J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(6):000-000
DOI 10.18307/2026.0601
©2026 *by Journal of Lake Sciences*

我国湖泊沉积物氮磷污染状况及治理建议*

刘继轩[1,2,3,4]，倪兆奎[1,2,3,4]，钟锦锋[1,2,3,4]，陈召莹[1,2,3,4]，时小萌[1,2,3,4]，杨纪新[1,2,3,4]，马煜[1,2,3,4]，王圣瑞[1,2,3,4,5]**

（1：北京师范大学珠海校区海岸带创新发展研究院，珠海 519087）

（2：水环境污染监测先进技术与装备国家工程研究中心，珠海 519087）

（3：粤港水安全保障联合实验室，珠海 519087）

（4：广东省东江流域水资源与生态环境野外科学观测研究站，珠海 519087）

（5：云南农业大学资源环境学院，昆明 650201）

摘 要：沉积物氮磷污染已成为制约我国湖泊水质持续改善的重要因素。本研究查阅收集了 2000-2022 年间国内外文献与监测数据，获得我国五大湖区（东部平原 EPL、东北平原与山地 NPML、蒙新高原 IXML、云贵高原 YGPL、青藏高原 TPL）131 个湖泊的 996 个表层沉积物数据，采用单项污染指数法（Pi）评估了其总氮（TN）、总磷（TP）污染状况及空间分异特征，并结合案例，系统梳理了我国湖泊沉积物治理近 70 年的历程与范式演变。结果表明：(1)我国湖泊沉积物 TN 整体污染较严重(平均 Pi = 4.54)，处于重度污染水平，东北与西南区域较高、中西部较低的格局；各湖区污染程度排序为 NPML (Pi = 6.90) > YGPL (5.89) > IXML (5.08) > EPL (4.09) > TPL (4.08)；TP 污染相对较轻(平均 Pi = 1.41)，整体处于轻度污染水平；各湖区污染程度排序为 YGPL (Pi = 2.26) > NPML(1.96) > IXML (1.32) > EPL (1.27) > TPL (0.94)；表明我国湖泊沉积物 TN 污染较严重，而 TP 污染相对较轻，且主要受局部人为输入和区域自然背景影响。(2)我国湖泊沉积物氮磷污染治理历经了从工程清淤（1950–1998）到环保疏浚（1998–2015）再到系统治理（2015–至今）的三个发展阶段。(3)未来我国湖泊沉积物氮磷污染治理应按照“分区、分类、分级”的策略，强化基础调查与数据库建设，推行基于污染特征的沉积物分类资源化利用技术思路，并建立长效保障机制，以实现我国湖泊内源污染有效控制和生态系统长效恢复。

关键词：湖泊沉积物；内源污染；单项污染指数法；五大湖区；治理历程；分区治理

Nitrogen and Phosphorus Pollution in Lake Sediments of China: Current Status and Management Recommendations

Liu Jixuan[1,2,3,4], Ni Zhaokui[1,2,3,4], Zhong Jinfeng[1,2,3,4], Chen Zhaoying[1,2,3,4], Shi Xiaomeng[1,2,3,4], Yang Jixin[1,2,3,4], Ma Yu[1,2,3,4], Wang Shengrui[1,2,3,4,5]**

(1: *CoastalZone Innovation and Development Research Institute, Beijing Normal University, Zhuhai* 519087, *P.R.China*)

(2: *National Engineering Research Center of Advanced Technology and Equipment for Water Environment Pollution Monitoring, Zhuhai* 519087, *P.R.China*)

(3: *Guangdong-Hong Kong Joint Laboratory for Water Security, Zhuhai* 519087, *P.R.China*)

(4: *Guangdong Provincial Observation and Research Station for Water Resources and Ecological Environment in Dongjiang River Basin, Zhuhai* 519087, *P.R.China*)

(5: *College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, P.R.China*)

* 2025-12-25 收稿；2026-04-28 收修改稿。
国家自然科学基金项目（42577061）和广东省科技项目（NO.2024B1212040001）联合资助。
** 通信作者：Email:wangsr@bnu.edu.cn

Abstract: Sediment nitrogen and phosphorus pollution is a key factor limiting the sustained improvement of lake water quality in China. This study collected published domestic and international literature and monitoring data from 2000 to 2022, and obtained surface sediment data from 131 lakes across five major lake zones in China: Eastern Plain Lakes (EPL), Northeast Plain & Mountain Lakes (NPML), Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Lakes (IXML), Yunnan-Guizhou Plateau Lakes (YGPL), and Tibetan Plateau Lakes (TPL). The Single Pollution Index (Pi) method was used to assess the pollution status and spatial variation of sediment total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). Based on typical case studies, this paper systematically summarizes the nearly 70-year evolution of lake sediment management paradigms in China. The main results are as follows. (1) Sediment TN pollution is generally severe, with an average Pi value of 4.54, indicating a heavy pollution level. TN pollution shows a spatial pattern of high levels in the northeast and southwest and low levels in the central and western areas. The TN pollution degree of the five lake zones, from high to low, is: NPML (Pi = 6.90) > YGPL (5.89) > IXML (5.08) > EPL (4.09) > TPL (4.08). In contrast, sediment TP pollution is generally light, with an average Pi value of 1.41. The TP pollution ranking is YGPL (Pi = 2.26) > NPML (1.96) > IXML (1.32) > EPL (1.27) > TPL (0.94), belonging to the light pollution level. These results indicate that severe TN pollution and regional TP pollution in Chinese lake sediments are mainly controlled by local human inputs and regional natural background conditions. (2) China's lake sediment pollution management has gone through three distinct stages: engineering dredging (1950–1998), environmental dredging (1998–2015), and the current systematic governance stage (2015–present). (3) Future sediment pollution management should adopt a systematic strategy based on the principle of "zoning, classification, and gradation". Priority measures include strengthening basic investigations and database development, promoting classified sediment recycling and utilization according to pollution characteristics, and establishing long-term guarantee mechanisms. These targeted measures can support effective control of internal lake pollution and the long-term ecological restoration of lake ecosystems in China.
Keywords: Lake sediments; Internal pollution; Single Pollution Index method; Five major lake zones; Management history; Zonal management

湖泊是陆地水圈的重要组成部分，在区域供水安全、维持生态平衡及保护生物多样性等方面扮演着不可替代的角色[1-2]。然而，在全球快速工业化和城镇化进程中，大量外源污染物输入导致我国湖泊正面临严峻的藻类水华与氮磷超标等问题[3-5]。研究表明湖泊富营养化显著增加了温室气体排放，削减湖泊富营养化也作为气候变化减缓的关键目标之一[6]。为此我国实施了强有力的外源污染控制措施，并已在削减入湖负荷方面取得显著成效[7]。但随着外源负荷逐步得到有效控制，水体污染主导矛盾发生改变：通过吸附、沉降、生物富集等过程长期累积于沉积物中的氮、磷等污染物[8-10]，在环境条件变化下通过解吸、降解等过程持续向上覆水释放，形成显著内源负荷[11-12]，抵消了部分外源治理效果，已成为制约湖泊水质实现根本性改善与生态恢复的瓶颈。

我国幅员辽阔，五大湖区自然地理条件和人为干扰强度差异显著，导致沉积物污染及治理也有较大差异[13-14]。目前，我国湖泊沉积物内源污染治理面临污染本底不清、迁移转化机理不明等问题[15-16]；同时，受限于治理手段单一、效果不稳定、标准缺失、跨部门协调机制不健全与资金保障不足等影响而治理效果并不理想。因此，系统评估我国湖泊沉积物氮磷污染状况，厘清其治理历程演变脉络，并针对性地提出分区分类的治理策略，对于突破当前水质改善瓶颈，实现湖泊生态系统的长效恢复具有至关重要意义。

基于此，本研究利用收集的数据资料，评估我国五大湖区湖泊表层沉积物氮、磷污染状况，揭示其空间分布规律；系统梳理近 70 年来湖泊沉积物治理阶段性特征，结合国内外案例，辨析各阶段治理模式特征及不足，针对当前的污染状况及治理困境，试图提出我国湖泊沉积物污染治理思路及策略。

