Geographic Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*
3 *State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing* 210008, *China*
4 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*

Abstract: As the crucially ecological space in a watershed, the waterfront of great rivers shows the unified integrity in the spatial patterns, objectives and ecological functions. This paper provided an in-depth analysis of the scientific connotation of the ecological integrity of the riverfront in terms of the authenticity of shorelines, the ecological gradient on the water-land surface, habitat dependency, and biodiversity. The characterization system of the ecological integrity in great rivers' waterfront was established based on the domestic and overseas literature, and the index system and comprehensive classification methods were proposed correspondingly. Then the ecological integrity of the Yangtze River riverfront was

基金项目:国家自然科学基金项目(42071164,32071572);中国科学院青年创新促进会项目(2020316);中国国土勘测规划院外协项目(20221811179)
收稿日期:2022-04-25; **网络出版日期**:2023-03-23
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: caiyj@ niglas.ac.cn

evaluated. The results showed that the ecological integrity of the Yangtze River riverfront was generally at an intermediate level, with the ecological integrity index of the riparian zone gradually decreasing from the upstream to the downstream. The riverfront of the cities in the middle and upper reaches was affected by the growth conditions of riverside wetlands and islands as well as the preservation of wetlands. In contrast, the riverfront of the downstream cities was constrained by the intensity of land development, the proportion of natural waterfront, and the connectivity of water and land. Although the ecological integrity of the middle and lower reaches of the riverfront has been significantly affected by the social development and the barrier of the Yangtze River dam, there was still spatial heterogeneity in ecological integrity under the same conditions, with some areas still maintaining high levels of integrity such as Tongling, Anqing and Shanghai sections. The assessment of the riverfront ecological integrity will help to promote the formation of the natural waterfront pattern of the Yangtze River that not only respects the nature, protects the ecological environment, ensures flood control and water supply safety but also supports social and economic development and efficient and intensive utilization.

Key Words: great rivers; riverfront; ecological integrity; Yangtze River

大河岸线作为水陆结合的重要生态空间,是一个包含物理、化学和生物组成及其相互作用的复杂系统,也是长期地理变迁和生态演化背景下人与自然共同作用形成的特殊空间资源,对这样一个系统进行现状评价及变化预测是很困难的[1]。健康的大河岸线生态空间不一定是原始的生态空间,但它必须是一个相对完整的生态空间,在系统结构上具有较高的稳定性和可持续性,即随时间的进程有活力并且能维持其组织及自主性,在外界胁迫下具有较强的恢复力[2]。近 100 年水域岸线遭受人类活动剧烈干扰、自然岸线不断缩减,同时岸线在港口、工业、城镇及旅游开发的过程中也形成宝贵而特殊的资源价值,这其中尤其以海岸线和大江大河岸线最为典型[3—5],同时岸线的空间竞争、公众对滨水空间的需求、经济活力以及生物多样性作为一种自然资源的保护和管控的对象成为沿岸城市政策中日益关注的重点[6],已有关于岸线的研究重点关注海岸线和城市滨水空间,对应中宏观的河流流域尺度岸线自然生境和人类活动干扰关注较少。

大河岸线“生态完整性”是维持大河生态系统健康的重要基础。因而,大河流域生态保护不但要保护流域内的各类生态系统,维护流域生态系统结构功能,同时要优化大河岸线生态空间的完整性,提升大河岸线生态系统价值,保障大河岸线生态空间的健康及其可持续利用[3]。以维持生态完整性为目标是欧美国家普遍采取的生态系统保护管理策略,生态完整性评价已成为许多国家与地区生态系统保护的重要工作基础[7]。1972 年美国《清洁水法》明确提出将恢复和维持全国水体的物理、化学、生物完整性作为长期目标,并进入流域水环境综合管理阶段,强调生态完整性的整体保护[8]。2000 年 12 月,欧盟实施《水框架指令》,建立了涵盖水文地貌、物理化学、水生生物三类要素的生态状况评价体系,并提出 2015 年河湖生态状态达到良好的目标[9]。21 世纪初,国内逐渐重视河流生态系统健康和生态完整性的研究,探讨了其概念、内涵、评价方法等[10—13]。

当前生态修复已成为大河流域生态保护的重要途径之一,其中岸线生态修复也是大河岸线生态功能提升的重要手段。20 世纪 90 年代以后,中国开始认识到大河岸线生态修复的重要性。2010 年以来,我国大河岸线生态修复走上了快速发展的轨道,全国范围内先后启动了岸线生态保护与修复试点,并重点推进水、岸、陆生态系统治理、协同治理[14—15]。总体上来看,我国大河岸线生态修复也从前期的景观建设、水环境治理,在逐步向生物多样性保护、生态系统调节、生态服务功能提升的生态完整性修复的方向转变[16—17]。利用生态学理论,解析生态完整性内涵,认识生态系统结构、功能和动态的完整性,充分考虑生态系统的不稳定性、不确定性及其抵抗力和恢复力,对于大河岸线的生态修复有重要指导意义。在大河流域生态修复的过程中,必须充分认识、理解岸线生态空间的完整性内涵,按照完整性的要求开展岸线生态保护,才能达到保护流域自然生态的目的[15]。

1　科学内涵

生态完整性指生态系统支持和维持与区域自然生境相适应一个平衡的、综合的、适宜的生物系统的能

力[13—18]。首先体现在生态系统内在组成之间的依赖性,流域内有众多大大小小的自然系统,包括森林、草地、农田、河流、湖库等,这些自然系统以水循环为纽带,相互依赖、相互作用、相互影响,形成一个完整的流域生态系统[19]。其次体现在生态系统多要素结合的功能统一性,即任何一个生态系统都是多要素结合而成的统一体,各要素按照一定规律组织起来就具有了综合性的功能,各个要素的变化会对系统整体功能发生作用。再者,还体现了生态系统自然特性的最佳状态。整个流域是一个水陆相互结合、相互作用的大系统,其不同层次系统动态和演替对流域生态系统产生干扰,影响着整个流域的状态,其子系统关系的优化程度是生态完整性的重要表征[20]。另外,生态完整性也是动态变化的,生态系统各组分之间相互作用,并使生态系统不断变化和发展,不断从一种平衡状态转变为另一种平衡状态,体现了一种动态的平衡性。

岸线是水陆边界一定范围内的带状区域,是水体和陆地的接壤地带。受水陆双重作用影响,岸线生态系统敏感脆弱,在高人口密度、高强度开发利用以及早期淡薄的生态环境保护意识等压力下,我国许多地区岸线资源迅速萎缩,生态环境恶化,自然灾害频发,生态系统功能严重衰退,直接影响流域生态系统健康[21—23]。岸线有不同类型,作为水陆交错区,其具有物种丰富性和功能特殊性,多变的河道形态与湿生植被的发育可有效起到滞缓径流、截留和净化污染物、调控区域内水循环等作用,可为鱼类、爬行类、两栖类及鸟类提供栖息生境,对于维持生物多样性具有重要意义[22]。同时,岸线也是干湿交替、水缓水急、水深水浅的重要缓冲过渡地带,具有确保堤岸防洪安全、增强水土保持、减缓近岸流速、消浪、净化水质、提供亲水空间、维持自然景观和生物多样性等综合功能,江河湖泊自然岸线是极端水情的重要缓冲带。因此,大河岸线作为流域的一个功能单元,其存在方式、目标和功能都表现出统一的整体性。大河岸线生态完整性内涵主要体现以下几个方面的特性(图 1):

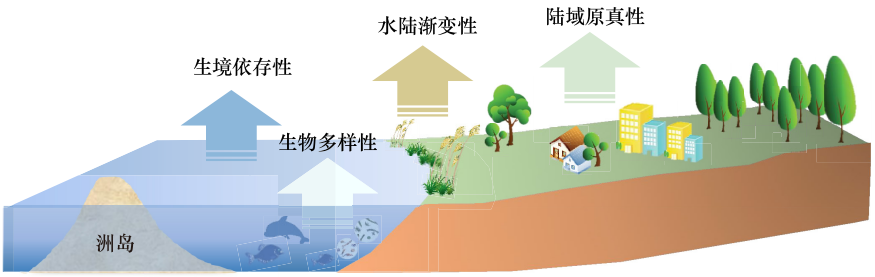


图 1 大河岸线生态完整性内涵示意图

Fig.1 Schematic diagram of the ecological integrity of riverfront along great rivers

