J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(3):000-000
DOI 10.18307/2026.0301

淡水生态系统损害评价体系的构建与应用

王聪[1,2,6]，王智[1**]，厉恩华[1]，张露[1]，刘昔[3]，李书印[3]，李瑞雯[3]，陈珊[3]， 邢鹏[4]，敖偲成[5]，卢少勇[6]，谭铁军[7]，杨军[5]
(1：中国科学院精密测量科学与技术创新研究院，环境与灾害监测评估湖北省重点实验室，武汉 430077)
(2：北京师范大学水科学研究院，北京 100875)
(3：生态环境部长江流域生态环境监督管理局生态环境监测与科学研究中心，武汉 430010)
(4：中国科学院南京地理与湖泊研究所，湖泊与流域水安全全国重点实验室，南京 211135)
(5：中国科学院城市环境研究所，区域与城市生态安全全国重点实验室，厦门 361021)
(6：中国环境科学研究院，环境基准标准与风险管控全国重点实验室，北京 100012)
(7：湖北省人民检察院，武汉 430079)

摘　要：淡水生态系统损害评估量化的缺失制约了我国环境司法与生态补偿的实施。为此，本研究依据国家生态环境损害鉴定评估标准，并结合环保执法的实际需求，构建了系统性的淡水生态系统损害评价指标体系。该体系涵盖环境质量、生物完整性和生态功能三个维度，划分为 1 个目标、2 个次目标、8 个准则和 27 个指标。本体系以三分法和四分位数计算指标的生态基线；同时，提供了从指标至目标的逐层计算公式，以生态损害指数(EDI)衡量生态系统受损程度，将 EDI 值 1.2、1.5、2.0 分别界定为轻度损害、中度损害和严重损害的阈值。以湖北省洪湖和咸宁某河为案例验证了该评价体系。为进一步提升体系的适用性，分析了准则因子的敏感度与评价精度，在确保精度的基础上筛选出优选准则因子(精度为 $R^2 > 0.9$ 和 RMSE < 0.1)；随后，通过相关性分析剔除了同一准则层中的非核心指标，最终制定出优先评价的 1 至 4 级组合清单，分别包括 8、7、6、5 个准则，涵盖 13 至 21 项指标。淡水生态系统损害评价体系的构建与应用不仅推动了我国水生态损害评价理论的发展，也为生态环境保护执法与生态补偿实践提供了有力的理论与方法支持。
关键词：生态损害评价体系构建；淡水生态系统；生态基线；适用性分析

Construction and application of assessment system for freshwater ecosystem damage

Cong Wang [1, 2, 6], Zhi Wang [1*], Enhua Li [1], Lu Zhang [1], Xi Liu [3], Shuyi Li [3], Ruiwen Li [3], Peng Xing [4], Sicheng Ao [5], Shaoyong, Lu [6], Tiejun Tan, [7] Jun Yang [5]
(1: Key Laboratory for Environment and Disaster Monitoring and Evaluation of Hubei, Innovation Academy for Precision Measurement Science and Technology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430061, P.R.China)
(2: College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, P.R.China)
(3: Ecological Environment Monitoring and Scientific Research Center, Yangtze River Basin Ecological Environment

---

*　2025-03-17 收稿；2025-09-18 收修改稿.
国家重点研发计划项目（2023YFC3304300）、湖北省重点研发计划项目（2025BCB045）和国家自然科学基金项目（32301334）联合资助。
**　通讯作者：zwang@apm.ac.cn。

Supervision and Administration Bureau, Ministry of Ecological Environment, Wuhan 430010, P.R.China)
(4: State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R.China)
(5: State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021, P.R.China)
(6: State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, P.R.China)
(7: The People's Procuratorate of Hubei, Wuhan 430079, P.P.China)

Abstract: The absence of a standardized damage assessment system for freshwater ecosystems significantly impedes the implementation of environmental justice and ecological compensation mechanisms in China. To address this gap, we developed a comprehensive assessment framework based on national technical guidelines for ecological and environmental damage assessment and the practical requirements of public interest litigation for environmental protection. This system integrates three dimensions—environmental quality, biological integrity, and ecological function—and is structured hierarchically into one overall objective, two sub-objectives, eight criteria, and 27 indicators. Ecological baselines for each indicator were established using the trisection and quartile methods, with hierarchical formulas enabling stepwise aggregation from indicators to the overall objective. Ecosystem damage severity is quantified using an ecological damage index (EDI), with thresholds of 1.2, 1.5, and 2.0 corresponding to mild, moderate, and severe damage, respectively. The system was validated through case studies in Lake Honghu and a river in Xianning, Hubei Province. To enhance evaluation efficiency, sensitivity and accuracy analyses of the criteria were conducted, leading to the development of an optimized set of assessment criteria combinations with high accuracy ($R^2 > 0.9$, RMSE < 0.1). Non-core indicators within each criterion were subsequently eliminated through correlation analysis, resulting in a prioritized four-level combination scheme comprising 8, 7, 6, and 5 criteria, encompassing 14 to 21 indicators in total. The establishment and application of this assessment system not only advance the theoretical foundation for aquatic ecological damage assessment in China but also provide robust methodological support for ecological and environmental law enforcement and compensation practices.
Keywords: Ecological damage assessment framework; Freshwater ecosystem; Ecological baseline; Applicability analysis

生态环境损害是指因污染环境、破坏生态造成大气、地表水、地下水、土壤、森林等环境要素和植物、动物、微生物等生物要素的不利改变，以及上述要素构成的生态系统功能退化。与生态环境损害的相关概念最早由欧美国家在 20 世纪 90 年代提出，并针对漏油和矿物废弃物等排污事件造成的环境损害颁布相关的行政法规[1-3]。我国的工业化经历了长期且快速发展的过程，但这一过程忽略了对生态环境的保护。近年来，随着我国生态文明法治体系的完善和国民环保意识的提高，我国的生态环境损害案件的数量也处于快速增长状态[4, 5]。水、土壤和大气是我国生态环境损害案件的主要场所。其中，在生态环境部已公布的三批“生态环境损害赔偿磋商十大典型案例”中，直接或间接造成淡水生态损害的案例数量占 66.7%。因此，淡水生态系统已成为我国发生生态损害事件最广泛的场所。

生态损害的价值量化是生态环境赔偿案件的重要难点[6, 7]，其根本原因在于缺乏系统的生态损害评价指标体系，导致难以对生态系统的受损程度精准度量[8]。因此，科学评估生态系统的损害程度既是完善生态环境赔偿制度的重要前提，也是实现生态修复的关键环节[9]。针对这一难题，我国生态环境部自 2011 年起陆续发布了《环境污染损害数额计算推荐方法(第 I 版)》、《环境污染损害数额计算推荐方法(第 II 版)》、《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲》及其针对地表水和沉积物、土壤与地下水、森林、生态系统等 7 个系列指南，这为我国生态环境损害鉴定评估提供了一般性的框架、准则、程序和方法。

生态损害评估的有效开展，依赖于对生态系统参考状态的准确界定。生态基线作为识别损害事实与量化偏离程度的参照系，其确定过程是生态环境损害鉴定评估中的基础环节。Dodds 等较早采用参考湖泊法、三分法和模型推断法制定了美国堪萨斯州湖泊和水库中总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 a (Chl a)等水质指标

的基线[10]；Cunha 等也参照 Dodds 等所提供的方法计算出巴西圣保罗州水库的水质参数基线[11]。随后，国内学者借鉴国际经验与上述评估标准，围绕生态基线的判定方法与应用取得一定的成果。国内早期研究以方法学系统梳理为主，如霍守亮[12]、董浩[13]、王黎明[14]、李小辉[15] 等人对土壤和湖泊生态基线判定方法进行了系统归纳与总结。随后，这些方法逐步在不同场景得到应用与验证，例如张铁群等综合使用历史数据法、参考点位法、统计点位法确定了矿区土壤中氮磷钾元素的基线浓度[16]；李嘉珣等利用参照点位法对草原土壤中氮磷与重金属完成了定性评价[17] 。在此基础上，研究进一步向定量化表达的方向发展，如刘蕴芳等使用对照区域法计算出某固体废弃物堆积区域土壤的生态受损概率[18]。上述研究表明，我国在生态基线的理论梳理、方法应用与定量拓展方面形成了渐进式的发展路径，为生态环境损害评估中生态基线的建立提供了坚实的方法支撑和丰富的实践案例。

然而，现有研究仍存在明显局限：(1)评价指标割裂且缺乏系统性，现有研究所用指标侧重于氮、磷等环境因子，忽视了生物群落和生态系统功能等要素，且尚未形成多指标与多要素协同评价的系统性框架，因此难以全面揭示生态系统的受损状况；(2)损害程度量化不足，现有方法多停留在单因子阈值判定或半定量分析阶段，难以准确刻画生态损害的程度，从而导致责任认定和赔偿标准存在较大不确定性；(3)淡水生态系统针对性不足，已有成果多集中于土壤和草地等生态系统，对河流与湖库等淡水生态系统的损害评价相对薄弱，难以满足淡水生态损害事件频发背景下的司法鉴定需求。鉴于此，本研究在系统梳理现有理论与方法的基础上，综合考虑包含环境质量、水生生物群落和生态系统功能的多种要素指标，构建系统性的淡水生态系统损害评价指标体系。选取洪湖和咸宁某河作为应用案例，旨在提升生态损害的定量评估能力，为生态系统损害的定量评估和环保执法提供理论基础与证据支撑。

1 研究区域与方法

1.1 淡水生态系统损害评价指标体系的构建

1.1.1 评价指标的筛选与确定 评价指标的筛选是构建评价指标体系的前提，本研究依据《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲》和《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第 2 部分：地表水和沉积物》(以下分别简称《指南总纲》和《地表水和沉积物指南》)对水生态损害评价的框架要求，初步确定淡水生态系统损害的评价内容，其应包括水环境、水生生物和生态功能。进一步，基于以下原则筛选指标：(1)系统性，要求指标能够科学全面反映水生态的健康和功能；(2)可度量性，要求指标的优劣程度能够通过数据量化进行分析与比较；(3)易获取性，指标能够基于现有文献资料获取充足数据或能够通过生态调查较快获取数据；(4)非重复性，即不重复计算或评估相同的指标[19, 20]。最终，基于以上评价内容和筛选原则要求，将共筛选出 27 个具体指标用于构建淡水生态系统评价体系，每个指标对受到干扰的响应、数据获取方法及设定依据见表 1。