1. 材料与方法

1.1 研究区域

我国（含港澳台）湖泊分布于东部平原湖泊区（EPL）、东北平原高山湖泊区（NPML）、蒙新高原湖泊区（IXML）、青藏高原湖泊区（TPL）和云贵高原湖泊区（YGPL）[17]。全国 1 km^2 以上自然湖泊共

2693 个，总面积 81414.56 km²，约占全国国土面积的 0.85%，其中大于 1000 km² 的特大型湖泊有 10 个，面积在 100 km² 以内的湖泊有 2557 个，100~1000 km² 的湖泊分别有 126 个[18]。本研究收集到共计 131 个湖泊的 996 个表层沉积物样本（图 1），其中 EPL（N = 90）、NPML（N = 9）、IXML（N = 12）、TPL（N = 6）、YGPL（N = 14）。对 131 个样本湖泊的面积统计分析表明，面积范围为 0.69~4266.55 km²，中位面积为 36.26 km²。按面积分级，< 100 km² 的湖泊共 98 个，100~1000 km² 的湖泊 26 个，> 1000 km² 湖泊共 7 个。覆盖了全国 70%的特大型湖泊（> 1000 km²）及约 21%的大型湖泊（100~1000 km²），样本结构与全国总体趋势一致。因此，本样本能够较好地反映我国湖区重要湖泊沉积物污染的宏观格局与区域分异特征。

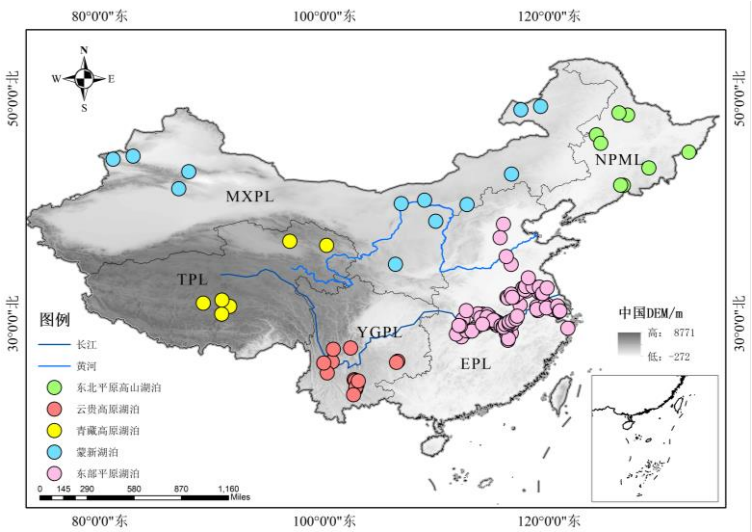

图 1 湖泊样本点位

Fig.1 Sample sites of Lakes

1.2 研究方法

1.2.1 *数据来源与收集* 考虑到沉积物理化参数具有较好稳定性的特征，本研究采用多维度数据融合方法，收集了以下三类数据，（1）基于 Web of Science、Scopus、Science Direct、CNKI 等中英文数据库（2000-2022）及生态环境部《中国环境状况公报》（2015-2021）等权威资料，获取五大湖区共 131 个湖泊的 996 个表层沉积物总氮（TN）与总磷（TP）含量数据。（2）在已获取的湖泊中共有 105 个湖泊能够同时匹配并从 HydroATLAS 数据库中提取完整的多维环境因子数据，涵盖湖泊属性、水文动力学特征、流域气候条件、人为影响等 20 项指标。后续针对污染成因的相关性分析（第 3.1 节）均基于这 105 个湖泊的匹配数据集进行。（3）整理全球 31 个国家沉积物污染治理案例（成功 16 例/失败 15 例）。

本研究整合的数据时间跨度较大，目的并非提供特定基准年的精准评估，而是揭示五大湖区污染的宏观空间分异格局。不同来源文献分析方法存在差异：TN 测定常用凯氏蒸馏法或元素分析仪法，对比发现凯氏法精密度更高，但样品无机氮含量高时其结果偏低，无机氮极低时无显著差异[19]；TP 测定多用酸熔法或灰化法消解结合钼锑抗分光光度法，结果无显著差异[20]；部分研究采用欧盟 SMT 法进行磷形态分级提取[21]。方法差异给数据比对带来一定不确定性，但沉积物理化性质较稳定，且本研究聚焦全国宏观格局识别，大样本（N = 996）统计下方法异质性对区域主导规律影响较小，结论可视为基于现有数据的宏观判断。源文献绝大多数表层样品定义为 0-10 cm（少数为 0-20 cm）。

1.2.2 *数据代表性及方法学考虑* 本研究采用湖泊表层沉积物的 TN、TP 浓度作为核心指标，这一选择主要基于以下两方面的方法学考虑：（1）表层沉积物是沉积物-水界面生物地球化学活动最为活跃的区域，直接调控着营养盐向上覆水体的扩散与释放通量，因此被广泛视为评估湖泊内源负荷及释放风险的关键界面

和常用指标[22,23]。（2）本研究充分认识到沉积物垂向分布的复杂性。研究表明完整的沉积柱芯能够记录更长期的历史污染信息，且沉积速率、生物扰动及早期成岩作用的差异会导致营养盐在垂向上呈现显著的异质性[24,25]。但本研究的目标在于揭示全国尺度上湖泊沉积物氮磷污染的宏观空间格局及其主要驱动因素。系统收集对比表层沉积物数据，在数据的可获性、可比性以及宏观规律提取的可行性方面具有显著优势。因此，采用表层沉积物数据是服务于本研究宏观尺度分析目标的选择。

1.2.3 *单项污染指数污染评价法* 单因子指数法是将水质监测结果与有关分类标准比较来确定，即通过计算单一污染物的实测浓度与评价标准的比值（Pi），直接反映该污染物的污染程度。Pi 值越大，表明该污染物的污染水平越高。通过单因子评价可以确定水体主要污染物及其危害程度。用污染物实际测量值除以评价标准，计算出特定污染物的污染指数，并用污染指数表示评价结果。单因子污染指数法计算公式为：

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式中，*Pi* 为单项评价指数或标准指数；*Ci* 为沉积物中 i 污染因子的实际测值(mg/kg)；*Si* 为评价因子 i 的评价标准值(mg/kg)。沉积物单因子污染评价标准 Si 的选取原则应以环境本底值或背景值为基准[26]。湖泊沉积物 TN、TP 含量整体上呈现随深度增加而下降的变化趋势，并在一定深度沉积物趋于稳定，因此，一定深度沉积物能够较好地反映湖泊自然背景条件[27-28]。基于此，本研究 TN、TP 评价参考值分别选取 690 mg/kg、543 mg/kg[29]。该数值基于全国 785 个湖泊沉积物柱芯深层样品（150-200 cm）的中位值统计结果[30]，可作为反映我国湖泊沉积物自然背景条件的参考基准。采用此标准值，旨在为全国尺度、跨湖区的宏观污染程度比较提供一个相对一致的参照系，以揭示氮磷污染空间分异规律。需要说明的是，由于该基准源于一定深度沉积物，用于评价表层沉积物时可能低估实际的污染程度。因此，评价结果可理解为基于该特定基准下的相对污染水平，用于不同区域间的横向对比（分级标准见表 1）。

表 1 单项污染指数法评价标准

Tab.1 Evaluation Criteria for Single Pollution Index Method

等级	*Pi*	污染等级
I	$Pi \leq 1.0$	清洁
II	$1.0 < Pi \leq 2.0$	轻度污染
Ⅲ	$2.0 < Pi \leq 3$	中度污染
IV	$Pi > 3$	重度污染

1.2.4 *相关性分析法* 采用相关分析定量识别影响不同湖区湖泊沉积物氮、磷含量关键环境因子，该方法能够度量变量间的线性相关程度，揭示沉积物污染与潜在驱动因子间统计关联。