(1)陆域生态原真性。自然条件下,岸线陆域一定范围是由乔灌草等相结合组成的立体植被带,是保护河流生态系统的重要缓冲带和天然屏障,具有拦截面源污染、净化水质、稳固河岸、维持物种多样性等生态功能[24],是大河岸线生态系统的重要载体[25]。当岸线范围内的陆地出现过度开发,如港口码头、工业发展、农田开垦和城市扩张,会导致生态缓冲带功能衰退,破坏大河岸线生态完整性。对岸线陆域范围原真性的评估,要重视陆域缓冲带的独特性、复杂性和动态性[26]。

(2)水陆生态渐变性。大河岸线水陆过程是否处于适应、协调和统一的状态,是大河岸线生态完整性的重要标志。大河岸线水陆过程处于健康稳定状态时,其内在各组成部分之间保持一定的比例关系,且通过自我调节能使系统能量、物质的输入与输出达到平衡态或稳态。不合理的岸线开发,如高强度利用、过度硬化、渠道化,往往会破坏或阻断水陆生态系统的连续性及自我调节机制,表现为生态缓冲功能及调节功能的下降等[27]。

(3)生境依存性。大河岸线湿地不但具有丰富的资源,同时还是生物的重要栖息生境,河流岸线的生境特征和生物多样性是紧密相关的,生境的数量和质量影响当地生物群落的组成和结构[28],是水生生物群落潜力的一个主要决定因素,生境评价是指对影响固有水生生物群落状况的物理生境、水环境质量进行评价,是多尺度下的物理化学条件组合。

(4)生物多样性。岸线是生物多样性的热点区域[29],大河岸线的评价必须考虑其生态系统的组成与结构,重点关注滨岸湿地及水域的生物多样性特征,多样性的高低是生态完整性的重要表征。

2　评估方法和数据来源

根据大河岸线完整性的内涵,结合长江岸线生态保护修复的现实需求,从陆域原真性、水陆渐变性、生境依存性、生物多样性四个维度,遴选表征指标,建立大河岸线生态完整性评估指标体系,基于遥感解译、野外调查、资料收集等手段获取评价数据,开展岸线完整性状态评价,分析短板指标及存在的问题,提出保护对策建议(图 2)。

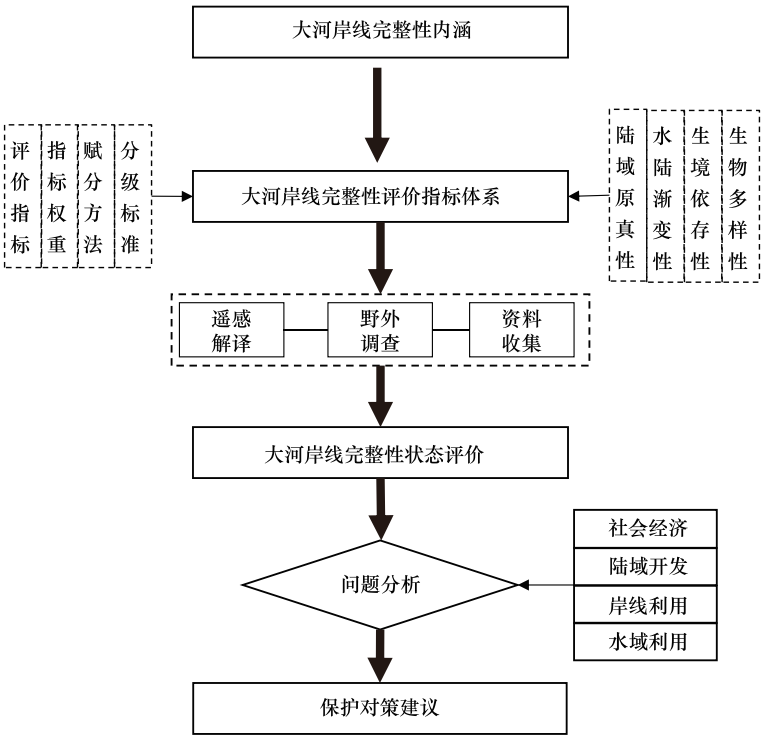


图 2　大河岸线生态完整性评价技术流程

Fig.2　Technical process for evaluating the ecological integrity of riverfront along great rivers

2.1　指标体系构建

陆域原真性可以利用滨岸土地利用开发情况、陆域景观多样性保护情况以及岸线的自然状态等来表征,水陆渐变性可以利用水陆自然连通状态、湿地或滩地发育情况等来表征,生境依存性可以利用重要生境保护状况、洲岛发育和保护状况、滨岸水域环境质量等来表征,生物多样性可以用滨岸水域生物多样性、湿地生物多样性等来表征,总计选择 4 类 12 项指标(表 1)。权重确定是生态系统评价的关键,主要方法有主观赋权法和客观赋权法[30—31],本文结合专家打分法和熵权法两种方法确定指标权重。专家打分法邀请在地理学、水利学、环境科学、生态学、水生生物学等研究领域知名度高,且研究区域主要关注长江流域内的高校、科研院所、政府部门专家发放调查表,并回收调查表进行数据整理计算。本研究共发放调查表 25 份,回收 24 份,经检验其一致性剔除填写不完整、异常值问卷 2 份,获得有效问卷 22 份,统计分析获得专家打分权重。熵权法权重计算原理是利用各指标信息的效用值进行计算,效用值越高,其对评价的重要性越高,熵权法权重具体计算过程参考相关文献[32]。根据专家问卷调查结果,综合专家打分法和熵权法计算指标层权重时,系数分别采用 0.4、0.6,计算获得指标层和准则层权重(表 1)。

表 1 大河岸线生态完整性评估指标体系

Table 1 Index system for assessing the ecological integrity of riverfront along great rivers

目标层 Destination layer	准则层 Criterion layer (权重)	指标层 Index layer (权重)	指标说明 Description	计算方法 Calculation methods	期望值、临界值设定依据 Reference sources for expectancy and threshold
大河岸线生态完整性 Ecological integrity of riverfront along great rivers	陆域原真性 (0.25)	滨岸土地利用开发强度 (0.07)	陆域 1 km 范围内建设用地占比	建设用地面积/总面积(岸线后方陆域 1 km 范围内)	5%、95%分位数,
		景观多样性指数(0.08)	陆域 1 km 范围内景观类型香农多样性指数	$LDI = -\sum_{i=1}^{n} P_i \ln P_i$ 式中:LDI 为景观多样性指数;n 为景观类型数量;P_i 为景观类型 i 所占面积比例	95%、5%分位数
		自然岸线保有率(0.10)	自然岸线长度占比	自然交互和小幅干扰两类岸线长度/岸线总长度(自然交互和小幅干扰两类岸线分类见《长江经济带岸线资源分类分级技术规范》)	95%、5%分位数
	水陆渐变性 (0.23)	岸线水陆连通性(0.12)	自然岸线中自然交互岸线占比[33]	自然交互岸线/岸线总长度	95%、5%分位数
		滨江湿地发育程度 (0.11)	滨岸湿地斑块周长与岸线长度比值	滨岸湿地斑块周长/岸线长度	95%、5%分位数
	生境依存性 (0.32)	水域自然保护重要性指数(0.10)	自然保护区/国家级水产种质资源保护区涉及岸线占比	自然保护区和国家级水产种质资源保护区涉及岸线长度/岸线总长度	95%、5%分位数
		洲岛发育及湿地保护状况(0.09)	单位长度洲岛发育及湿地面积占比	洲岛湿地面积/洲岛总面积	95%、5%分位数
		滨岸带水质优劣程度 (0.06)	对水质定类指标进行评价分析	参考《河湖健康评价指南(试行)》[34],采用评价时段内最差水质项目的水质类别进行评价,将该项目实测浓度值依据 GB 3838—2002 水质类别标准值和对照评分阈值进行线性内插得到评分值	文献[34]
		滨岸带底质环境条件 (0.07)	底泥重金属占对应标准值的百分比	参考《河湖健康评价指南(试行)》,选用超标浓度最高的污染物倍数值[32]	文献[34]
	生物多样性 (0.20)	底栖动物生物学指数(0.07)	底栖动物 BPI 生物学指数	$BPI = \frac{\log(N_1 + 2)}{\log(N_2 + 2) + \log(N_3 + 2)}$ 式中:N_1 为寡毛类、蛭类和摇蚊幼虫的密度(个/m^2);N_2 为多毛类、甲壳类、除摇蚊幼虫外其它水生昆虫的密度(个/m^2);N_3 为软体类密度(个/m^2)。	文献[35]
		浮游植物多样性(0.06)	浮游植物香浓威纳指数	$H = -\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$ 式中:H 为香浓威纳指数多样性指数;S 为浮游植物总物种数;n_i 为第 i 种的细胞丰度;N 为群落中浮游植物总细胞丰度。	文献[35]
		湿地植被归一化指数(0.07)	反映长江干流洲滩与洲岛湿植被情况	$NDVI = \frac{(TM4 - TM3)}{(TM4 + TM3)}$ 式中:NDVI 为植被归一化指数;$TM4$ 为近红外波段反射率;$TM3$ 为红光波段反射率	