1.1.2 评价指标体系的构建 经过对评价内容和指标进行归类整合，本研究使用层次分析法(Analytic hierarchy process，AHP)对评价内容和指标来构建淡水生态系统损害评价指标体系[21]。将目标层(T)定义为生态系统；其中，考虑到生态系统的诸多功能实际是由生物所提供[22]，为避免重复计算生物指标，因此将水生生物的指标合并至生态功能，并将目标层划分为 2 个次目标，即环境质量(T1)和生态功能(T2)；环境质量和生态功能分别进一步分为 2 个准则(C1-C2)和 6 个准则(C3-C8)，其分别包括 9 个指标(I1-I9)和 19 个指标(I10-I27)(表 1)。在指标体系构建完成后，分别针对次目标层、准则层、指标层构建判断矩阵，研究团队多位专家通过对判断矩阵中各因素两两比较确定其相对重要性完成权重打分，在判断矩阵通过一致性检验后，取各因素权重的加权平均值为其最终权重，具体见表 1。

表 1 淡水生态系统损害评价体系
Table 1. Freshwater ecosystem damage assessment system

目标层	次目标层		准则层		指标层				
	类别	权重	类别	权重	类别	权重	受到干扰的响应	数据获取方法	设定依据
生态系统(T)	环境质量(T1)	0.30	综合水质(C1)	0.60	pH(I1)	0.15	上升/下降	实测	评价地表水质的重要参数(GB3838-2002)
					SD(I2)	0.15	下降	实测	
					TN(I3)	0.15	上升	实测	
					TP(I4)	0.15	上升	实测	
					COD_{Mn}(I5)	0.20	上升	实测	
					DO(I6)	0.20	下降	实测	
			底泥污染状态(C2)	0.40	TN(I7)	0.30	上升	实测	指示底栖环境的污染状态[23, 24]
					TP(I8)	0.30	上升	实测	
					重金属生态风险(I9)	0.40	上升	$NIRI=\sqrt{\frac{\left(E_{r\,max}^{i}\right)^{2}+\left(E_{r\,ave}^{i}\right)^{2}}{2}}$ (1) $E_r^i=T_r^i\times\frac{C_i}{S_i}$ (2)	
	生态功能(T2)	0.70	浮游植物完整性(C3)	0.20	Margalef 指数(I10)	0.20	下降	$d=(S-1)/LnN$ (3)	指示浮游植物群落的物种丰富度[25]
					Shannon 指数(I11)	0.20	下降	$H'=-\sum_{i=1}^{s}P_iLnPi$ (4)	指示浮游植物群落的物种多样性[26]
					Pielou 指数(I12)	0.15	下降	$J=\frac{H'}{LnS}$ (5)	指示浮游植物群落的物种均匀度[27]
					总密度(I13)	0.15	上升	实测	反应饵料丰富度[28]
					蓝藻密度占比(I14)	0.15	上升	$P_D=\frac{D_D}{D_P}$ (6)	指示和预测藻华[29]
					硅藻密度占比(I15)	0.15	上升	$P_c=\frac{D_C}{D_P}$ (7)	
			浮游动物完整性(C4)	0.20	Margalef 指数(I16)	0.25	下降	同因子 F9	指示浮游动物群落的物种丰富度[25]
					Shannon 指数(I17)	0.25	下降	同因子 F10	指示浮游动物群落的物种多样性[26]

		Pielou 指数(I18)	0.20	下降	同因子 F11	指示浮游动物群落的物种均匀度[27]
		总密度(I19)	0.15	上升	实测	反应饵料丰富度[28]
		轮虫密度占比(I20)	0.15	上升	$P_R=\frac{D_R}{D_Z}$ (8)	指示水体营养状态和污染状况[30]
底栖动物完整性(C5)	0.20	Margalef 指数(I21)	0.25	下降	同因子 F9	指示底栖动物群落的物种丰富度[25]
		Shannon 指数(I22)	0.25	下降	同因子 F10	指示底栖动物群落的物种多样性[26]
		Pielou 指数(I23)	0.25	下降	同因子 F11	指示底栖动物群落的物种均匀度[27]
		BPI 指数(I24)	0.25	上升	$BPI=\frac{\lg(n_1+2)}{\lg(n_2+2)+\lg(n_3+2)}$ (9)	指示水体污染状况[31]
鱼类完整性(C6)	0.15	鱼类保有指数(I25)	1.00	下降	$FOEI=\frac{FO}{FE}$ (10)	评估鱼群健康程度[32]
生物生产能力(C7)	0.15	SD/WD(I26)	1.00	下降	实测	衡量水体初级生产能力[33]
水源供给能力(C8)	0.10	年蓄水量 [a](I27) 生态流量满足度 [b](I27) 饮用水达标率 [c](I27)	1.00	下降	$W_S=S\times\Delta H\times n$ (11) [a]	反映水域的供水量[32, 34] 反映饮用水安全[32]

注：(1)[a] 表示仅用于评价湖泊和水库；[b] 表示仅用于评价河流；[c] 表示仅用于评价水库或被划为水源地的湖泊。

(2)英文缩写：pH 表示水体酸碱度；SD 表示水体透明度；TN 表示水体总氮浓度；TP 表示水体总磷浓度；COD_{Mn} 表示水体高锰酸盐指数的浓度；DO 表示水体溶解氧含量；STN 表示沉积物总氮浓度；STP 表示沉积物总磷浓度；BPI 表示生物污染指数；WD 表示水体深度。

(3)公式说明：式(1)和(2)中，$NIRI$为重金属的综合生态风险，E_r^i为重金属i的潜在生态风险，$E_{r\,max}^i$和$E_{r\,ave}^i$分别是E_r^i的最大值和平均值，T_r^i是重金属i的毒性系数，C_i为重金属i的实际浓度，S_i是重金属i的环境背景值；式(3)、(4)和(5)中，N为所在群落的所有物种的个体数之和，S为群落总物种数，P_i为样品中属于第i种的个体的比例；式(6)中，P_D为蓝藻密度占比，D_D为蓝藻密度，D_P为浮游植物总密度；式(7)中，P_C为硅藻密度占比，D_C为硅藻密度，D_P为浮游植物总密度；式(8)中，P_R为轮虫密度占比，D_R为轮虫密度，D_Z为浮游动物总密度；式(9)中，n_1为寡毛类、蛭类和摇蚊幼虫个体数，2 为避免分子或分母出现 0 值而设置的常数，n_2为多毛类、甲壳类、除摇蚊幼虫以外的其他水生昆虫的个体数，n_3为软体动物个体数，详见 HJ 1295-2023；式(10)中，$FOEI$是鱼类保有指数，FO是实测的鱼类物种数量(剔除外来种)，FE是所在水域在 1980s 以前监测到的鱼类物种数量，由于该指标结果为相对值，因此若无法获取水域的 FE，则可使用该水域当前的鱼类物种数量(剔除外来种)代替；式(11)中，W_S是湖泊年调蓄量，S 是湖泊面积， ΔH是正常水位与最小生态需水量所需水位之差，n为水体复蓄次数，指一年内河道重复蓄水排水的频率，取平水年份 n = 1.5；生态流量满足度为该河段实测日流量占相应时段多年平均流量的百分比，详见河湖健康评价指南(试行)；饮用水达标率参照河湖健康评价指南(试行)计算。

1.1.3 指标生态基线确定 生态基线确定是生态系统损害评价的核心问题之一[16, 35]。按照《指南总纲》和《地表水和沉积物指南》，指标基线的确定方法的优先度依次为历史数据法、对照区域法、环境质量标准基准法、专项研究法。其中，历史数据法和对照区域法均要求使用发生环境污染或生态破坏前的数据，并选取历史或对照区域数据的 10%或 90%分位数(分别为因干扰导致数值上升和下降的指标)值作为基线。但是，由于我国长期的开发活动可能已经对部分水域造成了一定时期内不可逆的人为改造[19]，加之过去对水域监测的指标与频率较少而存在有效历史数据不足的问题。因此，严格遵循指南中历史数据法和对照区域法来制定生态基线并不现实。余志晟等提出当水域遭受到一定的干扰和破坏时，可以将基线标准降低至四分位数或使用三分法确定基线[36]；同时，当前生态环境损害事件主要是由短期内资源过度开发或违规生产排污所致[37, 38]。因此，选择水域中生态环境处于较好水平的样点作为参照点制定生态基线，能够更加迅速和准确地识别出受损水域的损害源及其扩散范围，能够更好地服务于环保公益诉讼过程中的司法鉴定需求。最终，本研究制定了以下确定生态基线的流程：

(1) 在发现生态受损处及其上下游布设样点采集水生态样品以获取不同范围的水生态数据，按照《指南总纲》要求，水生态数据集的样本数量建议不少于 5；

(2) 输入水生态数据集，对指标 I1-I26 同时使用四分位数和三分法计算的生态基线用于相互验证，具体为：对干扰导致指标数值上升时，分别采用全部样品的 25%分位数值和最小的 1/3 数据的中位数作为基线；而对干扰导致指标数值下降时，分别采用全部样品的 75%分位数值和最大的 1/3 数据的中位数作为基线；而对于准则 C8 所包含的指标 I27，则依据水文状况计算出水域(或部分水域)的唯一值；

(3) 按照《水生态监测技术指南 湖泊和水库水生生物监测与评价(试行)》(HJ 1295—2023)所提供的箱线图法，分别以指示较好生态环境的前 25%和前 1/3 生态数据样本作为参照点，检验两种方法的参照点数据对指标 I1-I26 是否具有足够的环境压力判别能力，该方法依据参照点和受损点四分位距的重叠情况进行赋分，共分为 4 种情况：①若参照点和受损点四分位距无重叠，则赋分值为 3；②若参照点和受损点四分位距部分重叠，但各自中位数均在对方四分位距范围以外，则赋分值为 2；③若参照点或受损点只有 1 个中位数在对方四分位距范围之内，则赋分值为 1；④若参照点和受损点的中位数均在对方四分位距范围之内，则赋分值为 0。基于以上赋分规则，若参照点的赋分值≥2，则代表该参照点具备环境压力判别能力；若参照点的赋分值＜2，则代表该参照点的环境压力判别能力不足。若参照点样本量不足(小于 3)，无法按照箱线图法检验参照点的环境压力判别能力，为了减少因离群值对结果的影响，使用两种方法所得结果的平均值作为生态基线；

(4) 比较四分位数和三分法对指标 I1-I26 具有足够环境压力判别能力的指标数量，选择指标判别能力数量更多的一组方法所得结果作为生态基线，若两种方法指标数量一致，为了减少因离群值对结果的影响取二者平均值作为生态基线；