具体分析步骤如下：（1）数据预处理与正态性检验。为避免量纲差异对分析结果的影响，在进行相关性分析前，对所有由 1.2.1 小节收集的连续变量进行 Shapiro-Wilk 正态性检验。检验结果显示，所有环境因子及 TN、TP 的 Shapiro-Wilk 检验 p 值均小于 0.05，不满足正态分布假设。（2）相关性计算与显著性检验。根据正态性检验结果，本研究选用适用于非正态分布数据的 Spearman 秩相关系数来衡量变量间的相关性。使用 R 语言（4.3.0）计算所有环境因子与 TN、TP 含量之间的相关系数及其对应的 P 值，并绘制相关性热图。

1.2.5 *数据分析与处理* 使用 SPSS 22 软件进行统计分析，包括均值、最大值、最小值、中位数、标准差。研究点位、污染状况的空间分布使用 ArcGIS 10.7 软件（ESRI，加利福尼亚州，美国），其余箱线图和热图使用 Origin 2022 绘制。

2 结果与分析

2.1 我国湖泊沉积物污染状况

准确量化沉积物污染是内源污染风险判断和治理的前提。为系统评估我国湖泊沉积物污染的空间分异特征及区域差异，本研究基于单项污染指数法（Single Pollution Index），对收集到的湖泊表层沉积物样本的 TN、TP 污染程度进行量化评估，其空间分布特征与评价结果如表 2 及图 2 所示。

表 2 我国五大湖区共 131 个湖泊的表层沉积物单因子污染指数

Tab.2 Single Pollution Index of surface sediments from 131 lakes in China's Great Lakes region

湖泊区域	TN			TP		
	均值	范围	主要污染等级	均值	范围	主要污染等级
EPL	4.09	0.58-13.69	重度 (Pi > 3)	1.27	0.39-5.74	清洁/轻度 (Pi ≤ 2.0)
NPML	6.90	3.21-13.02	重度 (Pi > 3)	1.96	0.85-5.02	轻度 (1.0 < Pi ≤ 2.0)
YGPL	5.89	2.15-11.34	重度 (Pi > 3)	2.26	0.67-5.74	轻度/中度(1.0 < Pi≤ 3.0)
IXML	5.08	1.89-9.87	重度 (Pi > 3)	1.32	0.41-3.45	清洁/轻度 (Pi ≤ 2.0)
TPL	4.08	2.05-6.11	中度/重度 (Pi > 2.0)	0.94	0.39-1.88	清洁 (Pi ≤ 1.0)
全国	4.54	0.58-13.69	重度 (Pi > 3)	1.41	0.39-5.74	轻度 (1.0 < Pi ≤ 2.0)

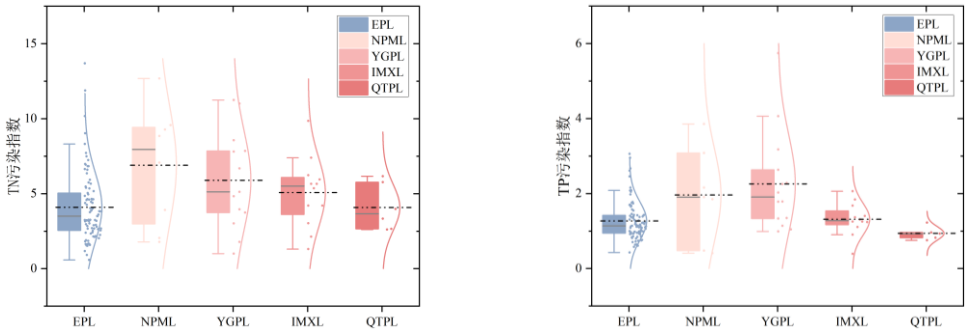

图 2 中国五大湖区共 131 个湖泊 TN、TP 单项污染指数法评价图

Fig.2 Evaluation map of TN and TP single pollution index method for 131 lakes in China's five major lake region

根据单项污染指数法（公式 1-1）评估表明，我国湖泊沉积物 TN 污染整体较严重，单项污染指数均值为 4.54，已达重度污染水平（Pi > 3）。131 个湖泊中，68.22%处于重度污染状态，中度和轻度污染分别占 18.60%和 10.85%，仅 2.33%为清洁状态。从空间分布看（图 3），污染呈现由东北、西南向中部、西部递减格局。NPML 污染最严重，其 Pi 均值高达 6.90，重度污染湖泊占比达 75%，且所有样本 Pi 值均超过 3.0，表明该区湖泊沉积物 TN 污染较为严重。YGPL 与 IXML 次之，Pi 均值分别为 5.89 和 5.08，虽低于前者，但重度污染湖泊占比均仍超过 78%。EPL 与 TPL 污染相对较轻，Pi 均值分别为 4.09 和 4.08。但值得注意的是 TPL 所有样本 Pi 值均大于 2.0，表明即使在人类活动干扰相对较弱的高寒地区，湖泊沉积物 TN 也已普遍达到中度及以上污染水平。

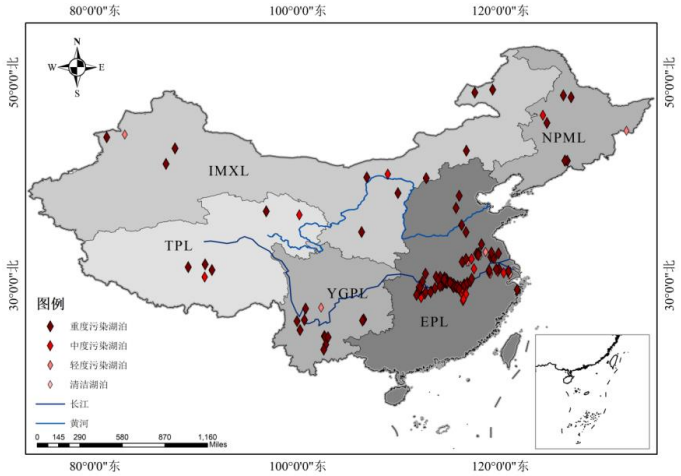

图 3 中国五大湖区 131 个湖泊的沉积物 TN 污染状况图

Fig.3 Pollution status map of TN in sediments of 131 lakes in China's Great Lakes region

与 TN 相比，我国湖泊沉积物 TP 污染程度较轻，Pi 均值为 1.41，属轻度污染等级；然而局部污染差异较为明显（图 4）。YGPL 是 TP 污染突出的热点区域，Pi 均值达 2.26，是唯一整体达到中度污染程度（$2.0 < Pi \leq 3.0$）的湖区，样本最大值达 5.74，表明该区域不仅与较强烈的外源磷输入有关[31]，也与该区域多为水生生态系统脆弱的高原断泄湖泊有关[32]。NPML 的 TP 含量也较高，Pi 均值为 1.96，接近中度污染阈值。相比下，EPL（Pi = 1.27）、IXML（Pi = 1.32）污染程度较轻，大部分样本处于清洁或轻度污染状态。TPL 的 TP 污染最轻，Pi 均值仅为 0.94，其中超过 80%的样本处于清洁水平（$Pi \leq 1.0$），反映了其良好的自然本底状态。可见，重点湖区（YGPL、NPML）控磷的必要性尤为突出。

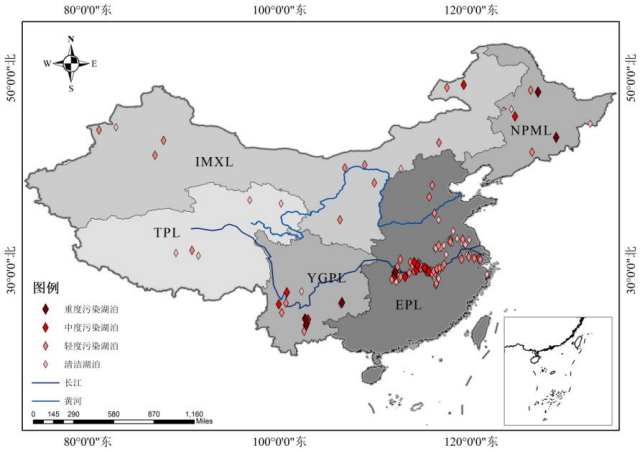

图 4 我国五大湖区 131 个湖泊的沉积物 TP 污染状况图

Fig.4 Pollution status map of TP in sediments of 131 lakes in China's Great Lakes region