BPI:生物学污染指数 Biological pollution index

http://www.ecologica.cn

不同指标存在量纲差异,需进行归一化。根据指标对压力的响应特征,分为正向指标和反向指标,分别进行归一化。其中:

正向指标:对随压力增强而增大的指标,归一化公式为:

$$F_i = \frac{\text{临界值} - \text{指标值}}{\text{临界值} - \text{期望值}} \times 100 \quad (1)$$

反向指标:对随压力增强而减小的指标,归一化公式为:

$$F_i = \frac{\text{指标值} - \text{临界值}}{\text{期望值} - \text{临界值}} \times 100 \quad (2)$$

其中,F_i 为归一化结果。若归一化结果处于 0—100 之间,则该结果即为该指标得分,若该指标小于 0,记为 0;大于 100,记为 100,各指标最终得分处于 0—100 之间。

期望值、临界值的确定是指标归一化的基础,本研究中各指标的确定主要采用以下二种方法:1)空间参照状态法,通过野外调查、遥感解译获取指标值,基于统计学方法,计算参数的 5%分位数(正向参数)和 95%分位数(反向参数)确定期望值,类似地,以参数的 5%分位数(反向参数)或 95%分位数(正向参数)作为临界值;2)参考已有相关标准,如水质优劣程度、底栖动物生物学指数、浮游植物多样性主要参照行业标准规范。

准则层各项表征陆域原真性、水陆渐变性、生境依存性、生物多样性和水生生物生境得分以及生态完整性综合评估得分采用公式(3—4)计算。按地级市分段计算长江岸线生态完整性综合得分,得分结果介于 0—100 数值区间,并分为“优”“良”“中”“一般”和“差”共五个等级(表 2)。

$$W_n = \sum_{i=1}^{m} (c_i F_i) \quad (3)$$

$$W = \sum_{n=1}^{4} (d_n W_n) \quad (4)$$

W 为生态完整性综合评估得分,W_n是第 n 项准则表征评估得分,F_i是第 i 项指标计算分值,c_i是第 n 项准则第 i 项指标权重,m 为第 n 项准则拥有指标数量,d_n是第 n 项准则表征权重。

表 2　大河岸线生态完整性得分等级划分

Table 2　Classification of ecological integrity score of riverfront along great rivers

综合得分 Score	[90, 100]	[75, 90)	[60, 75)	[40, 60)	[0, 40)
完整性等级 Integrity class	优	良	中	一般	差

2.2　评价数据获取

长江是我国第一大河流,其干流从四川宜宾三江口至入海口岸线总长 7897 km,是长江全河段利用程度高、人类活动强度大、岸线生态完整性受影响最突出的区段。本文以四川宜宾以下长江干流岸线为对象开展评价,基于 Landsat 遥感影像,获取陆域 1 km 范围土地利用、景观多样性、岸线类型与利用情况、滨江湿地发育情况、洲滩形态特征及湿地保护情况、植被归一化指数等评价数据。岸线资源开发利用状况采用资源 2 号卫星遥感影像和谷歌遥感影像数据解译和实地调查结合获取,反映岸线资源利用状况的年份为 2020 年,岸线资源类型划分为自然岸线(自然交互岸线和小幅干扰岸线)和人工岸线(港口码头岸线、工业岸线、城镇生活岸线和其他人工岸线)[27]。此外,为获得滨岸水质、底质和水生生物特征,结合岸线利用现状与交通便利性,从宜宾至长江口,综合考虑城市江段、自然江段、人工固化防洪江段、港口区、重要湿地以及风景名胜江段等几种岸线资源典型利用类型,确定沿江近岸水域水环境水生态代表性调查样点 86 个(图 3),对水体常规指标与重金属、沉积物重金属、浮游植物、底栖动物等进行调查,调查时间为 2019 年夏季,调查方法参照《长江岸线资源调查技术规程》[36]。

2.3　评估结果分析

2.3.1　陆域原真性

从陆域原真性各项指标来看,各区段岸线陆域 1 公里范围内土地开发强度呈现明显的空间分异,南京以

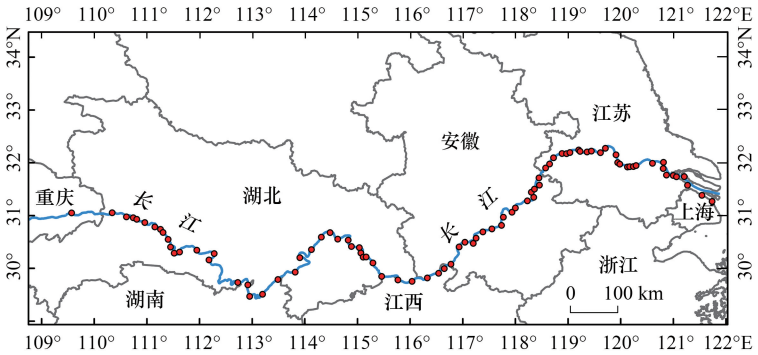


图 3 长江滨岸带水环境与水生生物调查样点

Fig.3 Sampling sites for water quality and aquatic communities along the riparian zone of the Yangtze river

下岸段整体建设用地占比超过 40%,这与江苏早期启动的沿江开发战略和港口产业临江布局有关。中上游地区,除武汉、九江、铜陵相对较高外,开发强度一般低于 20%,特别是恩施和咸宁在 10%以下,表明反映这些地区的长江岸线受人类活动干扰相对更小。陆域 1 公里景观多样性指数介于 0.17—0.60,均值为 0.37,总体呈现出从上游至下游逐渐降低的趋势,铜陵以上景观多样性均高于 0.3,均值为 0.45,显著高于铜陵以下江段(均值为 0.26)。自然岸线保有率在荆州—咸宁、安庆—马鞍山两个江段自然岸线保有率相对较高,特别是咸宁段高达 86.6%,上述区段岸线开发主要受自然保护区的约束,岸线的自然状态保持较好。总体来看,武汉、南京等区域中心城市城镇生活岸线开发强度高,自然岸线保有率降低,无锡仅保留 4.55%的自然岸线(图 4)。