(5) 输出每个指标的生态基线。

1.1.4 指标体系的计算和评价 本研究以《指南总纲》、《地表水和沉积物指南》提供的指标超基线率作为量化损害程度基本方法，按照本研究所构建的淡水生态系统损害评价体系，设定了公式(12)-(15)来计算生态损害指数(Ecological damage index; EDI)。并按照生态损害指数的大小对水生态损害程度分级，EDI 值越大表示生态系统偏离参考状态的程度越大，生态受损程度越高。一般而言，需要开展生态损害评价的水域往往遭受了违规排污或生态破坏的事件，因此其水生态状况在整体上也通常偏离理想参考状态。生态损害评价所用的指标中，生态基线代表所评价水域中的较好水平，原则上应位于《河湖健康评价指南(试行)》中“非常健康”标准以下、但高于“亚健康”标准，可作为未损害状态的参考线，而“亚健康”以下状态的最低分值可作为严重受损的参考依据。为建立可操作的分类依据，本研究参考《河湖健康评价指南(试行)》中的分值标准，结合余志晟等研究提出的“生态指标超过基线值 20%可视为受损”原则[36]，通过分值换算确定了生态受损的参考阈值：以健康状态的 90 分代表生态基线，此时 EDI 值为 1；超基线率 20%对应表示“亚健康”的 75 分，代表轻度损害；超基线率 50%对应表示“不健康”的 60 分，代表中度损害；超基线率 100%基本对齐指示“劣态”的 40 分，代表严重损害。最终，生态损害等级划分标准为 EDI < 1.2 为未损害、1.2 ≤ EDI < 1.5 为轻度损害、1.5 ≤ EDI < 2 为中度损害、EDI ≥ 2 为严重损害。

$$TEDI = TEDI_1 \times 0.3 + TEDI_2 \times 0.7 \quad (12)$$

$$TEDI_i = \begin{cases} \sum_{i=1}^{S} W_i \times CEDI_i, & \sum_{i=1}^{S} W_i = 1 \\ \dfrac{\sum_{i=1}^{S} W_i \times CEDI_i}{1 - \sum_{i=1}^{n} W_{ni}}, & \sum_{i=1}^{S} W_i < 1 \end{cases} \quad (13)$$

$$CEDI_i = \begin{cases} \sum_{i=1}^{S} W_i \times IEDI_i, & \sum_{i=1}^{S} W_i = 1 \\ \dfrac{\sum_{i=1}^{S} W_i \times IEDI_i}{1 - \sum_{i=1}^{n} W_{ni}}, & \sum_{i=1}^{S} W_i < 1 \end{cases} \quad (14)$$

$$IEDI_i = \begin{cases} \dfrac{T_i}{B_i}, \text{受到干扰后指标}i\text{上升(pH} \geq 7) \\ \dfrac{B_i}{T_i}, \text{受到干扰后指标}i\text{下降(pH} < 7) \end{cases} \quad (15)$$

式中，$TEDI$为目标层生态损害指数；$TEDI_1$与$TEDI_2$分别为表 1-1 中的 2 个次目标层的生态损害指数；$TEDI_i$是$TEDI_1$或$TEDI_2$中第i个目标的生态损害指数；S为目标、准则或指标的数量；W_i为第i个准则或指标的权重； $CEDI_i$是第i个准则的生态损害指数；n为缺乏数据的准则或指标的数量；W_{ni}为第i个缺乏数据的准则或指标所占权重； $IEDI_i$是第i个指标的生态损害指数，若浮游植物/动物存在缺乏某些重要类群(如硅藻、轮虫)的情况，表明此水域处于或接近全面损伤的污水状态，其密度相关的指标(I13-15、I19、I20)对干扰的响应由上升转变为下降，对计算出$IEDI_i$值为无穷的情况则可以使用全部样点中的最大值予以赋值； T_i为第i个指标的实测值；B_i为第i个指标的生态基线。

1.2 研究区域概况

为验证本体系在不同类型淡水生态系统中的适用性，本研究分别选取湖北洪湖和咸宁某河作为湖泊和河流的应用案例。洪湖位于长江中游北岸，是中国第七大淡水湖，属亚热带湿润季风气候区，具有防洪、灌溉、水产供给与生物多样性维系等多重生态功能[28]，且被列入《国际重要湿地名录》[39]。然而，过去数十年受围湖养殖、工农业污染等影响，生态系统严重退化，湖泊面积大幅萎缩[40]。近年来虽实施了围网拆除、退垸环湖等工程措施，但自洪湖遭受 2016 年的特大洪水后沉水植被逐渐衰退，到 2019 年几乎丧失[40]。沉水植被的缺失削弱了水体对风浪的缓冲作用，底泥受扰动的强度也随之增强，导致水体透明度下降、初级生产力减弱等生态问题[28]；随后，连续 3 年的退垸环湖工程进一步加剧了生态系统脆弱性。在自然灾害和人为干扰的共同作用下，洪湖存在水体自净能力下降与生态系统恢复较为缓慢的问题，亟需科学评估其生态损害现状从而为湖泊治理提供针对性的策略。咸宁某河流同属湖北省，其上游建有新型建材产业园区，近期下游居民频繁反映该园区的排水水质感官较差，疑似存在偷排污水情况，反映出典型的流域工业干扰型生态损害特征。总之，洪湖与咸宁某河分别代表典型的湖泊生态退化与河流人为干扰型损害情景，能够从不同维度验证淡水生态系统损害评价体系的适用性、科学性与操作性。

1.3 数据获取

用于评价的洪湖和咸宁某河的水生态样品分别由研究团队于 2022 年 6 月和 2025 年 5 月原位采集获取。其中，洪湖的样点包括 S1-S50，河流的样点包括 T1-T7，样点分布见图 1。水样的采集和检测步骤如下：使用有机玻璃采水器分别采集同一个样点表层、中层和底层湖水的 1 L 水样，在充分混匀后使用多参水质仪(EXO2；美国)现场检测 pH 和溶解氧(DO)，分别使用塞氏盘和铅锤在现场测量透明度(SD)和水深(WD)，随后取 500 mL 混合样品使用聚氯乙烯塑料瓶密封保存，并在 24 h 内送至实验室，依据《水和废水监测方法》测定总氮(TN)、总磷(TP)、和高锰酸盐指数(COD_{Mn})。沉积物的采集和检测步骤如下：使用彼得森采泥器(1/32 m^2)在一个样点重复采集 3 次沉积物样品，将样品充分混匀后取 500 g 使用密封袋保存，样品风干后过 180 目筛，测定沉积物总氮(STN)和总磷(STN)；对重金属的检测过程参照前期研究[24]。生物样品的采集和鉴定过程如下：浮游植物和浮游动物的采集和浓缩与研究团队前期研究一致[28]，鉴定主要参考文献[41-44]；对底栖动物，使用彼得森采泥器(1/32 m^2)采集，其预处理、挑拣、固定和鉴定参考文献[45]；鱼类使用 3 层刺网(50 m × 1.8 m)和地笼(20 m × 0.3 m × 0.4 m)采集，并使用 5%的甲醛固定样品制作标本。所有生物标本尽量鉴定到种，不能完全定种的则鉴定至属。

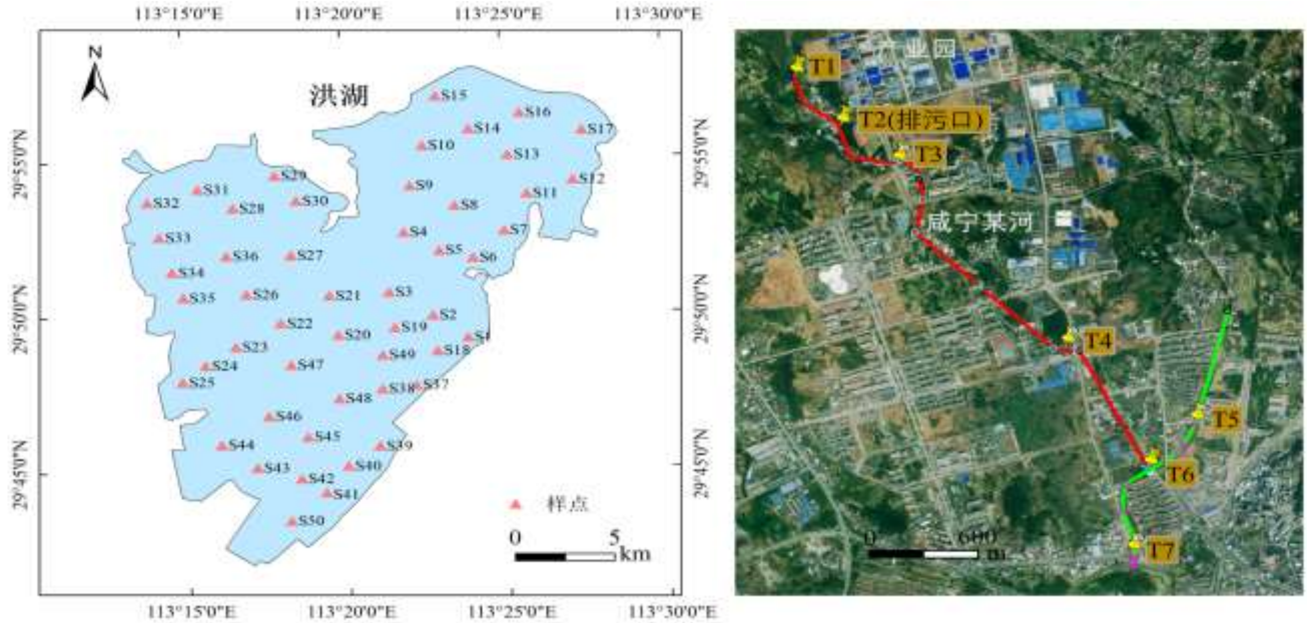

图 1 湖北省洪湖与咸宁某河的采样点分布图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Honghu Lake and a river in Xianning, Hubei Province

2 结果与讨论

2.1 洪湖和某河流的生态基线

同时使用三分法和四分位数计算了洪湖水生态指标 I1 至 I26 的基线；并在此基础上绘制箱线图对所用的参照点环境压力的判别能力进行检验。三分法与四分位数所用参照点的指标 I1 至 I26 赋分均为 3，具有良好的环境压力判别能力 (图 2)。说明两种方法所用参照点确定的具有足够环境压力判别能力的指标数量一致，因此指标 I1 至 I26 的生态基线为这两种方法所确定基线的均值。由于指标 I27 为年蓄水量，无法基于三分法和四分位数所获取，则依据洪湖多年水位数据按照公式(11)计算得出。最终，洪湖在 2022 年 6 月的生态基线如表 2 所示。同时，对咸宁某河的生态基线也使用上述方法完成计算，由于该河参照点样本量不满足箱线图法对检验参照点环境压力判别能力的数据量要求，其生态基线取三分法和四分位数的平均值，如表 2 所示。