2.2 我国湖泊沉积物污染治理历程与阶段特征

我国湖泊沉积物氮磷污染形势总体较严峻，其中 TN 呈现出显著区域分异特征，TP 则局部污染突出。为制定有效沉积物治理策略，需仔细审视过往治理。我国湖泊沉积物污染治理经历了从被动清淤到主动防控，从单一工程治理到系统治理的发展历程，大概可划分为三个阶段，见表 3。

（1）工程清淤阶段（1950 年-1998 年）

该阶段是以传统的水利清淤为主导，主要服务于湖库防洪、航运和增容等需求，沉积物被视为需要清除的泥沙，而非潜在的污染源[33]。于澈[34]提出应将底泥监测纳入湖泊污染评估体系，标志着初步认识到了沉积物环境影响。随后研究焦点开始拓展，例如曾北危、陈静生等构建了重金属污染评估体系[35-36]，阐明其空间分布与释放风险，这推动了研究范式从将沉积物视为工程治理对象向环境过程介质的关键转变。然而在政策和法律层面，1984 年与 1989 年颁布的《水污染防治法》和《环境保护法》虽奠定了水污染治理基础，但均未专门涉及沉积物治理，反映出当时认知与管理实践之间的差距。该阶段水利清淤的强烈扰动导致污染物二次释放的风险较大，治理成效具有短期性，且未将生态风险纳入考量。例如 1993 年实施的滇池草海底泥疏挖试点工程[37]，虽取得了一定成效，积累了工程经验，但因未充分关注生态环境影响，水质改善效果未达预期。

（2）环保疏浚阶段（1998 年-2015 年）

以 1998 年实施的我国首例环保疏浚工程-滇池草海底泥治理项目为标志，我国湖泊沉积物污染治理迈入了以污染控制为主要目标的新阶段[38]。环保疏浚强调细化施工工艺以及污染底泥的安全处置，旨在有效清除内源污染物而不是单纯挖掘增容[39]。该阶段我国环保疏浚技术得到良好发展，国家也出台了相关技术文件，2004 年《湖库富营养化防治技术政策》首次明确将底泥疏浚列为富营养化治理措施；在 2007 年启动的“水体污染控制与治理科技重大专项”（水专项）设立了内源污染控制技术研究项目；2008 年国务院办公厅发文要求对太湖、巢湖等流域实施包括底泥污染治理在内的综合措施。在一系列政策驱动下，太湖、玄武湖、杭州西湖等众多湖泊开展了环保疏浚工程，并对疏浚范围及深度展开了深入研究[40-43]。

但是，该阶段也暴露了治理体系的碎片化问题。例如 2003 年南京南湖清淤并引水后效果反复[44]，以及部分工程存在着重疏浚，轻视修复甚至无后续管理等状况，表明单一疏浚技术存在局限性。治理思路开始从单纯挖泥向“清淤-处理处置-生态修复”的技术链延伸，但技术集成度、资源化利用水平和长效管理机制仍有待提升。该阶段实现了对沉积物从工程泥沙到水环境要素的认知转变。

（3）系统治理阶段（2015 年－至今）

以 2015 年《水污染防治行动计划》（“水十条”）的全面实施为标志，我国湖泊沉积物的治理迈入以流域为单元，追求系统性解决方案的全新治理阶段。其中提到明确要求推进污染底泥处理处置及资源化利用，从国家顶层设计上为沉积物治理定调。本阶段治理理念从聚焦污染控制的单一维度，演变为追求减污降碳、资源循环、生态恢复的系统思维，其核心是将亟待清除的污染沉积物重新定位成可调控、可利用的资源。随后 2017 年修订的《中华人民共和国水污染防治法》及《关于在湖泊实施湖长制的指导意见》通过“湖长制”等形式强化了水污染综合治理原则，为实施包括污染沉积物治理在内的流域系统治理提供了法律保障。随后的《重点流域水生态环境保护“十四五”规划》等将“三水统筹”（水资源、水环境、水生态）理念系统化，强调内源治理结合生态修复的重要性，推动治理目标向生态系统整体健康迈进。

湖泊系统治理理念在地方治理实践中取得了显著成效。四川成都兴隆湖的生态修复通过实施《成都市兴隆湖区域生态保护条例》与全流域治理规划，综合运用外源截污、内源清淤、地形重塑与生态重建等手段，成功实现了从藻型浊水到草型清水的稳态转换。治理后，水质从IV类稳定提升至II类，沉水植物覆盖率从不足 5%增至 75.3%，观测鸟类达 181 种[45]。该案例诠释了内源治理与生态恢复协同的系统路径的优势。与此同时，地方层面的政策立法与激励机制也呈现出精准化、特色化的创新趋势。2023 年江苏省发布《关于实施新一轮太湖综合治理财政奖补机制的通知》，其中专门对太湖、滆湖生态清淤工程及淤泥资源化利用给予高比例财政补助[46]，通过经济杠杆直接驱动污染沉积物资源化处理与技术创新。除激励保障政策同步完善以外，云南省于 2025 年施行的《重点高原湖泊入湖河道保护条例》中明确将清淤疏浚列为关键工程措施[47]，实现了对污染沉积物从湖内向入湖河道全链条系统管控。此处“清淤疏浚”作为流域系统治理的一环，其目标、技术标准与生态影响已与第一阶段的“工程清淤”有本质区别，体现了治理理念的发展。当前我国湖泊沉积物治理已构建起从法律到细则、从管控到激励的政策体系，标志着其已经融入了流域系统治理框架之中。在此背景下，治理体系正向“分区、分类、分级”的精准化、系统化方向发展。为此，本研究系统揭示了各湖区差异化的污染主导因子（见 3.1 节），为实践该体系提供了科学依据，推动治理模式从末端控制向“生态系统健康、资源循环利用”的流域系统解决方案转变。

3. 讨论

3.1 我国湖泊沉积物氮磷污染差异

基于前文我国五大湖区沉积物 TN、TP 含量空间分异格局，为探究其驱动机制及污染物累积关键环境因子，本研究从前述湖泊中选取了 105 个湖泊的 20 项环境驱动因子，各湖区占比与 131 个总样本数据集高度可比，使用该子集用于探索宏观驱动因子具有较好代表性。流域-湖泊耦合视角下的营养盐动态分析是当前国际研究的前沿方向，Clopin 等[48]对湖泊-水库流域集成营养盐动态模型进行了系统综述，筛选出 49 项整合流域模型与湖泊模型的研究，识别了 21 个流域模型与 23 个湖泊/水库模型，并构建了集成建模决策路径。本研究虽以统计分析为主要方法，但在驱动因子的选取上借鉴了上述流域-湖泊耦合分析框架，综合纳入湖泊属性、流域自然地理及人为活动等多维度指标。采用方差膨胀因子（VIF）诊断共线性，剔除 VIF > 10 的因子，保留 18 项核心环境因子。除体积、深度等湖泊属性因子外，其余数据为湖泊中心周边 3km² 缓冲区平均值。所涉及的环境因子包括：湖泊水文类—湖泊总体积（Vol）、湖泊深度（Depth）、水力停留时间（Res）、长期湖泊流量（Dis）、地表径流量（Run）、实际蒸散量（Aet）；气候地形类—气温（Tmp）、湖面高程（El）、地形坡度（Slp）；土地利用类:耕地范围（Crp）、牧场范围（Pst）、灌溉面积（Ire）、保护区范围（Pac）、岩溶区范围（Kar）、城市范围（Urb）；社会经济类—总人口（Pop）、生产总值（Gdp）、人类足迹指数（Hft）。上述因子涵盖了湖泊自身属性、流域自然地理条件及人类活动强度等多个维度，为解析沉积物氮磷污染的区域分异机制提供了基础。

表 3　我国湖泊沉积物污染治理阶段特征

Tab.3 Comparison of the characteristics of three stages of sediment pollution control in Chinese lakes