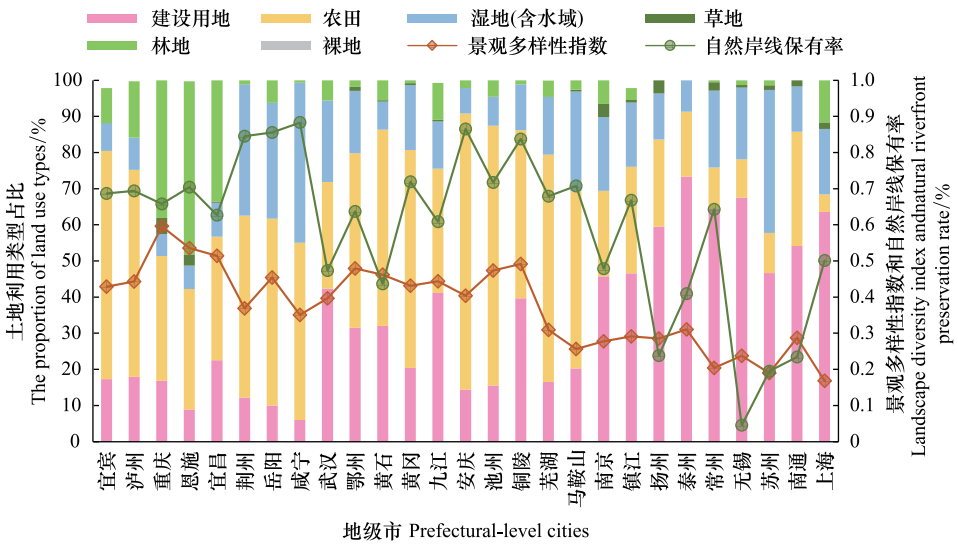


图 4 陆域 1 km 土地利用类型占比和自然岸线保有率

Fig.4 Percentage of land use types within 1 km of land area and natural riverfront preservation rate

2.3.2 水陆渐变性

从水陆渐变性各项指标来看,自然岸线中自然交互岸线占比表征了水陆连通性。这项指标从上游至下游呈现明显的空间变化特征。宜宾-恩施段自然交互岸线占比超过 90%,该江段为峡谷库区段、岸段主要为基岩山体岸线,整体保持较好的水陆自然连通性;宜昌—南京段该比值介于 37.15—83.5%,均值为 55.8%;而南京以下多个区段该指标低于 10%,常州、无锡无自然交互岸线(图 5)。

滨江湿地发育程度是指滨岸带洲滩湿地发育状况,体现在洲滩湿地面积、周长、数量及空间分布等方面。

总体上,滨江湿地发育主要受自然地形地貌及水文条件控制,总体而言上游江段水流湍急,岩性岸线占比较多,滨江湿地发育条件差,中下游江面宽阔,流速较缓,岸线弯曲度高,较易形成淤积,因而滨岸洲滩湿地发育程度较高,如上海市滨岸湿地(不含江心洲)面积高达 181 km^2,滨岸洲滩湿地发育系数高达 2.32;铜陵市和安庆市滨岸洲滩湿地发育系数也分别高达 2.86 和 2.45,显著高于长江上游江段地市。

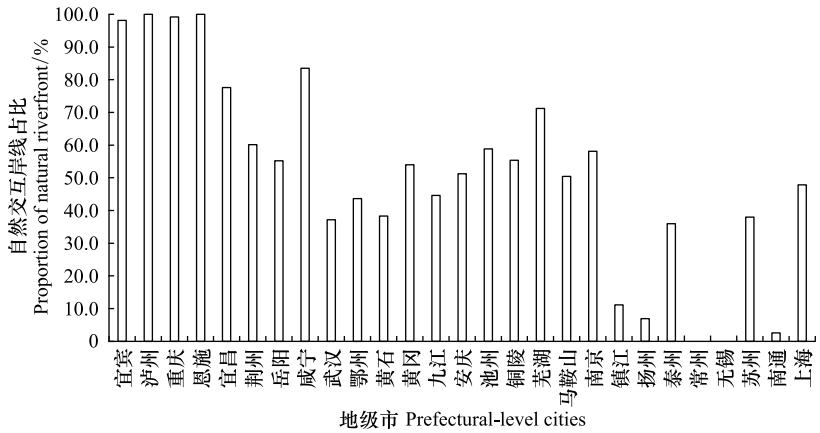


图 5　自然岸线中自然交互岸线占比

Fig.5　Proportion of low disturbance riverfront in natural riverfront

2.3.3　生境依存性

从生境依存性各项指标来看,长江干流是众多水生生物的重要栖息生境,自然保护区和水产种质资源保护区在长江干流水域分布较为广泛,从涉及保护区岸线占比来看,宜宾—泸州、荆州—咸宁、九江—铜陵、南京—镇江、南通等江段保护区岸线占比总体高于 50%,上游主要保护珍稀、特有鱼类,中游重点保护豚类和四大家鱼,下游重点保护豚类和水产种质资源。恩施、常州、无锡江段不涉及保护区,在岸线生态保护上缺少政策支撑。

长江江心洲高度的生境异质性、独特的地理位置以及沿江呈链状的分布格局,形成了一条极为重要的生态廊道,是长江生态系统重要组成部分,也是保障长江生态安全的重要生境基础。从江心洲岛发育状况与洲岛湿地面积占比来综合表征江心洲生态质量。结果显示不同地区江心洲岛生态质量差异显著,总体上长江中游洲岛湿地保护状况较好,宜昌—黄石湿地面积占比均值达 62.8%,表明保护程度较高,铜陵—泰州洲岛湿地占比总体低于 10%,人类开发利用强度较大。

滨岸带水质和底质环境条件是影响生境依存性的重要指标。长江滨岸带水体质量总体Ⅲ类水水质为主,Ⅳ-Ⅴ类水水质多出现于中下游江段以及大型城市滨岸带,营养盐和高锰酸盐指数含量增高是水质下降的主要原因,空间上从上游至下游水质总体呈下降趋势。不同岸线利用类型江段水质差异明显,港口、城市岸带、城市内河入江口污染物含量普遍高于自然岸线和滨江湿地江段(表 3)。水体主要重金属元素总体污染状况较轻,个别化工园点位存在一定生态风险。从底质环境条件来看,滨岸带表层沉积物重金属污染分析结果表明,表层沉积物各重金属含量均高于土壤重金属环境背景值,其中 Zn、Cr、Ni、Cu、As、Cd、Pb 含量平均值分别为各自背景值的 1.93、1.03、1.06、1.90、1.78、14.35、1.98 倍,表明存在一定的污染,这与水体重金属污染程度不同。与加拿大淡水沉积物重金属质量基准相比,在所有采样点中,Zn 和 Pb 低于各自临界效应水平的分别占 51.52%和 54.55%,负面生物效应几乎不会发生。Cr、Ni、Cu、As 和 Cd 在临界效应水平与必然效应水平之间的采样点所占比例为 90.91%、59.09%、66.66%、54.55%和 77.27%,负面生物效应偶尔发生。Ni 和 As 含量高于必然效应浓度点位百分比分别为 40.9%和 45.5%,负面生物效应发生概率较高(表 4、图 6)。

2.3.4　生物多样性

从生物多样性各项指标来看,长江干流岸线陆域除了已利用岸线外,总体植被覆盖度较高,从上游到下游植物种类较为丰富,滨江1km范围内归一化植被(NDVI)指数均值为0.82,变化范围为0.62—0.97,其中以铜

表 3 长江滨岸带丰水期主要水质指标特征

Table 3 Main water quality parameters of the riparian zone of Yangtze river during wet season