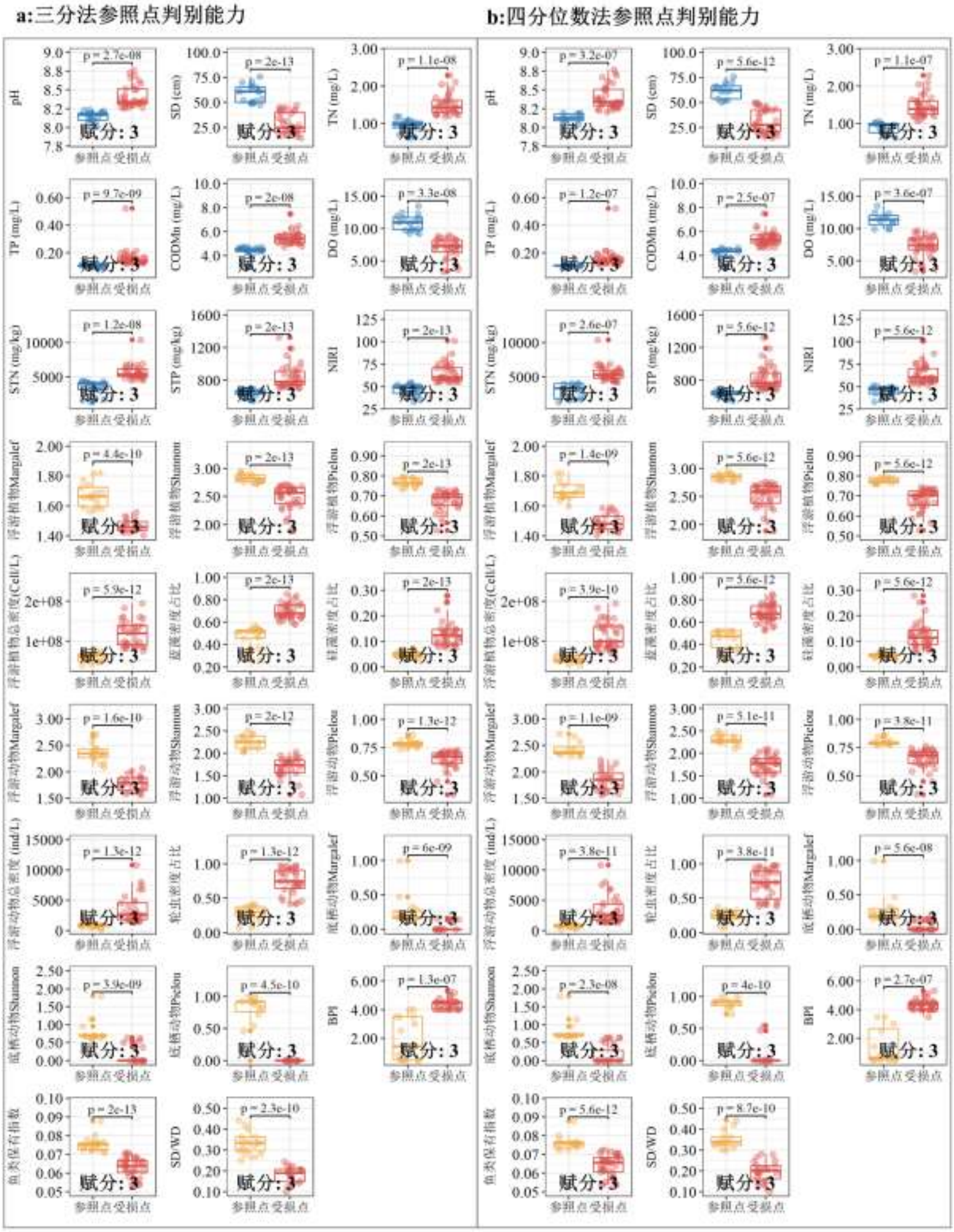

图 2 洪湖参照点的环境压力判别能力分析

Fig. 2 Analysis of environmental pressure discrimination ability of control site in Honghu Lake

表 2 洪湖与咸宁某河的生态基线

Tab. 2 Ecological baseline of Honghu Lake and a river in Xianning

准则	指标		洪湖			咸宁某河		
			三分法	四分位数	最终基线	三分法	四分位数	最终基线
综合水质(C1)	I1	pH	8.17	8.39	8.28	7.65	7.65	7.65
	I2	SD (cm)	60.7	50.5	55.6	27.5	25.0	26.25
	I3	TN (mg/L)	0.98	1.07	1.02	2.99	4.57	3.78
	I4	TP (mg/L)	0.11	0.11	0.11	0.10	0.14	0.12
	I5	COD_{Mn} (mg/L)	4.40	4.63	4.51			
	I6	DO (mg/L)	10.94	9.92	10.43	6.84	6.38	6.61
底泥污染状态(C2)	I7	STN (mg/kg)	3828	4168	3998			
	I8	STP (mg/kg)	666	676	671			
	I9	NIRI	48.8	51.4	50.1	29.28	30.64	29.96
浮游植物完整性(C3)	I10	Margalef	1.66	1.61	1.64	2.80	2.77	2.79
	I11	Shannon	2.82	2.76	2.79	2.83	2.80	2.82
	I12	Pielou	0.76	0.76	0.76	0.76	0.76	0.76
	I13	总密度 (Cell/L)	5.8×10^7	6.7×10^7	6.3×10^7	4.07×10^6	4.66×10^6	4.36×10^6
	I14	蓝藻占比	0.52	0.53	0.52	0.37	0.43	0.40
	I15	硅藻占比	0.05	0.06	0.05	0.11	0.13	0.12
浮游动物完整性(C4)	I16	Margalef	2.35	2.29	2.32	1.21	1.20	1.20
	I17	Shannon	2.25	2.11	2.18	1.60	1.44	1.52
	I18	Pielou	0.78	0.77	0.78	0.78	0.65	0.72
	I19	总密度 (Ind/L)	1004	1095	1050	1286	807	1046
	I20	轮虫密度占比	0.30	0.38	0.34	0.25	0.18	0.22
底栖动物完整性(C5)	I21	Margalef	0.17	0.16	0.16	3.72	1.97	2.85
	I22	Shannon	0.69	0.68	0.69	0.80	0.69	0.75
	I23	Pielou	0.84	0.68	0.76	0.83	0.66	0.74
	I24	BPI	4.50	4.50	4.50	0.69	0.88	0.79
鱼类完整性(C6)	I25	鱼类保有指数	0.08	0.07	0.07			
生物生产能力(C7)	I26	SD/WD	0.33	0.30	0.32	1	1	1
水源供给能力(C8)	I27	年蓄水量(m^3) 生态流量满足度			580000000			

2.2 洪湖和咸宁某河流的生态系统损害评价结果

按照构建的淡水生态系统损害评价体系，对洪湖和咸宁某河完成了生态系统损害评价。其中，洪湖 TEDI 均值为 1.28，最低为 0.90，最高为 1.79 (图 3)。在损害程度上，发生轻度损害的样点最多，占样点总数的 52.0%；其次是未损害和中度损害的样点，分别占 32.0%和 16.0%。在空间分布上，西部(含河流入湖口)区域受损程度相对较低可作为洪湖的参照点，这可能是由于河流入湖口区域水体流速较快，能够有效扩散污染负荷，降低局部生态受损的累积效应；相比之下，受损程度较高的区域主要位于湖泊东北部(S4、S6、S8、S9、S10、S13)，这主要是由于该区域水动力偏弱，污染物易堆积区域，从而形成受损热点区域。在损害贡献上，生态功能损害与环境质量损害的贡献相当，其 TEDI 平均值分别是 1.30 和 1.28；准则层上的损害贡献主要来自生物生产能力、底栖动物完整性、浮游动物完整性、综合水质，其平均 CEDI 分别为 2.06、1.46、1.44、1.33，均超过所在次目标的平均值。