特征维度	第一阶段 工程清淤阶段 （1950s-1998）	第二阶段 环保疏浚阶段 （1998-2015）	第三阶段 系统治理期 （2015-至今）
核心理念	水利工程 沉积物视为泥沙	污染控制 沉积物视为污染源	三水统筹 （水环境、水资源、水生态） 沉积物视为可调控的环境资源
治理目标	防洪、航运、增容等 工程需求	改善水质 消除黑臭 降低内源负荷	生态系统健康恢复 资源循环利用 减污降碳协同
技术手段	机械式挖掘 简易清淤	环保疏浚 清淤-截污-处置	环保清淤、原位覆盖/钝化 底泥洗脱、水生生态修复 底泥资源化利用
政策驱动	《中华人民共和国水污染防治法》（1984）、《中华人民共和国环境保护法》（1989）但未涉及沉积物	《湖库富营养化防治技术政策》（2004）、水专项（2007）、太湖流域治理方案（2008）	《水污染防治行动计划》（“水十条”，2015）、2017 年修订《中华人民共和国水污染防治法》《重点流域水生态环境保护“十四五”规划》系统化“三水统筹”理念《幸福河湖建设实施意见》
管理机制	部门单一 缺乏环保协同	环保部门主导，河（湖）长制开始探索，初步建立技术标准	湖长制深化与创新 强调跨部门、跨区域协同 市场化参与及全周期长效管理
代表案例	传统河道、港口疏浚工程	首例环保疏浚（滇池草海，1998）、太湖、南京玄武湖、杭州西湖等湖泊的大规模环保清淤工程	四川成都兴隆湖生态修复 江苏太湖、滆湖生态清淤与淤泥资源化利用 云南高原湖泊入湖河道清淤疏浚
存在问题	清淤扰动大，二次污染严重；忽视生态风险，治理效果短暂	技术碎片化，成本高；资源化利用水平低，缺乏长效机制	系统复杂性高 对跨部门协调与市场化机制有更大挑战

我国湖泊沉积物 TN 与 TP 积累受不同的主导因子调控，其中 TN 与海拔及岩溶区范围占比呈显著正相关，与表征水文稀释能力的长期湖泊流量及表征经济活动强度的区域生产总值呈显著负相关；TP 则与水力停留时间、海拔、湖周地形坡度、牧场范围占比及岩溶区范围占比呈显著正相关，而与耕地范围、灌溉面积、总人口及区域生产总值呈负相关。表明自然地理条件和湖泊水文条件构成了我国湖泊沉积物氮磷空间分异的基础性框架，但人类活动对 TP 积累表现出更复杂且强烈的调控作用。

本研究相关分析反映环境因子与沉积物 TN、TP 含量的协同变化特征，其机制需结合区域自然地理-水文条件等综合分析。因此，本研究对湖区污染驱动机制的阐释是基于"相关性识别-区域特征解析-文献机理佐证"的三重证据链而开展，为“分区、分类、分级”的精准治理策略提供科学依据。

3.1.1 TN 污染空间分异特征及驱动机制　基于单因子污染指数评价，我国五大湖区沉积物 TN 污染呈显著梯度差异：NPML（Pi = 6.90）> YGPL（Pi = 5.89）> IXML（Pi = 5.08）> EPL（Pi = 4.09）> TPL（Pi = 4.08）。相关性分析结合文献解析表明，其驱动机制具有明显的区域特征。

NPML 沉积物 TN 污染最重，其成因具有多重性。基于沉积柱芯的历史重建研究表明，东北平原湖泊沉积物 TN 含量为全国最高，人口与牲畜是该区域 TN 稳态转换的主导人为驱动因子[49]。这与本研究结果一致，我国东北地区作为重要的粮食生产基地，农业活动导致大量的氮肥及动物粪便等含氮物质进入湖泊中富集，致使湖泊沉积物中 TN 含量增加；其次是受生活污水与工业排放影响，城镇与工业源排放的外源

性颗粒态有机物也是重要输入来源[50]；再次是受地形地貌等影响，东北地区湖泊如小龙湾、二龙湾和四海龙湾均属火山成因湖泊。这些湖泊周围无地表径流输入，其表层沉积物 TN 主要来源于周边土壤的火山碎屑岩，由雨水带入湖泊中并沉积下来，火山沉积物相对富氮的背景导致 TN 浓度值相对较高[51-52]。

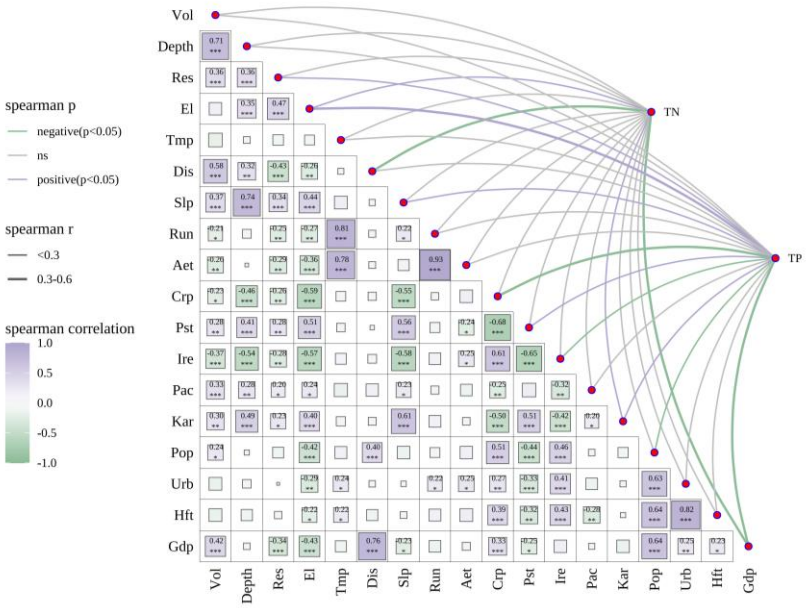

图 5 影响湖泊沉积物 TN、TP 累积的关键环境驱动因子（N = 105）

Fig.5 Key environmental driving factors affecting the accumulation of TN and TP in lake sediments（N = 105）

YGPL 和 IXML 表层沉积物 TN 的 Pi 均大于 5，但驱动因素各异，相关性分析显示 YGPL 与湖面高程和保护区范围均呈显著正相关。高海拔地区由于气温较低可抑制沉积物微生物活性，从而减缓有机氮矿化分解，利于氮长期保存与累积[53]。保护区范围的正相关可能是由于严格的保护恢复了水生植被，致使减缓水流及净化水质[54]，但同时也提供了更稳定的沉积环境，其流域地表径流携带及大气干湿沉降的天然溶解无机氮或颗粒有机氮构成湖泊 TN 的重要本底源[55-56]。除此以外，云贵高原湖区湖泊是典型的高原裂谷湖泊，多为构造湖，湖盆陡峻，岸带狭窄，一定程度上限制了流域表层土壤冲刷物直接进入深水区[57]，但同时强烈的湖流和风浪作用使得与细颗粒沉积物结合的氮难以稳定沉降，反而被再悬浮并随湖流导向深水静水区富集，沉积物 TN 在湖心形成“同心圆状”分布特征[58]；IXML 中 TN 累积与湖泊的自然形态和封闭性密切相关。TN 与湖泊深度、水力停留时间及地形坡度均呈显著正相关。IXML 湖泊多为封闭/半封闭的深水湖泊，流域地形陡峭造就了较长的水力停留时间，极大地限制了污染物的稀释与外排，更有利于氮的沉积与长期保存[59]。在深水、分层、缺氧的沉积环境下，沉积物-水界面的氮矿化过程以还原态氮（NH_4^+）的积累为主导，氧化去除途径被显著抑制，从而更有利于氮在沉积物中的长期保存与埋藏[60-61]。全球尺度的研究也证实，水深是控制湖泊氮归宿的关键因子，深水湖泊的反硝化脱氮效率显著低于浅水湖泊，氮的沉积滞留效率相应更高[62]。