指标 Parameters	均值 Mean value	最小值 Minimum	最大值 Maximum	水质类别 Water quality grade
总氮 TN (mg/L)	2.61	0.84	4.34	/
总磷 TP (mg/L)	0.105	0.012	0.479	Ⅲ—劣Ⅴ类
高锰酸盐指数 COD_{Mn}(mg/L)	5.37	3.12	9.56	Ⅱ—Ⅳ类
铜 Cu (μg/L)	8.6	0.9	281.1	Ⅰ—Ⅱ
锌 Zn (μg/L)	31.7	4.1	480.5	Ⅰ—Ⅱ
铅 Pb (μg/L)	2.2	0.04	12.0	Ⅰ—Ⅲ
镉 Cd (μg/L)	0.077	0.005	0.270	Ⅰ
铬 Cr (μg/L)	1.34	0.23	4.71	Ⅰ
砷 As (μg/L)	1.61	0.24	4.65	Ⅰ

表 4 滨岸带沉积物中重金属含量均值(mg/kg)和加拿大淡水沉积物质量基准值

Table 4 Mean values of heavy metals (mg/kg) in sediments and Canadian freshwater sediment quality benchmark values in the riparian zone

项目 Items	锌 Zn	铬 Cr	镍 Ni	铜 Cu	砷 As	镉 Cd	铅 Pb
背景值 Background	64.8	75.6	32.8	23.4	9.4	0.085	22
TEL	123	37	18	36	5.9	0.6	35
PEL	315	90	36	197	17	3.5	91
平均值 Mean value	124.96	78.24	34.78	44.51	16.71	1.22	43.65

TEL:临界效应浓度 Threshold effect level;PEL:可能效应浓度 Probable effect level

陵、九江、芜湖、岳阳、黄石等地级市相对较高,宜宾、宜昌、重庆、泸州等地级市相对较低,长江滨江洲滩湿地 NDVI 指数总体呈中游江段最高、其次为下游江段、而上游江段最低。江心洲 NDVI 指数平均为 0.81,滨岸洲滩湿地 NDVI 指数平均为 0.82,二者相近。长江干流滨岸带水体定量样品共检出浮游植物 7 门 119 种,其中硅藻种类最多(54 种),其次是绿藻(40 种),蓝藻和裸藻分别发现 10 种和 8 种,指示水质较好的金藻门仅发现 1 种。滨岸带浮游植物密度较低,均值为 32.9×10^4 cells/ L,仅 6.67%样点密度超过 20×10^4 cells/L,浮游植物密度以硅藻占优,其次是隐藻,在长江占比较高,表明有机物含量较高。浮游植物多样性整体偏低,表明水质均受到不同程度的污染,71.7%的样点介于 1.0—2.0,处于中度污染,21.2%的样点处于轻度污染,表明长江干流滨岸水体水质多处于中度污染状况(图 7)。

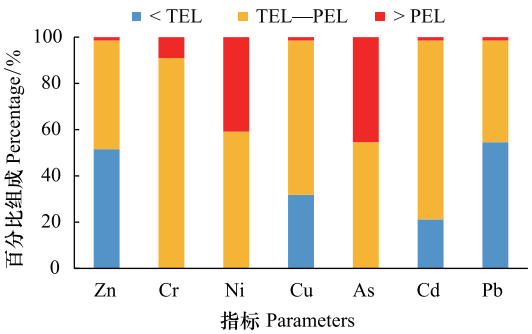


图 6 长江滨岸带表层沉积物重金属污染水平

Fig.6 The pollution status of heavy metals in surface sediment in the riparian zone of Yangtze River

TEL:临界效应浓度 Threshold effect level; PEL: 可能效应浓度 Probable effect level

长江滨岸带定量样品中共鉴定出底栖动物 45 种,优势种主要有摇蚊科的多足摇蚊、齿斑摇蚊、隐摇蚊,软体动物的河蚬、铜锈环棱螺、方格短沟蜷,以及多毛纲的多鳃齿吻沙蚕。滨岸带底栖动物密度和生物量被少数种类主导,耐污类群摇蚊幼虫优势度较高。滨岸带底栖动物从上游至长江口变化规律不明显,总体上密度以耐污类群摇蚊幼虫占优,底栖动物多样性不高;城市江段耐污类群密度显著高于湿地生境,物种丰富度低。自然岸段和湿地生境底栖动物清洁种比例与生物多样性均显著高于其他利用岸段,表明其维持长江生态系统健康与生物多样性方面具有极为重要的地位和作用。生物学污染指数(BPI)介于 0.48—2.14,均值为 1.10,在空间上表现为常州—上海江段显著低于其他地区(图 7),表明底栖群落受干扰程度严重。

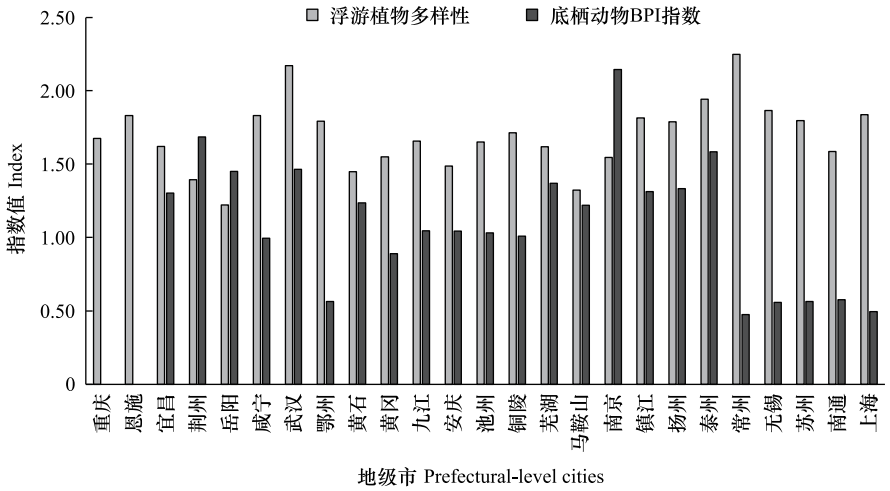


图 7　长江滨岸带浮游植物多样性指数和底栖动物 BPI 指数

Fig.7　Phytoplankton diversity index and BPI index in the riparian zone of Yangtze river

BPI:生物学污染指数 Biological pollution index

2.3.5　综合评价

生态完整性状况是长江岸线生态修复成效的重要标志,近年来长江干流沿江各地区大力推进岸线整治修复,岸线陆域生态改善明显,自然岸线保有率稳步提高,滨岸水域水质逐步改善,湿地面积和生物多样性有所恢复。但是也明显看到,各地区在岸线生态修复的成效上存在不平衡问题,各区段间生态完整性修复目标实现上差距明显。根据长江干流岸线生态完整性综合评价结果,长江岸线生态完整性总体得分为 64.7,评价等级为“中”。从各地级市岸线生态完整性得分来看,滨江 25 个地级市中评价得分从上游至下游总体呈现降低的趋势,其中,有 4 个岸段生态完整性处于“良”的等级,占比 16.0%,分别为荆州段、岳阳段、咸宁段、安庆段,13 个岸段处于“中”的等级,占比 52.0%,8 个岸段生态完整性得分较低,处于“一般”的等级,占比 32.0%,分别为武汉段、黄石段、扬州段、泰州段、常州段、无锡段、苏州段、南通段,无锡段生态完整性综合得分最低。从不同区域的限制指标来看,受自然本底条件限制,上游短板指标主要为滨江湿地发育程度、洲岛发育及湿地保护状况。中游武汉相较于其他城市得分较低,主要限制指标为自然岸线保有率较低,滨江湿地和水域自然保护地分布面积较小。下游特别是江苏地区,受长期岸线开发利用的影响,生态完整性得分普遍较低,主要限制指标为滨岸土地利用开发强度大、自然岸线保有率低、水陆连通性较差、部分江段缺少自然保护区支撑。此外,部分地区如九江、铜陵等底质条件得分较低,表明受到一定程度重金属污染(图 8—图 9)。