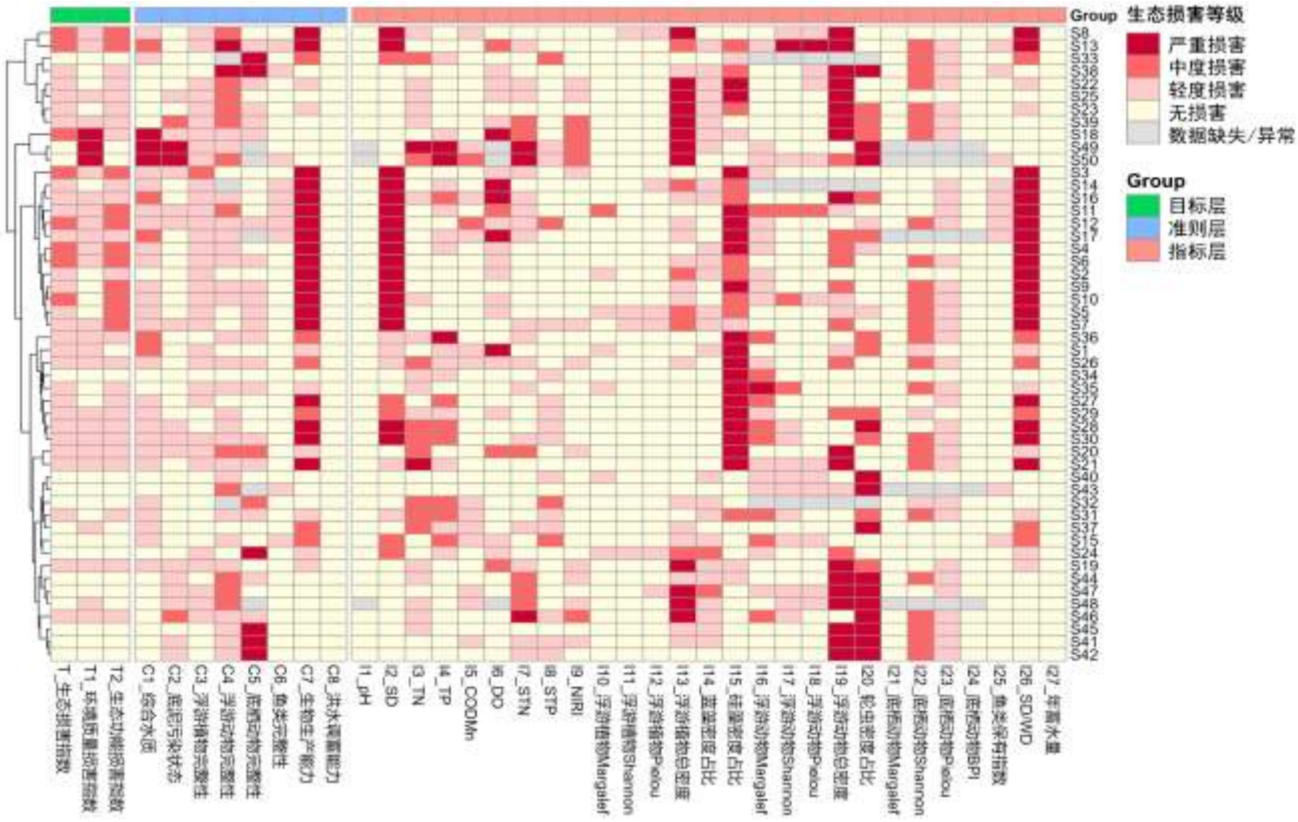

图 3 洪湖生态系统损害的评价结果

Fig. 3 Assessment of ecosystem damage in Honghu Lake

咸宁某河的生态损害评价结果见图 4。其 TEDI 均值为 4.04，位于最上游的样点 T1 的 TEDI 最低为 1.07，处于未损害水平；排污口处 T2 发生了轻度损害(TEDI 值 1.26)，这可能是由于该河段流速较快因而污染物并未得到明显富集；位于中游的 T3-T6 这 4 个样点均发生了严重损害，其中 T3 损害程度最高，说明该河流在距离损害源排污口 T1 处约 500 m 处生态损害水平达到峰值，随后发生降低趋势，直至距离损害源约 3200 m 处(T7)降低至中度损害水平。其中，上游的 TI 和 T7 可作为该河流的参照点。在损害贡献上，主要来自环境质量上的 TN、TP 和重金属污染及其带来的浮游动物完整性、底栖动物完整性和生物生产能力(SD/WD)的衰退。

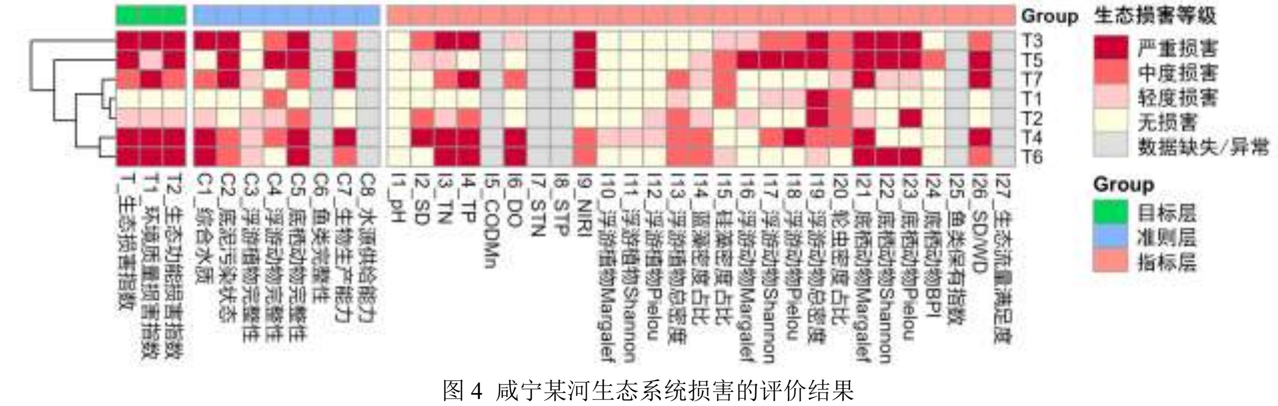

图 4 咸宁某河生态系统损害的评价结果

Fig. 4 Assessment of ecosystem damage in a river of Xianning

2.2 生态系统损害评价准则与指标的适用性分析

为了全面系统评价淡水生态系统的损害，本研究筛选的指标涵盖水质、底泥环境、水生生物完整性及生态功能。然而，在实际应用中，由于评估周期、检测技术、调查经费等客观条件的限制，可能无法全面获取本研究所提供的评价指标。因此，为了提升本指标体系的适用性，本研究基于拥有完整指标数据的洪湖，从准则层的角度分析其适用性。首先，在基于 Morris 法的敏感度分析中，因子位置越靠右对评价模型的敏感度越高，位置越靠上则与其他因子的交互作用越强；换言之，位于对角线右上方的因子对模型结果具有较高的敏感度，因而对评价体系具有更强的适用性[46]。该分析由 R 包"sensitivity"完成，结果如图 5 所示，洪湖中对水生态损害指数敏感的准则因子有 3 个，包括 C1(综合水质)、C5(底栖动物完整性)、C7(生物生产能力)。因此，当条件限制而无法获取全部指标时，这些准则及其所涵盖指标数据应该优先获取。

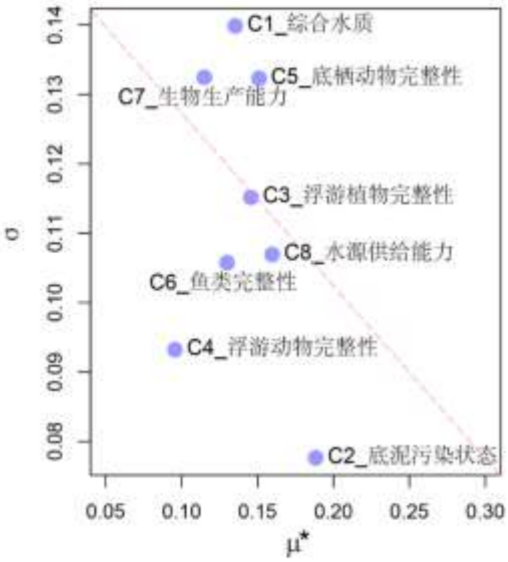

图 5 洪湖生态系统损害评价体系准则因子的敏感度分析

Fig. 5 Sensitivity analysis of criteria factors of ecosystem damage assessment system in Honghu

进一步测试准则层对洪湖 TEDI 的影响程度来判断其在本指标体系中的适用性。首先，选取了 5 个数据获取难度较高的准则，包括 C2(底泥污染状态)、C3(浮游植物完整性)、C4(浮游动物完整性)、C5(底栖动物完整性)、C6(鱼类完整性)；随后在计算 TEDI 过程中通过依次去除 1 至 3 个准则因子并按照公式(12)-(14)计算出非完整准则的目标生态损害指数(TEDI')；接下来进一步计算出 TEDI 与 TEDI'线性拟合方程的相关性(R^2)和均方根误差(RMSE)用于评价 TEDI'精度。为了确保结果的可信度，以同时满足 $R^2 > 0.9$ 和 RMSE < 0.1 的条件确定为足够的评价精度。洪湖生态系统损害指数的精度检验结果如图 6 所示，在不考虑单准则 C3/C4/C6、双准则 C2 与 C3/C3 与 C6、和三准则 C2、C3、C6 时能够满足精度要求($0.9063 \le R^2 \le 0.9917$，$0.0224 \le \text{RMSE} \le 0.0991$)。由于评价过程中不考虑这些准则依然能够得到较高评价精度，这些准则因而可以视为具有高的适用性。