EPL 沉积物 TN 含量与区域生产总值及长期湖泊流量呈显著负相关，与其它环境因子无显著关联（$p > 0.05$）。GDP 的负相关关系需结合该区域经济发展阶段与环境治理历程进行理解。环境库兹涅茨曲线（EKC）理论指出，环境污染与经济增长之间往往呈现倒 U 型关系，当经济发展达到一定阈值后，环境治理投入的增加可推动污染排放出现拐点并趋于下降[63]。北半球湖泊营养状态的研究证实，湖泊营养状态指数均值随人均 GDP 增长呈倒 U 形，区域人均 GDP 5000~10000 美元是富营养化减缓的可能阈值，超过该阈值后湖泊营养水平随经济增长而降低[64]。鄱阳湖流域研究同样发现，TN、TP 浓度随经济增长的变化转折点分别位于人均 GDP 8600 元/人和 7400 元/人时[65]。而 EPL 作为我国经济先行区，早已率先越过上述阈值阶段。因此 GDP 的负相关可视为高强度治理成效在沉积物中的滞后体现—当外源削减与内源治理叠加到一

定程度，沉积物氮净累积量趋于下降。同时研究表明，EPL 多为浅水湖泊，强烈的风浪扰动和频繁的水体交换有效阻碍了细颗粒物及结合态氮的稳定沉降，促进了沉积氮的再悬浮和输出[66-68]；长期湖泊流量的负相关也表明，强烈的换水通量和稀释作用显著缩短了含氮物质在湖盆内的滞留时间，限制了其在沉积物中的长期积累[69-70]。并且在东部平原湖区的河湖连通性研究发现，与长江相连的湖泊中 C 和 N 相对不易积累[71]，进一步佐证了 EPL 水动力条件对氮汇的抑制作用。因此 EPL 相对较低的 TN 累积并非外源输入低，而是高强度治理投入削减了氮源输入、有利水动力条件抑制了氮汇积累的双重机制共同作用的结果。

TPL 湖区 TN 污染最轻。研究表明在更深、更稳定的湖盆中，沉积环境更稳定，有利于含氮颗粒物的长期埋藏[72]。海拔越高，冰川侵蚀作用可能越强，冰川融水携带的岩屑和古老冰碛物中的氮随之进入湖泊并沉积[73-74]。同时，气温对沉积物 TN 累积也有较大的作用，寒冷环境显著抑制了沉积物中微生物的活性，降低了其对有机氮的矿化分解速率，使得氮能以相对稳定的形态被长期封存在沉积物中[75-77]。

3.1.2 TP 污染空间格局及形成机理 TP 污染方面，YGPL（Pi = 2.26）> NPML（Pi = 1.96）> IXML（Pi = 1.32）> EPL（Pi = 1.27）> TPL（Pi = 0.94）。其中 YGPL 湖区 TP 含量最高达到中度污染水平，相关性分析显示 TP 与各环境因子无显著相关关系（$p > 0.05$），表明 YGPL 人类活动剧烈、水文条件复杂，TP 输入、迁移和累积受多重因素影响，单一环境因子的线性作用不明显。研究表明，YGPL 磷污染源于高强度农业活动、城市化进程及局地磷矿工业，呈多源复合驱动特征[78-80]。农业面源污染是该区域湖泊磷富集的主导因素：星云湖流域人类活动净磷输入（NAPI）中，化肥和食物/饲料输入占比 30.5%~59.5%[81]；杞麓湖、滇池等湖泊的水质变化驱动力分析证实，农村生活和农业面源污染类因子贡献率超 84%[82]。其次，城镇人口集聚与工矿企业发展使污水处理厂尾水、城市地表径流及工业废水成为重要磷输入途径，城市周边湖泊中生活污水和工业点源对沉积物磷累积的贡献不容忽视[83-84]。此外，部分湖泊流域磷矿开采及磷化工活动构成特殊工业源风险，如滇池磷石膏堆场降雨淋溶磷释放量是其他含磷固废的 15 倍以上[85]，加剧湖泊外源负荷。

NPML 湖区 TP 污染程度仅次于 YGPL，受到自然背景与人为活动双重影响。一方面，该区域部分湖泊为火山成因，火山碎屑岩风化物导致沉积物 TP 背景浓度天然较高[86-87]。另一方面，作为我国重要粮食主产区，流域内土壤肥沃且农业活动密集，降水径流将表层土壤磷持续携带入湖。Fan 等对北方主要土壤区磷淋溶损失的定量研究表明，华北地区（含东北黑土区）年均总磷淋溶损失总量达 4.99×10^6 kg，其中大田作物贡献率高达 40.3%，黑土区的磷淋溶损失与高磷肥投入及灌溉实践密切相关[88]。查干湖的实证研究进一步证实，位于松嫩平原粮食主产区的灌区退水是湖泊磷污染的首要来源，控制灌区退水可使湖泊 TP 浓度降低 70%[89]。此外该区域湖泊季节性冻融特征显著，枯水期水位下降及冰盖消融期水温剧烈变化可加剧内源磷负荷，进而影响沉积物 TP 的时空分布[50]。

IXML、EPL 与 TPL 湖区的 TP 污染程度相对较轻，但驱动机制各异。其中 IXML 的 TP 含量与牧场范围呈显著正相关，与灌溉面积呈负相关。牧场范围的正相关反映了畜牧业活动导致牲畜粪便排放通过地表径流进入湖泊，成为磷的重要来源。研究表明放牧活动导致的流域及河岸侵蚀、悬浮颗粒物与正磷酸盐浓度升高，是影响干旱区水体磷负荷的重要途径[90]。灌溉面积的负相关可从以下角度解释：灌溉农业区通常伴随更集约的农田管理，宁夏引黄灌区研究表明，优化种植模式可使土壤磷流失总量降低 28.6%[91]，并且干旱区土壤多为石灰性土壤，灌溉条件下磷易与钙结合形成难溶性磷酸钙盐，被固定在土壤中而非随径流迁移[92]。此外该区域受干旱寒冷气候影响[93-94]，强烈的空间异质性[95]与蒸发浓缩等过程主导了 TP 的分布格局，因此对该湖区 TP 污染的理解，需从空间异质性和局地过程入手；EPL 沉积物 TP 与水力停留时间、湖面高程、气温、地表径流量及实际蒸散量均呈显著正相关，与总人口及 GDP 呈显著负相关。正相关因子表明，EPL 区域 TP 累积主要受气候水文过程驱动：温暖多雨的气候促进流域生产力与土壤侵蚀，增强外源磷输入并加剧内源磷循环[96]；水力停留时间和地表径流则通过调控磷的滞留与输移进一步影响沉积物磷富集。GDP 的负相关机制与前述 TN 分析一致，系该区域高强度治理投入削减外源输入的结果；TPL 作为污染最轻的区域，其清洁状态主要归因于极低的人类活动强度和独特的自然地理环境，该湖区由于海拔高人口稀少，几乎没有大规模工业与农业开发[97]，外源磷输入极其有限。湖泊补给主要依赖冰川融水和降水，其水源较清洁[98]，目前该区域湖泊沉积物 TP 主要反映的是自然背景状况。

3.2 我国湖泊沉积物污染治理思路及建议

针对上述我国湖泊沉积物污染形势不容乐观，且区域差异显著，以及治理过程中暴露出的问题，本研究构建了以“问题识别-目标制定-技术选择-长效管理”为核心的系统性治理总体框架，目的是将研究揭示的污染空间分异规律及驱动机制，转化为差异化的治理行动。在此基础上，进一步提出推进治理实践落地的具体政策与技术建议，以支撑分区、分类、分级的精准治理战略。

3.2.1 思路 我国湖泊沉积物污染治理应遵循系统诊断、分类施策、全过程调控的总体原则，构建如图 6 所示的系统性治理思路框架。本框架强调从单一工程治理向系统性治理转变，核心逻辑是通过精准识别局部污染问题，推断整体治理需求，由此选择合适技术路径及管理策略，以实现流域尺度的综合治理目标。