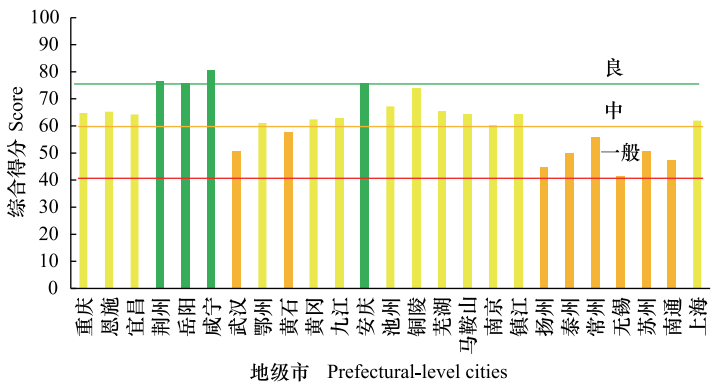
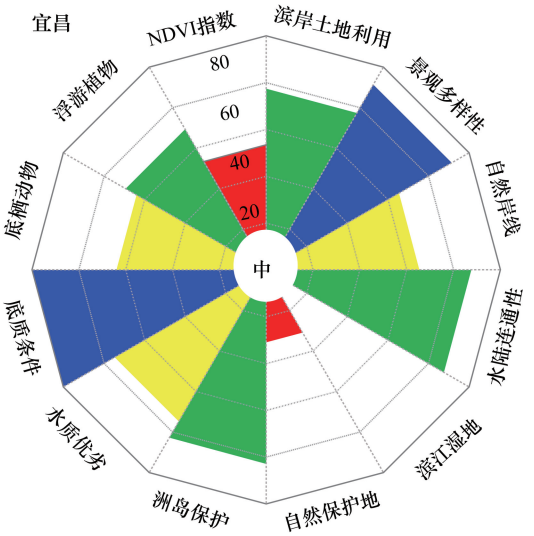
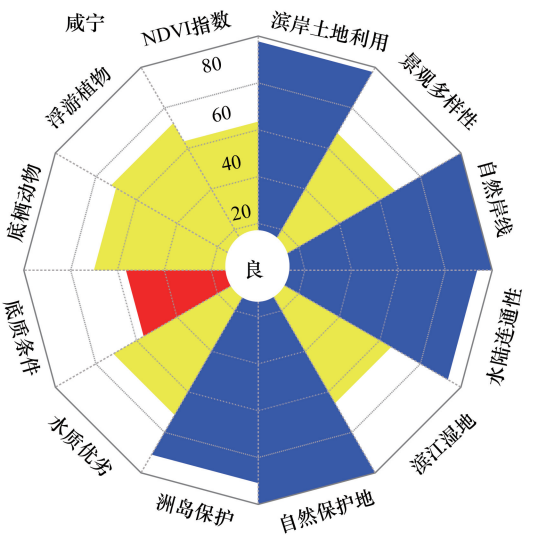
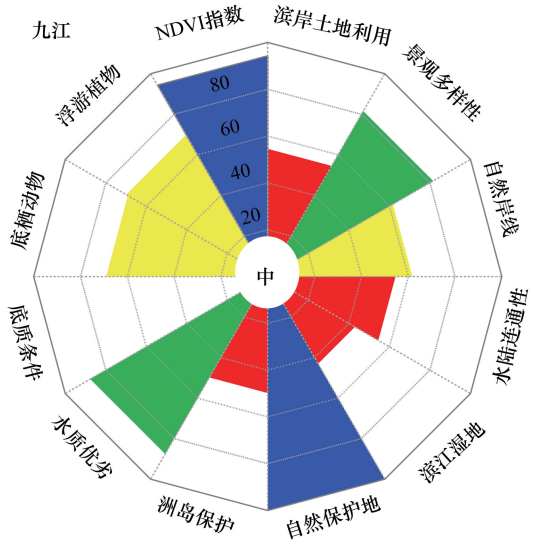


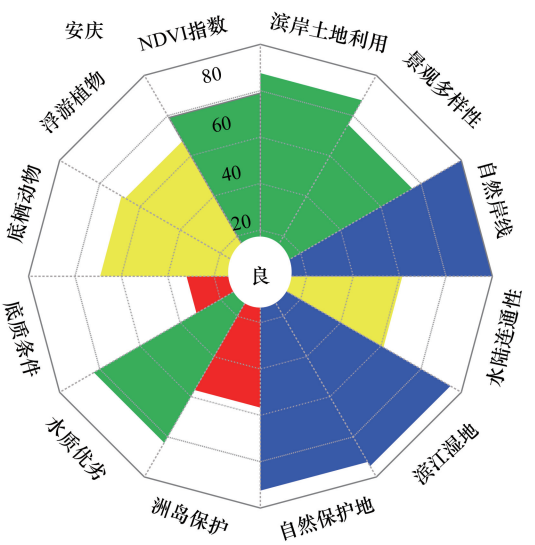
图 8　长江各地级市长江岸线生态完整性指数综合得分

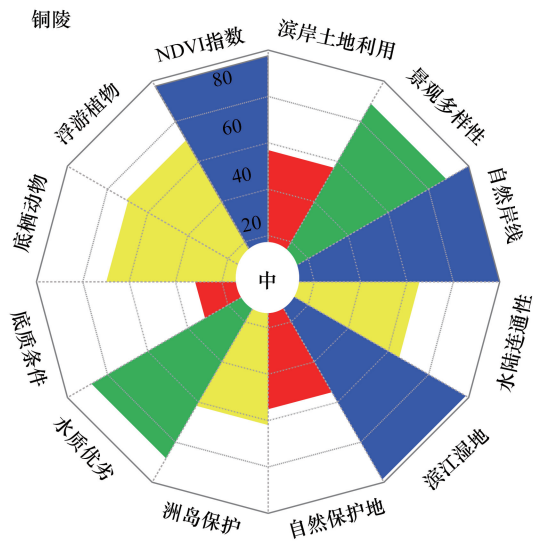
Fig.8　Ecological integrity index score of the riverfront of Yangtze river for prefecture-level cities

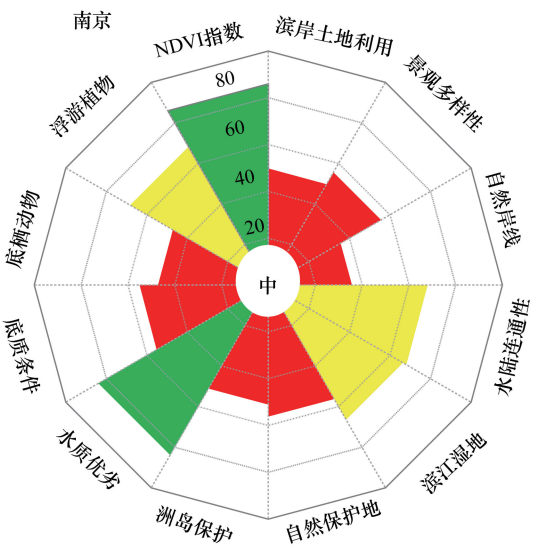

宜昌
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
中


咸宁
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
良


九江
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
中


安庆
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
良


铜陵
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
中


南京
NDVI指数
滨岸土地利用
景观多样性
自然岸线
水陆连通性
滨江湿地
自然保护地
洲岛保护
水质优劣
底质条件
底栖动物
浮游植物
80
60
40
20
中