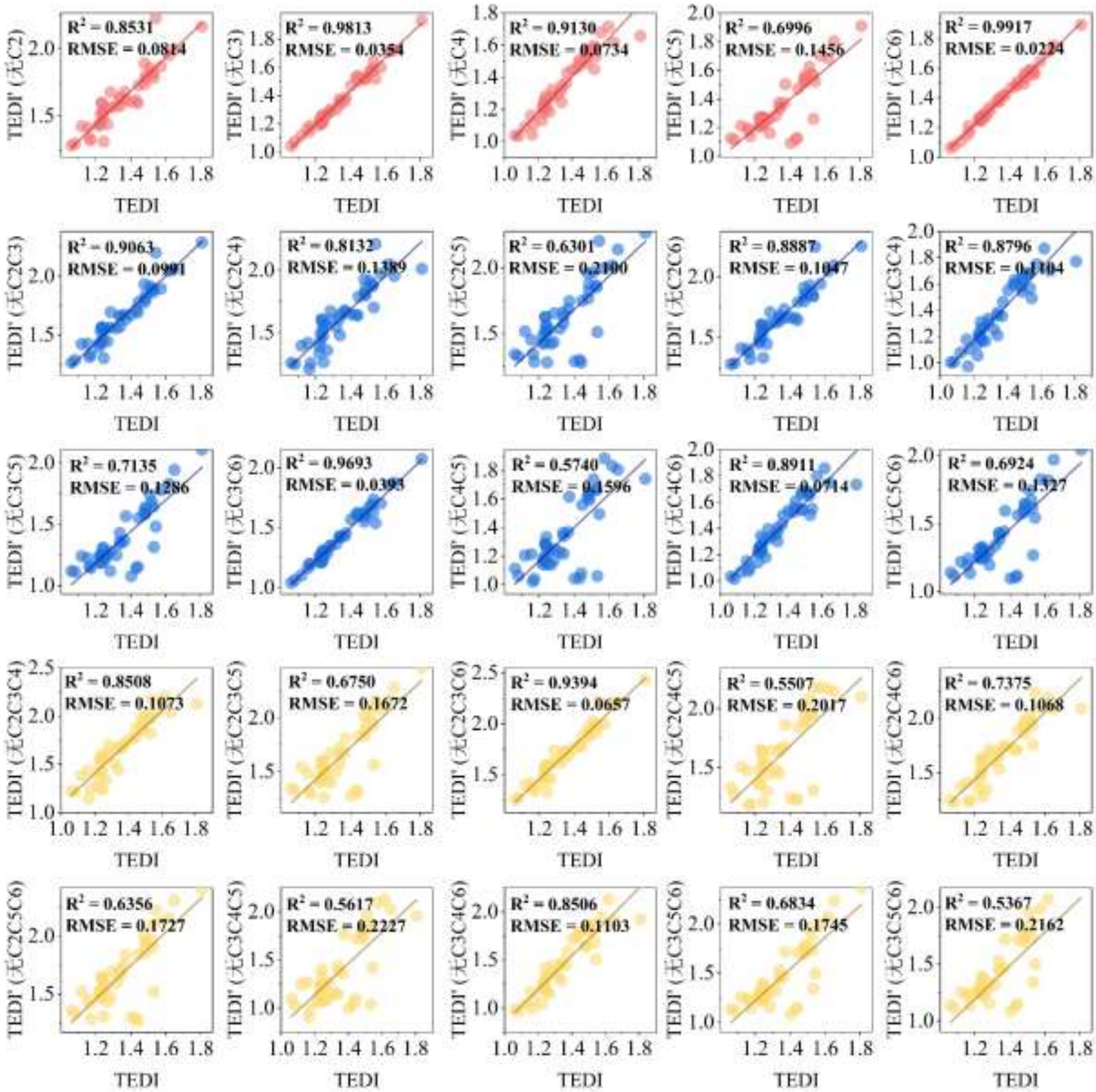

图 6 洪湖 TEDI’的精度检验

Fig. 6 Accuracy test of TEDI in Honghu Lake

为进一步精简指标体系，本研究对 I1-I26 进行了 Spearman 相关性分析(见图 7)，并以|r| > 0.75 作为筛选阈值，剔除同一准则层内高度相关的非核心指标，从而降低指标之间的冗余性。具体而言，C1 中无高度相关的指标，均不剔除；C2 中 I7 与 I9 的相关性大于 0.75，I7 因获取难度更低予以保留；C3 中 I11 与 I12 的相关性大于 0.75，I11 因应用更广泛而予以保留；C4 中 I17 与 I16、I18 的相关性均大于 0.75，为了尽可能降低冗余性仅保留 I17；C5 中 I21 与 I22 的相关性大于 0.75，I21 表示物种丰富程度而包含更多的生态学信息，得到保留。此外，在其所属准则层仅有的单一指标中，不存在与 I25(C6)相关性大于 0.75 的指标，I25 应当保留；I26 还与 I2 有较强的相关性(r = 0.94)，I26 为准则层 C7 的唯一指标，且 C7 为优先获取准则因子(图 5)，因而 I26 得以保留。最终，指标 I2、I9、I12、I16、I18、I22 得以剔除。

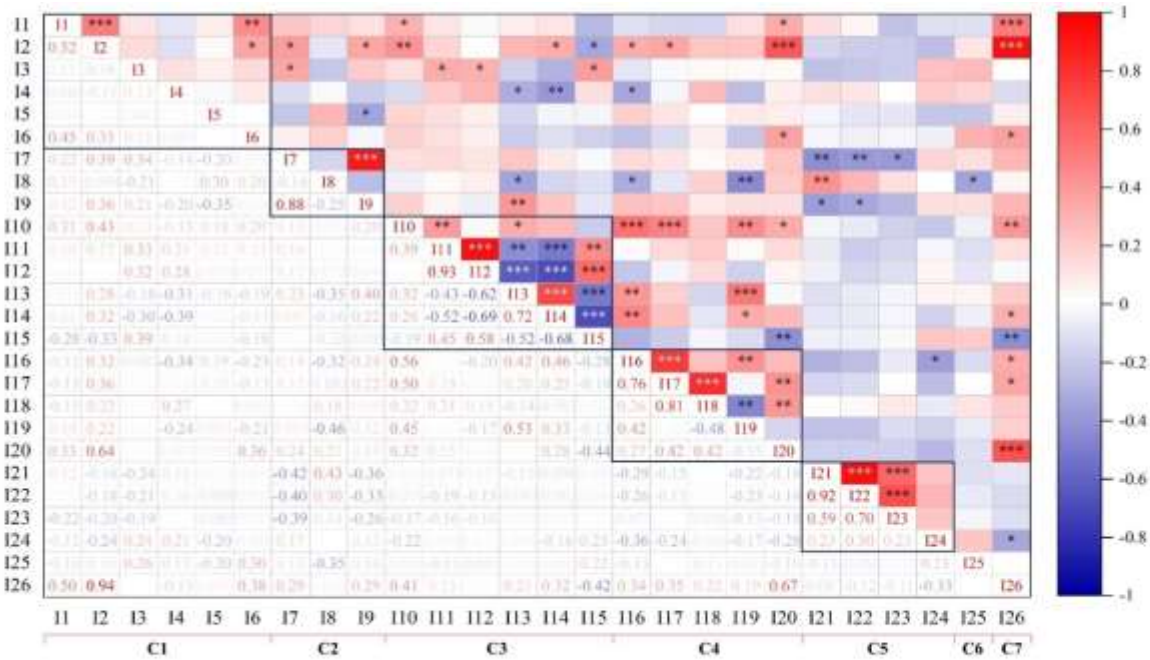

图 7 洪湖生态指标的相关性分析

Fig. 7 Correlation analysis of ecological indicators in Honghu Lake

综上，为了应对在评价过程中无法全面获取本体系所提供指标的情况，提升本指标体系的适用范围，本研究通过 Morris 敏感度分析法筛选出了湖泊生态系统评价中需优先监测的高敏感度准则因子，随后通过精度检验筛选出对湖泊评价结果影响较小的高适用性准则因子。这两类准则因子基本互不重叠，因而呈现出了良好的互补性，能够在确保评价精度前提下的构建出准则层的优先评价组合清单(表 3)。该清单划分为 1 至 4 级优先评价的准则组合，分别包括 8、7、6、5 个准则。同时，结合相关性分析所剔除的非核心指标，确定每个准则组合下的具体指标组合，其覆盖的指标数量为 13-21 个(表 3)。对于未纳入评估的指标和准则，可按照公式(13)-(15)校正其所在层次的权重。

表 3 淡水生态系统损害评价系统的优先级准则因子组合

Tab. 3 List of priority criteria factors of ecosystem damage assessment system in lake and river

层次	评价准则/指标						
	第 1 级	第 2 级			第 3 级		第 4 级
准则	C1 C2 C3 C4 C5 C6 C7 C8	C1 C2 C4 C5 C6 C7 C8	C1 C2 C3 C5 C6 C7 C8	C1 C2 C3 C4 C5 C7 C8	C1 C3 C4 C5 C7 C8	C1 C4 C5 C6 C7 C8	C1 C4 C6 C7 C8
准则数量	8	7	7	7	6	6	5
指标	I1、I3-I8、I10、I11、I13-I15、I17、I19-I21、I23-I27	I1、I3-I8、I17、I19-I21、I23-I27	I1、I3-I8、I10、I11、I13-I15、I21、I23-I27	I1、I3-I8、I10、I11、I13-I15、I17、I19-I21、I23、I24、I26、I27	I1、I3-I6、I10、I11、I13-I15、I17、I19-I21、I23、I24、I26、I27	I1、I3-I6、I17、I19-I21、I23-I27	I1、I3-I6、I17、I19、I20、I21、I23、I24、I26、I27
指标数量	21	16	18	20	18	14	13

2.3 讨论

2.3.1 淡水生态系统损害评价体系的合理性分析 (1)与现有评价标准和体系的进步性。当前《指南总纲》及其系列分指南为生态损害评价提供了单一生态指标的基本评价原则与方法，但依然缺乏涵盖环境-生物-生态功能的综合性框架。本研究所构建的评价体系突破了现有标准的局限性，提供了一套系统性、定量化和可操作的参考范式，为我国淡水生态系统的损害评估及后续管理提供科学参考。同时，现有研究多聚焦于环境中 TN、TP 等单一指标“是否受损”的定性判定[16, 17, 36]，而本研究在前人基础上进一步发展为对整个生态系统的四种生态损害等级的定量划分，能够为损害赔偿的价值核算和标准制定提供更准确的依据。

此外，与生态健康和生物完整性评价体系相比，三个评价体系的指标虽均涵盖环境指标、生物和功能要素，但由于基线

基线设定逻辑的明显差异，导致其适用范围也有所不同，具体差异如下[47, 48]：生物完整性评价以未受干扰的自然或历史状态为基线，由于人类干扰的普遍性，绝大部分区域的生态状态难以达到此基线要求，故仅适用于生态脆弱的自然生态系统；生态健康评价基线为可达到的最优值或公认的标准值，因多数指标有固定的参考基线值，可便于应用在因人为污染或破坏后经修复而满足生态服务需求的生态系统；而生态损害评价则以所评价水域当前较优水平为基线，其除了能够应用于需要开展生态补偿的生态系统外，还可在处于优良水平的生态系统开展生态健康与生物完整性评价。需要强调的是，目前在损害评价过程中可能存在以生态健康基线作为基准的情况[49]，但对于损害事件发生前就已处于"亚健康"状态的水域，若不对参考线做出调整则会导致损害程度高估，影响赔偿额确定的科学性和公正性。例如，本研究案例中的洪湖已处于生态退化状态，浮游植物总密度、FOEI、BPI、TP 在生态健康处于"良好"状态的基线要求，分别是其生态损害基线的 21 倍、9 倍、8 倍、2 倍以上(表 2)，若直接采用生态健康的基线与标准作为参照，必然会导致其生态受损程度的高估。因此，生态损害评价的先进性与独特性在于立足法律和管理需求，可避免以"理想健康"状态为参照而带来的偏差，从而强化了对短期排污等事件给水生态系统带来损害的客观评价，为后续的生态补偿与恢复提供更科学和公正依据。

(2)评价指标的合理性。本研究所构建的评价体系自上而下包括 1 个目标、2 个次目标、8 个准则、27 个指标，涵盖了环境质量、生物和生态功能。其中，除了生物生产能力和供水能力外，剩余的生态功能主要以生物指标来衡量，这是因为生物多样性本身就属于生态功能的核心组分，其可通过互补效应和选择效应直接调控初级生产力、养分循环等关键生态过程[50, 51]。此外，生物多样性与生态功能存在非线性的阈值响应，如物种数低于特定值时生物生产力和抗旱性会同步下降[50]。因此，生物指标的变化趋势能够在很大程度上指示生态系统功能的稳定性。相比于解析生态过程及其中的物质流、能量流、信息流的功能基因检测，生物指标更直观、灵敏，且成本更低、操作性更强，是现阶段进行生态功能评价的科学可行、操作性强的方案，并在生态监测和管理实践中得到广泛检验[34, 52, 53]。此外，为了提升评价体系的适用性，本研究通过对准则因子的敏感度分析与精度检验筛选出优先准则因子，随后通过相关性分析剔除同一准则层下的非核心指标，从而提出了不同准则和指标组合的优选清单。这一流程可在确保评价精度的基础上少检测 1 至 3 类准则因子(如沉积物理化参数、底栖动物完整性)，不仅增强了评价体系的适用性，还能够有效降低获取水生态数据的工作量和费用(表 3)。相比之下，现有生态健康与生物完整性评价通常通过的单一相关性分析剔除一些共线性较高的指标(如底栖动物的生物量与多样性指数)，但仍需要开展特定准则因子(如底栖动物)的样品采集与分析/鉴定工作[52-54]，虽能减少些许计算工作，但对实际样品采集分析和经费的削减效果相对有限。因此，本体系在实际应用中拥有更好的适用性和经济性。