（1）分区诊断：基于驱动因子明确治理重点。

本研究五大湖区可归并为差异化的污染驱动主导类型，其中 NPML 和 YGPL 分别代表农业-自然背景复合驱动型和多源高强度人为驱动型，治理核心分别侧重于黑土区源头拦截与多源协同管控；IXML 的封闭湖盆特征使其成为环境累积风险主导型，重在预警与风险防范；EPL 作为治理成效显现型，应持续发挥水动力与经济治理的双重优势以巩固成果；TPL 则为自然本底保护型，首要任务是预防人为扰动。

（2）分类施策与分级执行：匹配差异化的技术路径与干预强度。

分区诊断基础上，依据农业面源、城市点源、工业源、内源等污染来源及清洁/轻度、中度、重度污染等级细分，形成“分区-分类-分级”的精准治理流程。清洁-轻度污染水体优先采用原位生态修复，中度污染区实施物理-生物协同技术[99]，重度污染区则需科学实施环保疏浚及资源化利用等措施。

（3）长效管理：建立动态评估与适应性调控机制。

建立覆盖治理全过程的多指标监测网络，重点跟踪沉积物-水界面通量与水生生物群落结构的响应，基于监测数据定期评估成效并动态调整策略，确保湖泊生态系统的长期稳定与健康恢复。

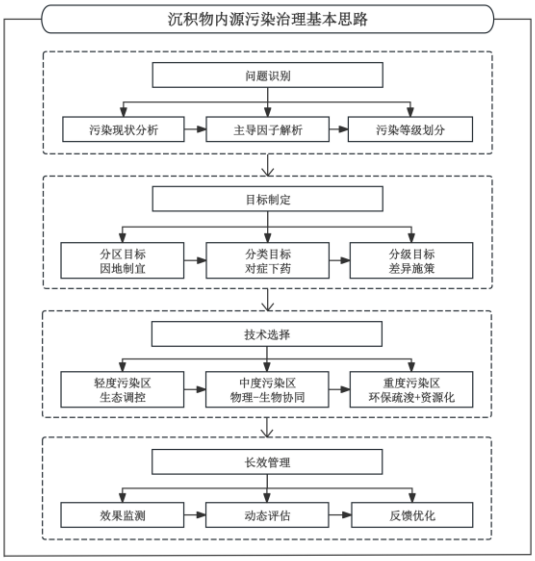

图 6 我国湖泊沉积物内源污染治理思路图

Fig.6 Governance Strategy for Internal Pollution Control of Lake Sediments in China

3.2.2 建议 为确保上述治理思路有效落地，基于我国湖泊沉积物污染特征及治理需求，提出以下具体建议。

（1）分区分类分级治理

基于本文 3.1 节揭示的五大湖区沉积物氮磷污染空间分异特征及主导驱动机制，从“分区、分类、分级”三个维度系统构建综合治理策略：分区即依据各湖区污染特征与主导驱动因子明确治理重点，分类则按污染来源类型匹配技术方向，分级依据 Pi 值确定技术强度（表 4）。

表 4 我国湖泊沉积物污染“分区-分类-分级”综合治理策略

Tab.4 Zoning, classification, and gradation strategy for lake sediment pollution control in China

治理维度	划分依据	具体类型	代表湖区	核心污染特征	主导驱动因子	建议技术路径	技术选型实操要点
分区	五大湖区	东北平原与山地	NPML	TN 最重（Pi = 6.90） TP 次重（Pi = 1.96）	农业面源 火山背景 冻融过程	①黑土区生态沟渠+植被缓冲带；②秋冬季覆盖作物+水位管理；③测土配方施肥	①松嫩平原灌区推广生态排水沟；②春季融雪前实施水位调控
		云贵高原	YGPL	TP 最重（Pi = 2.26） TN 重度（Pi = 5.89）	高原裂谷（El↑） 保护区（Pac↑） 农业灌溉 城市化 磷矿工业	①磷税政策+污水厂提标改造；②梯田生态化改造+等高植物篱；③磷石膏堆场覆土+渗滤液收集	①优先对磷石膏堆场覆土；②推广化肥减量+植被过滤带
		蒙新高原	IXML	TN 重度（Pi = 5.08） TP 轻度（Pi = 1.32）	封闭湖盆(Res↑) 深水湖泊（Depth↑） （Slp↑） 畜牧业 （Pst↑）	①建立水质预警系统；②轮牧+粪便资源化；③富营养化时采用改性粘土钝化	①湖泊周边 3km² 缓冲区实施轮牧管理；②水位-水质联动预警
		东部平原	EPL	TN 中度（Pi = 4.09） TP 轻度（Pi = 1.27）	水动力扰动（Dis↓） 气候水文	①增强水体流动性；②曝气复氧+底泥洗脱；③挺水植物带恢复	①太湖、巢湖等实施生态调水；②长三角地区推广 PPP
		青藏高原	TPL	TN 中度（Pi = 4.08） TP 清洁（Pi = 0.94）	高寒低温 冰川补给	①控制开发活动；②建立高寒湖泊监测网络；③评估冰川退缩影响	①中央财政转移支付保障保护性投入
分类	污染来源类型	农业面源 主导	NPML YGPL 部分 区域	农田径流 化肥流失 为主	耕地范围 灌溉面积	源头减量 过程拦截	配方施肥 化肥减量 生态沟渠 植被过滤带
		城市点源 主导	YGPL 城市 周边	生活污水 城市径流 为主	人口 城市化	雨污分流、初期雨水处理	滇池流域污水厂提标改造
		工业源 主导	YGPL 磷矿区	磷化工 采矿废水 为主	工业活动	渗滤液收集 矿区生态修复	磷石膏覆土
		内源释放 主导	NPML 冻融期	沉积物 再悬浮 季节性释放 为主	冻融过程	水位调控 底泥钝化 覆盖作物	改性粘土 钝化技术
		自然 背景型	TPL 火山湖	自然本底 为主	地质背景 气候条件	保护性监测 风险预警	高寒湖泊监测网络建设
分级	污染风险等级(Pi)	清洁/轻度(Pi ≤ 2.0)	TPL EPL IMXL 清洁区	Pi ≤ 2.0 污染风险低	—	原位修复与自然恢复	沉水植被恢复 生态浮岛 工程填方
		中度 (2.0 < Pi ≤ 3.0)	YGPL 部分湖泊 NPML 局部区域	2.0 < Pi ≤ 3.0 中度风险	—	物理-生物协同技术	改性粘土钝化、底泥洗脱、结合沉水植被恢复
		重度(Pi > 3.0)	NPML、 YGPL、IMXL 核心区	Pi > 3.0 重度风险	—	环保疏浚 土壤改性 资源化利用	精准疏浚 边坡修复 生态基质

（2）推进全国湖泊沉积物污染调查与数据库建设

建议制定《全国重点湖库沉积物污染调查与评估技术指南》，构建统一采样、分析及评价标准。重点在 NPML 和 YGPL 等污染严重湖区设置监测网络，积极融合卫星遥感、物联网传感器和大数据分析等新技术，实现污染数据动态采集与智能管理[100]。同时，建议将微塑料、抗生素等新污染物纳入常态化监测体系，建立我国湖泊沉积物新污染物基础数据库，为未来治理预留技术接口。旨在构建国家层面湖泊沉积物信息平台，为“分区、分类、分级”治理提供精准、时效性强的本底数据。

（3）完善基于美丽河湖目标的政策保障与市场化投入机制

建议依据国家《幸福河湖评价导则》和《美丽河湖保护与建设行动方案（2025-2027 年）》的要求，推动出台专项的《江河湖库沉积物污染防治管理办法》，明确治理责任主体与技术标准。地方层面可结合区域特点大胆创新，比如在 YGPL 的流域试点农业生态补偿与磷税政策；在 EPL 的经济发达地区大力推广政府与社会资本合作（PPP）模式治理湖泊；对 TPL 等生态脆弱区，则通过中央财政转移支付强化保护性投入，同时积极探索并拓展绿色信贷、环保债券等市场化融资渠道[101-102]。此外，应建立覆盖治理工程全周期的长期监测网络，定期开展生态风险评估，将沉积物质量、生物毒性效应与生态系统健康指标纳入评估体系，实现从“达标治理”向“健康维护”的转变。