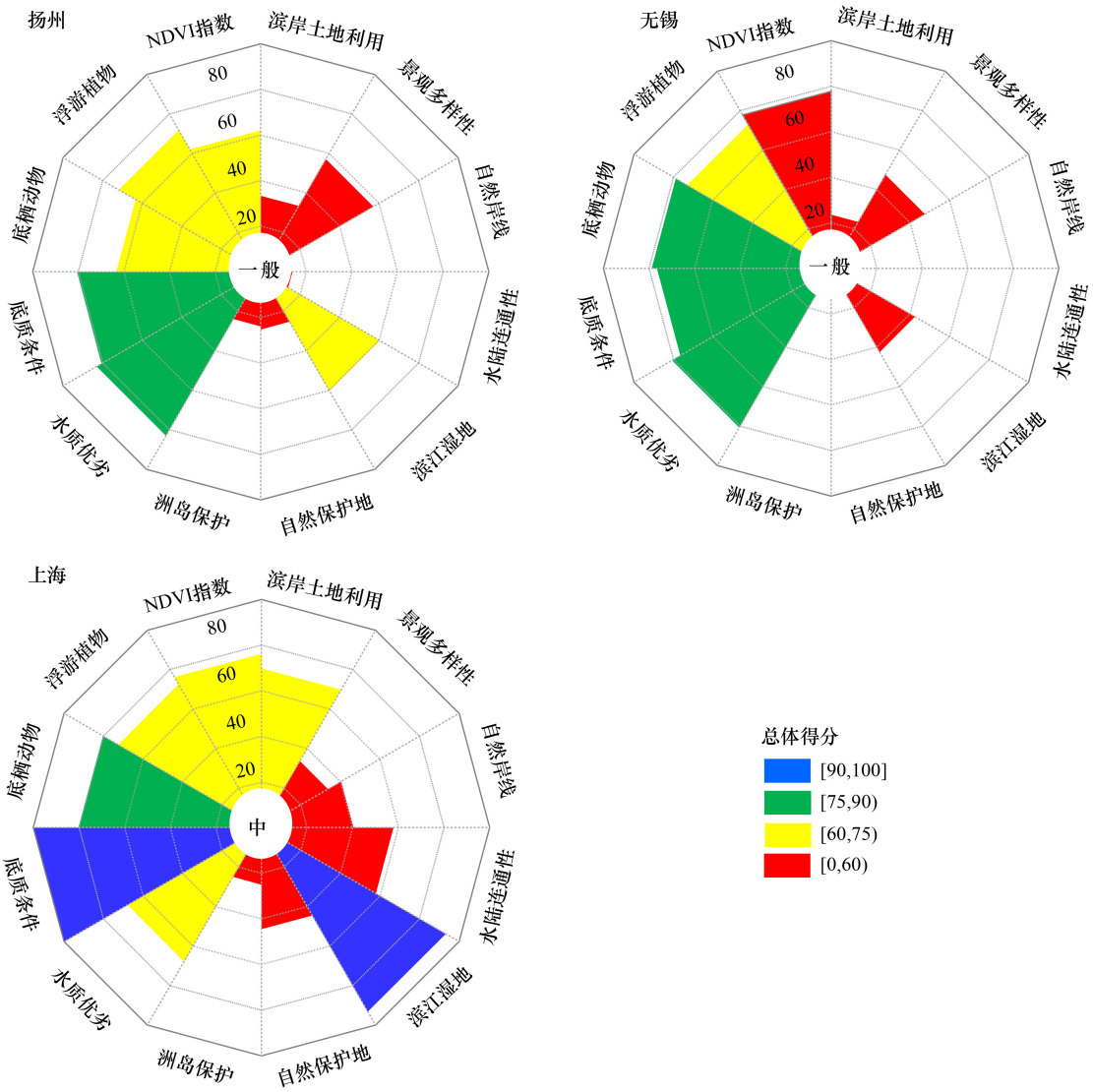


图 9　典型地级市长江岸线生态完整性评价风玫瑰图

Fig.9　Wind-rose diagram for evaluation of ecological integrity of the riverfront of Yangtze river in typical prefectural-level cities

NDVI:归一化植被指数 Normalized difference vegetation index

从综合评估结果来看,体现了自然环境、水文条件、地理区位、城镇发展、管控政策等对长江岸线生态完整性的综合影响和驱动。总体中上游生态完整性较好,不仅是由于地形地貌等自然地理环境因素,也是由于地理区位等原因、城镇发展、港口工业建设相对缓慢,对岸线开发的需求小,岸线开发利用程度相对较低。荆州-咸宁段生态完整性相对较好,这一江段自古以来受到水文条件和洪水的影响,同时沿岸分布大量蓄滞洪区,岸线开发利用程度不高,沿岸开发利用活动相对少;同时,洲滩湿地发育丰富,分布较多豚类自然保护区和水产种植资源保护区,进一步限制了沿岸的开发利用活动,总体这一江段的岸线生态完整性受到干扰较小。下游地区扬州-南通段是岸线生态完整性整体较低的江段,这一江段岸线开发利用强度大、密度高,由于这一江段通航条件好、沿岸经济发达,对岸线利用需求大,开发建设了大量港口和临岸工业园区特别是化工园区,原真性被破坏,滨岸水生态水环境也受到显著影响,形成了长江岸线生态完整性相对最差的江段。因此,长江岸线生态完整性综合体现了这一特殊水陆交互地带自然环境本底和人类活动对自然环境的干扰程度。

3 对策建议

近年来长江岸线整治明显提高了自然岸线保有率,2020 年长江自然岸线保有率 65.5%,较 2017 年提高了 0.4%,但总体土地利用开发强度、水陆连通性以及滨岸湿地改善不大,尤其是江苏沿江地区,开发强度过高的问题仍然未得到明显改善。长江岸线保护修复从生态系统完整性出发,追根溯源、系统治疗,防止头痛医头、脚痛医脚。根据长江岸线生态完整性评估结果,结合长江岸线生态修复实际,重点提出以下两条对策建议。

(1)通过严格的岸线空间管控促进陆域原真性保护和水陆渐变性维持

在充分考虑已有自然保护区、水产种质资源保护区、重要湿地、蓄滞洪区、水源地保护区、不稳定岸线等要素的基础上,进一步考虑水生动物栖息地、河流生境、滨江湿地等生态功能,从自然岸线保护、陆域景观多样性维持、开发活动强度控制等角度划定生态、生产和生活岸线,促进生产岸线集约高效、生活岸线宜居适度、生态岸线水陆自然,推动形成既尊重自然规律、保护生态环境、保障防洪安全及供水安全,又能支撑社会经济发展、促进高效集约利用长江自然岸线格局的形成。建议针对长江洲滩开展全面系统的普查工作。制定长江洲滩生态保护方案,严格禁止长江洲岛不合理的开发活动及工程措施,开展长江下游洲滩不合理占用活动清退整治行动。在保障防洪的前提下,尽量减少隔绝水陆自然交互的人工护坡护岸措施,加强长江生态护岸工程设计。从岸线的形态设计、自然地貌重建、生态系统构建、防洪功能保障等方面研究合适的长江岸线生态修复方法和工程措施,修复长江岸线自然属性和生态功能,提升长江岸线水陆交互带生态健康水平。长江上游岸段重点保护岸线原真性和水陆渐变性,严格控制陆域开发强度;长江中游岸段提升水陆渐变性,调整局部岸段陆域开发强度;长江下游岸段严控和调整陆域开发强度,恢复水陆渐变性和陆域原真性。

(2)通过生态廊道建设和生态修复提升岸线生境依存性和恢复生物多样性

建议重视和强化长江江心洲和滨江洲滩湿地生态功能,提升长江湿地生态廊道的连续性和贯通性,特别是加强中下游江心洲的生态连通性,加强长江湿地保护网络体系建设。建议以宜昌、荆州、岳阳、咸宁为主要管理范围,依托长江中游重要水生动物自然保护区、水产种质资源保护区、湿地保护区等生态保护空间,以长江干流为轴带串联滨江湿地、长江故道、中游重要湖泊,建立长江中游国家公园。以敏感生物物种的恢复和保护为目标恢复长江岸线生态系统的完整性。借鉴莱茵河“鲑鱼重返计划”,在旗舰物种恢复的同时,注重滨岸带水域水生态的恢复,制定长江生态恢复行动计划,规定各阶段、江段、岸段应该恢复的标志性生物种类和种群结构,确保长江岸线生态保护修复能取得实际成效。建议针对滨岸污染带,结合陆域整治开展滨岸水环境治理和滨岸水生生物恢复;针对正在或即将开展岸线整治修复的岸段,开展滨岸水域、沉积环境和陆域土壤环境跟踪监测,科学评估岸线整治成效,为岸线生态完整性总体修复提供科学支撑。