(3)损害量化与货币化的关联性。生态损害的客观量化是实现价值转换(包括货币化评估)的前提。本评价构建的生态损害评价体系，参考《指南总纲》和法律需求，制定了生态基线的确定方法，从而使基线能够在环保公益诉讼和生态赔偿等实际应用中具有较强的参考价值。然而，生态损害赔偿的货币化涉及多个阶段的复杂因素[55]：(1)要从期间损失、永久性损失、生态损害调查与鉴定评估费用、修复生态环境费用、防止损害发生和扩大的止损费用中认定基数；(2)要在"固定倍数式"、"封顶倍数式"、"区间倍数式"等惩戒机制中确定调整倍数；(3)要区分自然退化与人为损害并完成责任比例划分。此类赔偿计算远超单一生态损害评估的范畴，因此本研究的核心聚焦于构建标准化、可操作的损害定量技术体系，通过解决损害事实的科学量化(如生物完整性损失率)，为赔偿基数提供客观依据。最终，生态损害的货币转化则需在损害评价基础上采用条件估值法、替代成本法或虚拟治理成本法等实现[55]，二者属于逻辑递进但相互独立的关系。

2.3.2 淡水生态系统损害评价体系的挑战与展望 淡水生态系统损害评价指标体系的推广与应用依然存在一定的挑战。第一，评价体系对中国淡水生态系统全谱系的普适性问题。本研究通过洪湖和咸宁某河的实际案例验证了该评价体系在不同类型的淡水生态系统的可行性和参考意义。本研究所用的两个案例均位于湖北省，而我国淡水生态系统类型丰富、空间异质性显著，不同区域之间的生态结构、受损过程和管理需求可能存在明显差异，因而案例在空间代表性和生态类型覆盖上仍存在局限。例如，长江上游与水库以水利工程引起的生物栖息地消失和泥沙淤积为主要生态环境损害事件[56-58]，而长江中下游及东部平原区更多受面源污染、富营养化和外源排放的影响，生态环境损害事件主要表现为水质恶化与生物结构受损[58-60]。在这种背景下，本研究构建的生态损害评价体系，在框架设计上涵盖了环境、生物和功能指标，指标可满足生态系统评价所要求的系统性、可度量性、易获取性、非重复性原则，并采用因水而异的生态基线标准，已初步展现跨类型适配和跨尺度应用的潜力。为进一步提升本体系的适用性，本研究以洪湖为例提出了优选评价因子的流程。总的来说，本研究为后续在更多区域、生态系统类型及受损场景中开展验证与应用提供了可操作的生态损害评估参考范式，未来研究中可以在本研究基础上继续完善体系设计，从而提升评估体系的科学性与普适性。

第二，评价体系的实施问题，也是未来改进的重要方向。尽管本体系所覆盖的评价指标较为全面，且数据均可依托常规生态监测获取，但在实际应用中依然存在困难。一方面，指标的全面性不可避免地带来调查成本高、数据采集与处理周期长的问题，而生态损害事件往往具有突发性和时效性，生态损害源头与评估结果的反馈滞后，将直接影响司法裁定的客观性和损害赔偿的社会公正性。另一方面，在非专家用户(如司法部门或地方政府)和偏远地区的应用场景下，可能存在监测结果难以解读、技术设施不足和运维成本过高等问题，这也限制了体系的普及与推广。因此要提升评价体系的应用能力，基于该体系探究更加简便、直观和高效的实施方案是未来应当考虑的方向。例如，将该体系所确定的生态损害结果与环境 DNA、遥感影像、无人机监测等技术的结果建立定量模型关系，从而以更低成本实现对复杂生态过程的量化表征，并将多维复杂的生态损害结果转化为单一化、可视化的输出形式。这不仅有助于缩短损害鉴定和调查所需的时间和费用成本，还能提升司法和管理部门的理解与使用效率。

第三，生态数据的时空有效性。污染物从源头的扩散距离和作用时限往往因生态系统的不同表现出差异。如在本研究所选取的湖泊案例中临近上游河口污染源处因水动力活跃易于污染物扩散而表现出相对低的受损程度，而在河流中的生态损害则表现出从污染源到下游的明显距离衰减效应。因此，参照点的选择及其样品采集是影响评价结果的重要因素，为准确揭示污染源及受损范围，在调查过程中要根据水域的类型和水文特征，合理设计样点的空间布局与时间序列，如河流应在排污口一定距离内的上下游均采集样品，而湖库则要基于湖流方向与速度确定污染扩散半径后选择潜在参照点。总之，统筹考虑生态损害的时空变异趋势能够提升损害鉴定和溯源的准确率。

3 结论

本研究构建了一套系统性的淡水生态系统损害评价体系，评价内容涵盖环境质量、生物完整性和生态功能三个维度，形成“1 个目标—2 个次目标—8 个准则—27 个指标”的层级结构。在指标筛选中遵循系统性、可度量性、易获取性和非重复性原则，确保评价框架的科学性与可操作性；在生态基线的确定上，选择所评价水域中环境状况较好的样点作为参照点，采用四分位数法与三分法计算基线值；在此基础上，建立了“指标—准则—次目标—目标”逐层递进的生态损害指数计算公式体系，并将原有生态损害的“定性阈值判别”发展为“未损害、轻度损害、中度损害和严重损害”的四级定量划分，实现了生态损害等级的系统化表征。在案例研究中，将洪湖和咸宁某河流的水生态数据代入体系进行验证，展示了生态基线与生态损害指数的计算过程，表明本体系的适用性与可操作性。此外，为进一步提升本体系在更多淡水生态系统中的应用效能，以洪湖为例制定了优选评价准则和指标组合清单的流程。综上，本研究提出的指标体系不仅拓展了淡水生态系统损害的定量评估方法，还能够为我国淡水生态系统的损害评价、环保公益诉讼与生态补偿提供理论支撑与借鉴意义。

4 参考文献

[1] Chapin FS, Zavaleta ES, Eviner VT *et al*. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 2000, 405 (6783), 234-242.

[2] Lyytimäki J, Sipilä M. Hopping on one leg - The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2009, 8 (4), 309-315.

[3] NOAA. Natural Damage Assessment Guidance Document: Preassessment. 1997

[4] 任越，李婷，魏建宇. 基于环境损害鉴定评估的地下水基线确定方法的探讨. 农业与技术, 2021, 41(06): 120-122.

[5] Yu F, Zhang YS, Xu WP. Interpretation of the general outline of technical guidelines for identification and assessment of ecological environmental damage *Environmental Protection*, 2016, 44 (20): 9-11. (in Chinese). [於方，张衍燊，徐伟攀.《生态环境损害鉴定评估技术指南总纲》解读. 环境保护, 2016, 44(20): 9-11.]

[6] 姚腾飞，李剑，方亚其等. 自然资源领域生态环境损害赔偿的实践困境及其优化路径. 自然资源情报, 2023, (11): 30-35.

[7] Bing X. Legal research and practice of ecological damage compensation system. *Heilongjiang Environmental Bulletin*, 2024, 37 (04): 145-147. (in Chinese). [薛冰. 生态损害赔偿制度的法律研究与实践. 黑龙江环境通报, 2024, 37(04): 145-147.]

[8] Bao R, Li T, Zhang XY *et al.* Research on forest ecosystem damage assessment system and management system. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41 (03): 924-933. (in Chinese). [包蕊，李涛，张欣怡等. 森林生态系统损害评估体系与管理制度研究. 生态学报, 2021, 41(03): 924-933.]

[9] Yu F, Zhao D, Wang B *et al.* Interpretation of "technical guide for identification and assessment of ecological environment damage soil and groundwater" *Environmental Protection*, 2019, 47 (05): 19-23. (in Chinese). [於方，赵丹，王膑等.《生态环境损害鉴定评估技术指南土壤与地下水》解读. 环境保护, 2019, 47(05): 19-23.]

[10] Doods W K, CarneY E, AngelR T. Determining Ecoregional Reference Conditions for Nutrients, Secchi Depth and Chlorophyll a in Kansas Lakes and Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 2006, 22(2): 151-9.

[11] Cunha GF, Ogura AP, Calijuri DC. Nutrient reference concentrations and trophic state boundaries in subtropical reservoirs. *Water Science and Technology*, 2012, 65(8): 1461-7.

[12] Huo SL, Chen Q, Xi BD *et al*. A literature review for lake nutrient criteria development. *Ecology and Environment | Ecol Environ,* 2009, 18(02): 743-8. (in Chinese). [霍守亮，陈奇，席北斗等. 湖泊营养物基准的制定方法研究进展. 生态环境学报, 2009, 18(02): 743-8.]

[13] 董浩，宋文斌，吴丽娟等. 生态环境损害鉴定评估基线确定方法研究. 环境科技, 2022, 35(04)

[14] 王黎明. 土壤生态环境损害鉴定评估中基线确定方法讨论. 绿色科技, 2021, 23(06): 20-22.

[15] Li JX, Cao FF, Wang MY *et al*. Application analysis of reference state under reference point method in baseline determination of grassland ecosystem damage. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39 (19): 6966-6973. (in Chinese). [李嘉珣，曹飞飞，汪铭一等. 参照点位法下的参照状态在草原生态系统损害基线判定中的应用分析. 生态学报, 2019, 39(19): 6966-6973.]

[16] Liu YF, Wen J, Xiong JJ *et al*. Comparison and case analysis of old and new guidelines for determining soil environmental damage baseline based on control area method. *Environmental Pollution and Control*, 2023, 45 (07): 1036-1039. (in Chinese). [刘蕴芳，文静，熊晶晶等. 基于对照区域法确定土壤环境损害基线的新旧指南对比及案例分析. 环境污染与防治, 2023, 45(07): 1036-1039.]

[17] Zhang YQ, Wu D, Li JX *et al*. Application research on baseline assessment and determination of soil environmental damage in grassland mining areas: A case study of Inner Mongolia grassland mining area. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41 (18): 7417-7424. (in Chinese). [张轶群，吴迪，李嘉珣等. 草原矿区土壤环境损害基线评估判定的应用研究——以内蒙古草原矿区为例. 生态学报, 2021, 41(18): 7417-7424.]

[18] Li XH, Zhao SQ, Dai YR *et al*. Review of baseline determination techniques for lake ecological environment damage. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41 (18): 7425-7431. (in Chinese). [李小辉，赵思琪，代嫣然等. 湖泊生态环境损害基线判定技术综述. 生态学报, 2021, 41(18): 7425-7431.]

[19] Yi YJ, Ye JY, Ding H *et al*. Research progress and prospects of water ecological assessment methods. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36 (03): 657-669. (in Chinese). [易雨君，叶敬旰，丁航等. 水生态评价方法研究进展及展望. 湖泊科学, 2024, 36(03): 657-669.]

[20] Chen Y, Xu RJ, Jia SQ *et al*. Preliminary study on water ecological evaluation indicators in the Yangtze River Basin. *China Environmental Monitoring*, 2022, 38 (01): 45-57. (in Chinese). [陈勇，许人骥，贾世琪等. 长江流域水生态评价指标初步研究. 中国环境监测, 2022, 38(01): 45-57.]

[21] Saaty RW. The analytic hierarchy process-what it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, 1987, 9 (3-5), 161-176.

[22] Delgado-Baquerizo M, Maestre FT, Reich P. B*et al*. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nature Communications*, 2016, 7.

[23] Shi J, Yu XF, Xia YS *et al*. Factors affecting nitrogen and phosphorus release from sediments of eutrophic lakes. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2016, 36 (03): 241-244. (in Chinese). [史静，于秀芳，夏运生等. 影响富营养化湖泊底泥氮、磷释放的因素. 水土保持通报, 2016, 36(03): 241-244.]

[24] Wang C, Wang K, Zhou W *et al*. Occurrence, Risk, and Source of Heavy Metals in Lake Water Columns and Sediment Cores in Jianghan Plain, Central China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2023, 20(4): 3676.

[25] Margalef DR. Information theory in ecology. Memorias de la Real Academica de ciencias y artes de Barcelona, 1957, 32: 374-559.

[26] Shannon CE. A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 1948, 27(3): 379-423.

[27] Pielou EC. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol*, 1966, 10(2): 370-83.

[28] Wang C, Li EH, Zhang L, Wei HM *et al.* Long-term succession characteristics and driving factors of zooplankton communities in a typical subtropical shallow lake, central China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023.

[29] Hu SH, Gao YN, Zhang SY *et al*. Distribution of nutrients and ecological indication of diatoms in Yuehu Lake, Wuhan. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18 (03): 856-864. (in Chinese). [胡胜华，高云霓，张世羊等. 武汉月湖水体营养物质的分布与硅藻的生态指示. 生态环境学报, 2009, 18(03): 856-864.]

[30] Du X, Wang QD, Zhang CW *et al*. Rotifer community structure and its relationship with environmental factors in Hongze Lake. *Journal of Lake Sciences*, 2014, 26 (02): 269-276. (in Chinese). [都雪，王齐东，张超文等. 洪泽湖轮虫群落结构及其与环境因子的关系. 湖泊科学, 2014, 26(02): 269-276.]

[31] Wang HW, Zhang LY, Shen GM *et al*. Benthic macroinvertebrate diversity and water quality assessment in Juma River. *Journal of Hebei University (Natural Science Edition)*, 2007, (05): 530-536. (in Chinese). [王宏伟，张蕾颖，沈公铭等. 拒马河底栖动物多样性及其水质评价. 河北大学学报(自然科学版), 2007, (05): 530-536.]

[32] Liu Y, Dong W, Huang Q. Comprehensive evaluation of ecological basin health in Wei River. *Yellow River*, 2023, 45 (10): 96-100. (in Chinese). [刘阳，董

卫, 黄强. 卫河生态流域健康综合评价研究. 人民黄河, 2023, 45(10): 96-100.]
[33] Xu L, Li H, Chen YX *et al*. Seasonal variation of self-purification capacity in small shallow lakes in the southern Taihu Lake region. *Environmental Science*, 2010, 31 (04): 924-930. (in Chinese). [许磊, 李华, 陈英旭等. 南太湖地区小型浅水湖泊自净能力季节变化研究. 环境科学, 2010, 31(04): 924-930.]
[34] Yan RH, Gao JF, Huang Q *et al*. Value of water ecosystem services in polder areas of Taihu Lake Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35 (15): 5197-5206. (in Chinese). [闫人华, 高俊峰, 黄琪等. 太湖流域圩区水生态系统服务功能价值. 生态学报, 2015, 35(15): 5197-5206.]
[35] Yu F, Zhang ZH, Sun Q *et al*. Construction of technical method system for ecological environment damage identification and assessment. *Environmental Protection*, 2020, 48(24): 16-21. (in Chinese). [於方, 张志宏, 孙倩等. 生态环境损害鉴定评估技术方法体系的构建. 环境保护, 2020, 48(24): 16-21.]
[36] 余志晟, 吴钢, 张洪勋. 淡水生态环境损害鉴定评估理论与技术. 北京: 化学工业出版社, 2022.
[37] 黄蕾. 生态环境损害赔偿磋商制度运行的省思与改进——以"生态环境损害赔偿磋商十大典型案例"为分析视角. 江西理工大学学报, 2022, 43(05): 17-24.
[38] Li S, Chu L, Liu F *et al*. Research on the differences in environmental damage assessment processes of three typical ecological destruction cases. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, (17): 1-8. (in Chinese). [李实, 储兰, 刘峰等. 三类典型生态破坏案件环境损害评估过程差异性研究. 生态学报, 2024, (17): 1-8.]
[39] Ramsar N. The list of wetlands of international importance. 2008.
[40] Li EH, Yang C, Cai XB *et al*. Plant diversity and conservation strategies in Honghu Wetland. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30 (03): 623-635. (in Chinese). [厉恩华, 杨超, 蔡晓斌等. 洪湖湿地植物多样性与保护对策. 长江流域资源与环境, 2021, 30(03): 623-635.]
[41] 王家楫. 中国淡水轮虫志. 北京: 科学出版社, 1961.
[42] 蒋燮治. 中国动物志·节肢动物门甲壳纲淡水枝角类. 北京: 科学出版社, 1979.
[43] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志·节肢动物门甲壳纲淡水桡足类. 北京: 科学出版社, 1979.
[44] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.
[45] Wang Z, Zhang ZY, Zhang JQ *et al*. Large-scale utilization of water hyacinth for nutrient removal in Lake Dianchi in China: The effects on the water quality, macrozoobenthos and zooplankton. *Chemosphere*, 2012, 89(10): 1255-1261.
[46] Ye ZC, Zhang LL, Liao KH *et al*. Sensitivity analysis of aboveground biomass and nitrogen-phosphorus loss simulation in tea plantations based on Morris and Sobol methods. *Research of Soil and Water Conservation*, 2024, 31 (02): 43-51. (in Chinese). [叶志成, 张莉莉, 廖凯华等. 基于 Morris 和 Sobol 法的茶园地上部生物量与氮磷流失模拟敏感性分析. 水土保持研究, 2024, 31(02): 43-51.]
[47] Long XY, He P. Differences and applicable scopes between ecological integrity and ecosystem health. *Chinese Journal of Ecology*, 2024, 07 (15): 1-12. (in Chinese). [龙心远, 何萍. 生态完整性与生态系统健康的区别及适用范围. 生态学杂志, 2024, 07(15): 1-12.]
[48] He J, Pan Z, Liu D *et al*. Exploring the regional differences of ecosystem health and its driving factors in China. *Science of The Total Environment*, 2019, 673: 553-64.
[49] Gao ZB, Wang XL, Su J *et al*. Ecological Compensation of Dongjiang River Basin Based on Evaluation of Ecosystem Service Value. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(06): 563-70. (in Chinese). [高振斌, 王小莉, 苏婧等. 基于生态系统服务价值评估的东江流域生态补偿研究. 生态与农村环境学报, 2018, 34(06): 563-70.]
[50] Loreau M, Naeem S, Inchausti P, *et al*. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 2001, 294 (5543): 804-8.
[51] Isbell F, Calcagno V, Hector A, *et al*. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature, 2011, 477(7363): 199-202.
[52] Zheng B, Gao X, Li Z, *et al*. Evaluation of urban river ecological health in Tianjin based on the benthic macroinvertebrate index of biotic integrity. *Acta Ecologica Sinica*, 2025, 45(04): 1723-1735. (in Chinese). [郑彪, 高欣, 李曌, 等. 基于大型底栖动物生物完整性指数的天津市城市河流水生态健康评价. 生态学报, 2025, 45(04): 1723-1735.]
[53] Hou XR, Pan BZ, Hou YM, *et al.* Construction of benthic integrated biotic index and health assessment in different soil erosion areas of Wuding River Basin. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36(01): 274-285. (in Chinese). [侯湘然, 潘保柱, 侯易明, 等. 无定河流域不同水土流失区底栖动物生物完整性指数构建与健康评价. 湖泊科学, 2024, 36(01): 274-285.]
[54] Pan BN, Li WX, Xu LG, *et al.* Construction of phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) and evaluation of water ecological health of lakes and rivers. *Journal of Hohai University (Natural Sciences)*, 2024, 1-15. (in Chinese). [潘伯宁, 李文轩, 徐力刚, 等. 河湖系统浮游植物完整性指数构建及水生态健康评价. 河海大学学报(自然科学版), 2024, 1-15.]
[55] Wang XG, Zhou Y. Norms, practice, and theoretical analysis of punitive damage in ecological injury compensation. *Tianjin Legal Science*, 2024, 40(04): 78-85. (in Chinese). [王小钢, 周雅. 生态损害惩罚性赔偿数额认定规范、实践和理论分析. 天津法学, 2024, 40(04): 78-85.]
[56] Fu BJ, Wu BF, Lü YH *et al*. Three Gorges Project: Efforts and challenges for the environment. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 2010, 34(6): 741-54.
[57] Li J, Xia ZQ, Dai HC *et al*. Impact of initial impoundment of the Three Gorges Reservoir on habitat suitability of typical fish species. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2013, 44 (08): 892-900. (in Chinese). [李建, 夏自强, 戴会超等. 三峡初期蓄水对典型鱼类栖息地适宜性的影响. 水利学报, 2013, 44(08): 892-900.]
[58] Yin S, Yi Y, Liu Q, *et al*. A review on effects of human activities on aquatic organisms in the Yangtze River Basin since the 1950s. River, 2022, 1(1): 104-19.
[59] Wang C, Mao Y, Zhou W, *et al.* Inhomogeneous antibiotic distribution in sediment profiles in anthropogenically impacted lakes: Source apportionment, fate drivers, and risk assessment. *Journal of Environmental Management*, 2023, 341: 118048.
[60] Chen J, Zhi MQ, Zhu DL *et al*. Distribution characteristics and risk assessment of nutrients and heavy metals in sediments of Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2024, 12(12): 1-9. (in Chinese). [陈珏, 支鸣强, 朱德龙等. 太湖底泥营养物及重金属污染分布特征及风险评估. 中国环境科学, 2024, 12(12): 1-9.]