4 结论

(1)长江岸线生态完整性总体水平处于“中”的等级,各区段岸线生态完整性呈从上游至下游降低的趋势,咸宁段岸线生态完整性最高,无锡段岸线生态完整性最低。中上游地区主要限制性因子为滨江湿地发育程度、洲岛发育及湿地保护状况等,下游地区则为滨岸土地利用开发强度、自然岸线保有率、水陆连通性等。

(2)长江中下游岸段陆域原真性水平较低,除铜陵段、安庆段和上海段外,水陆渐变性程度也相对较弱;在生境依存性方面,部分港口、城市岸带、城市内河入江口岸段的工业污染对生境造成威胁,滨岸浮游植物和底栖动物的多样性受到影响。

(3)长江岸线的生态修复应以完整性恢复为目标,应分区段确定岸线原真性、水陆渐变性、生境依存性和生物多样性四个方面的保护重点,结合生态、生产和生活等不同类型岸线的完整性问题差异,提出自然岸线保护、陆域景观多样性维持、建设活动强度控制等差异性要求,形成既尊重自然规律、保护生态环境、保障防洪安全及供水安全,又能支撑社会经济发展、促进高效集约利用的长江岸线格局。

综上所述,大河岸线的生态保护与修复必须强调对生态系统进行完整性修复,强调保护自然生态、维持优

良生境、恢复生物多样性。在社会经济与自然环境协同发展背景条件下,大河岸线难以保持原始的自然状态,其保护与修复也难以达到极高的生态完整性水平。因此,应在科学的生态完整性修复理念和目标的指导下,通过空间管控方案优化、以及物理、化学、生物生态等方面的生态修复技术研发,制订更科学的岸线生态保护和利用管控方案,尽可能地提升大河岸线生态完整性,这也是开展大河岸线生态完整性评估的意义所在。

参考文献(References):

[1] 罗跃初, 周忠轩, 孙轶, 邓红兵, 张萍, 吴钢. 流域生态系统健康评价方法. 生态学报, 2003, 23(8): 1606-1614.

[2] Costanza R, Norton BG, Haskell BD. Ecosystem health: new goals for environmental management. Washington D. C.: Island Press, 1992, 378-379.

[3] Crowell M, Coulton K, Johnson C, Westcott J, Bellomo D, Edehnan S, Hirsch E. An estimate of the U.S. population living in 100-year coastal flood hazard areas. Journal of Coastal Research, 2010, 26(2): 201-211.

[4] Samarasekara R S M, Sasaki J, Jayaratne R, Suzuki T, Ranawaka R A S, Pathmasiri S D. Historical changes in the shoreline and management of Marawila Beach, Sri Lanka, from 1980 to 2017. Ocean & Coastal Management, 2018, 165: 370-384.

[5] Xu L H, Gong H B, Li J L. Comprehensive suitability assessment of the shoreline resources of Zhejiang Province, China. Philippine Agricultural Scientist, 2015, 98(2): 224-236.

[6] Sairinen R, Kumpulainen S. Assessing social impacts in urban waterfront regeneration. Environmental Impact Assessment Review, 2006, 26(1): 120-135.

[7] 燕乃玲, 虞孝感. 生态系统完整性研究进展. 地理科学进展, 2007, 26(1): 17-25.

[8] Karr J R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications, 1991, 1(1): 66-84.

[9] Hering D, Borja A, Carstensen J, Carvalho L, Elliott M, Feld C K, Heiskanen A S, Johnson R K, Moe J, Pont D. The European water framework directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of the Total Environment, 2010, 408(19): 4007-4019.

[10] 董哲仁. 河流健康的内涵. 中国水利, 2005, (4): 15-18.

[11] 赵彦伟, 杨志峰. 河流健康: 概念、评价方法与方向. 地理科学, 2005, 25(1): 119-124.

[12] An K G, Park S S, Shin J Y. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. Environment International, 2002, 28(5): 411-420.

[13] Schofield N J, Davies P E. Measuring the health of our rivers. Water, 1996, 23: 39-43.

[14] 王海燕, 葛建团, 邢核, 蔡奎芳. 欧盟跨界流域管理对我国水环境管理的借鉴意义. 长江流域资源与环境, 2008, 17(6): 944-947.

[15] 吴钢, 赵萌, 王辰星. 山水林田湖草生态保护修复的理论支撑体系研究. 生态学报, 2019, 39(23): 8685-8691.

[16] 庞治国, 王世岩, 胡明罡. 河流生态系统健康评价及展望. 中国水利水电科学研究院学报, 2006, 4(2): 151-155.

[17] 王夏晖, 何军, 饶胜, 蒋洪强. 山水林田湖草生态保护修复思路与实践. 环境保护, 2018, 46(3/4): 17-20.

[18] Karr J R. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, 12(9): 1521-1531.

[19] 吴刚, 蔡庆华. 流域生态学研究内容的整体表述. 生态学报, 1998, 18(6): 575-581.

[20] 邓红兵, 王庆礼, 蔡庆华. 流域生态学——新学科、新思想、新途径. 应用生态学报, 1998, 9(4): 443-449.

[21] 陈维肖, 段学军, 邹辉. 大河流域岸线生态保护与治理国际经验借鉴——以莱茵河为例. 长江流域资源与环境, 2019, 28(11): 2786-2792.

[22] 段学军, 王晓龙, 邹辉, 梁双波, 陈维肖. 长江经济带岸线资源调查与评估研究. 地理科学, 2020, 40(1): 22-31.

[23] 段学军, 邹辉, 陈维肖, 闵敏. 岸线资源评估、空间管控分区的理论与方法——以长江岸线资源为例. 自然资源学报, 2019, 34(10): 2209-2222.

[24] 侯利萍, 何萍, 钱金平, 贾俊艳, 徐杰. 河岸缓冲带宽度确定方法研究综述. 湿地科学, 2012, 10(4): 500-506.

[25] 邓红兵, 王青春, 王庆礼, 吴文春, 邵国凡. 河岸植被缓冲带与河岸带管理. 应用生态学报, 2001, 12(6): 951-954.

[26] 郭怀成, 黄凯, 刘永, 郁亚娟. 河岸带生态系统管理研究概念框架及其关键问题. 地理研究, 2007, 26(4): 789-798.

[27] 段学军, 邹辉, 王晓龙. 长江经济带岸线资源保护与科学利用. 中国科学院院刊, 2020, 35(8): 970-976.

[28] Thomson J R, Taylor M P, Fryirs K A, Brierley G J. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2001, 11(5): 373-389.

[29] Ward J V, Tockner K, Schiemer F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research & Management, 1999, 15(1/3): 125-139.

[30] 何超, 李萌, 李婷婷, 彭雪, 李婕, 赵锦慧. 多目标综合评价中四种确定权重方法的比较与分析. 湖北大学学报: 自然科学版, 2016, 38(2): 172-178.

[31] 吴易雯, 李莹杰, 张列宇, 过龙根, 李华, 席北斗, 王雷, 李曹乐. 基于主客观赋权模糊综合评价法的湖泊水生态系统健康评价. 湖泊科学, 2017, 29(5): 1091-1102.

[32] 李春华, 叶春, 赵晓峰, 王秋光, 陈小刚, 孔祥龙, 卢少勇, 徐东炯, 陈桥. 太湖湖滨带生态系统健康评价. 生态学报, 2012, 32(12): 3806-3815.

[33] 邹辉, 段学军, 陈维肖. 长江自然岸线分类划定、空间分布及保护状况研究. 长江流域资源与环境, 2019, 28(11): 2649-2656.

[34] 水利部河湖管理司. 河湖健康评价指南(试行). 北京: 水利部, 2020.

[35] 生态环境部. 河流水生态环境质量监测与评价技术指南(征求意见稿). 北京: 生态环境部, 2020.

[36] 段学军, 曹有挥, 王晓龙. 长江岸线资源调查技术规程. 北京: 科学出版社, 2018: 52-68.