（4）强化面向复杂污染系统的科技创新与专业人才队伍建设

建议在国家重点科研计划中设立《湖泊沉积物污染防控与生态修复》专项，重点研发适用于 IXML 和 TPL 高寒深水湖区的低扰动修复技术、适用于浅水富营养化湖区的界面污染控制和生态修复等关键技术[103-104]。并增加设立针对新污染物的迁移转化机理及协同控制技术研究项目，推动传统污染物与新污染物的协同治理。依托高校及科研机构，培养环境科学、水文地质和流域管理学等多学科复合型人才，通过湖长制体系等平台以提升基层管理人员的专业技术水平，为治理工作提供人才保障[105-106]。

4 结论

本研究基于大规模数据整合与案例分析，对中国五大湖区湖泊沉积物污染状况及治理历程进行了系统评估，主要结论如下：

（1）我国湖泊沉积物氮磷污染呈现显著区域分异，其中 TN 污染整体呈东北与西南湖区高、中西部湖区低的宏观格局，NPML（Pi = 6.90）和 YGPL（Pi = 5.89）为污染最突出湖区；TP 污染相对较轻，但在 YGPL（Pi = 2.26）和 NPML（Pi = 1.96）形成局部热点。该格局是流域自然背景、水文条件与人为活动强度共同作用的结果，其中 TN 污染主要受农业输入与封闭水文条件驱动，TP 热点则与高强度人为活动空间高度重叠。

（2）我国湖泊沉积物治理经历了从工程清淤（1950s-1998）、环保疏浚（1998-2015）到系统治理（2015-至今）三个阶段的范式转变，对沉积物属性的认知从工程泥沙到污染源再到可调控的环境资源持续深化，反映出我国水环境治理理念从单一工程思维向流域系统思维的根本提升。

（3）我国应推行基于“分区-分类-分级”的精准治理策略，即以五大湖区为单元识别驱动主导类型，依据污染特征匹配技术，基于污染风险等级确定干预强度，构建从原位修复到环保疏浚的差异化技术体系。有效落地该策略需要推动全国本底调查、长效政策保障机制完善及跨部门协同治理等工作。

5 参考文献

[1] Sharma L K , Naik R .UN Decade for Restoration.Conservation of Saline Wetland Ecosystems, 2024:255-266.DOI:10.1007/978-981-97-5069-6_10.

[2] Tyagi SP, Pandya MH. Legal Frameworks for Sustainable Water Resource Management: Integrating Land, Mineral, and Biodiversity Conservation. Issue 5 Int'l JL Mgmt. & Human., 2024, 7: 1687.

[3] Bhateria R, Jain D. Water quality assessment of lake water: a review. Sustainable water resources management, 2016, 2 (2): 161-173.

[4] Wang SR , Meng W , Jin XC ,et al. Ecological security problems of the major key lakes in China.Environmental eart-h sciences, 2015, 74(5):3825-3837.DOI:10.1007/s12665-015-4191-3.

[5] Hu M, Ma R, Xue K, et al. Eutrophication evolution of lakes in China: Four decades of observations from space. Jou-rnal of Hazardous Materials, 2024, 470: 134225.

[6] Scholz MJ, Obenour DR, Morrison E S, et al. A critical eutrophication–climate change link. Nature Sustainability, 2025, 8(3): 222-223.

[7] Zou L , Liu Y , Wang Y ,et al. Assessment and analysis of agricultural non-point source pollution loads in China: 1978-2017.Journal of Environmental Management, 2020, 263:110400.DOI:10.1016/j.jenvman.2020.110400.

[8] Gerbersdorf SU , Wieprecht S .Biostabilization of cohesive sediments: revisiting the role of abiotic conditions, physiology and diversity of microbes, polymeric secretion, and biofilm architecture.Geobiology, 2015, 13(1):68-97.DOI:10.1111/gbi.12115.

[9] Sabine , Ulrike , Gerbersdorf ,et al. Anthropogenic pollutants affect ecosystem services of freshwater sediments: the need for a "triad plus x" approach.Journal of Soils & Sediments, 2011.DOI:10.1007/s11368-011-0373-0.

[10] Lu G, Wang B, Zhang C, et al. Heavy metals contamination and accumulation in submerged macrophytes in an urban r-iver in China. International journal of phytoremediation, 2018, 20(8): 839-846.

[11] Sndergaard M , Jensen J P , Jeppesen E .Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes.Kluw-er Academic Publishers, 2003(1).DOI:10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.DD.

[12] Horppila J .Sediment nutrients, ecological status and restoration of lakes.Water Research, 2019, 160(SEP.1):206-208. DOI:10.1016/j.watres.2019.05.074.

[13] Tao S, Fang J, Ma S, et al. Changes in China's lakes: Climate and human impacts. National science review, 2020, 7(1): 132-140.

[14] Xu Y , Wu Y , Han J ,et al. The current status of heavy metal in lake sediments from China: Pollution and ecological risk assessment.Ecology and Evolution, 2017, 7(1):5454-5466.DOI:10.1002/ece3.3124.

[15] Baudo R .Sediments:: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants. 2020.DOI:10.1201/9780367810894.

[16] Feng W , Tao Y , Wang T ,et al. Forms and Migration Mechanisms of Phosphorus in the Ice, Water, and Sediments of Cold and Arid Lakes.Toxics, 2024, 12(7).DOI:10.3390/toxics12070523.

[17] Ma RH , Yang GS , Duan HT ,et al. China's lakes at present: Number, area and spatial distribution.Science in China S eries D: Earth Sciences, 2011, 54(2).DOI:10.1007/s11430-010-4052-6.

[18] Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences[M]. 2019. China Lake Survey Report. Sci-ence Press.

[19] Jiang W , Li XQ , Jiang Q ,et al. Kjeldahl method and the elemental analyzer method in measurement of total nitrogen in sediments: Comparison and its significance.Geochimica, 2006.DOI:10.3321/j.issn:0379-1726.2006.03.013. [江伟,李心清,蒋倩,等.凯氏蒸馏法和元素分析仪法测定沉积物中全氮含量的异同及其意义.地球化学, 2006, 35(3):6.]

[20] Si WS , Wang Q. Conpariosion of Monitoring total Phosphorus in Lake Sediments by Two Digestion Methods.Instru-mentation Analysis Monitoring, 2008(1):2.DOI:10.3969/j.issn.1002-3720.2008.01.014. [司皖甦,王芹.两种消解方法测定湖泊沉积物中总磷的比较.仪器仪表与分析监测, 2008(1):2.]

[21] Pardo P , Rauret G ,López-Sánchez, J. F. Analytical approaches to the determination of phosphorus partitioning patterns in sediments.Journal of Environmental Monitoring Jem, 2003, 5(2):312-318.DOI:10.1039/b210354k.

[22] 范成新,周易勇,吴庆龙等编著.湖泊沉积物界面过程与效应.科学出版社,2013.

[23] Wu FC , Wan GJ .BIOGEOCHEMICAL PROCESSES AT THE SEDIMENT-WATER INTERFACE.ADVENCE IN EA-RTH SCIENCES, 1996.DOI:CNKI:SUN:DXJZ.0.1996-02-011. [吴丰昌,万国江.沉积物－水界面的生物地球化学作用.地球科学进展, 1996, 11(2):191-197.]

[24] Yang JW , Zhao PL , Ran FW ,et al. Temporal and spatial distribution characteristics and source changes ofheavy meta-ls in sediments of East Dongting Lake based on multivariatestatistical methods. Environmental Chemistry, 2024, 43(3): 920-932. DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2022090507. [杨静雯,赵培丽,冉凤维,等.基于多元统计方法的东洞庭湖沉积物重金属时空分布特征与来源变化.环境化学, 2024, 43(3):920-932.]

[25] Catianis I , Constantinescu A M , Rotaru S ,et al.THE VERTICAL DISTRIBUTION OF THE MAIN LIMNOLOGIC P ARAMETERS, AS EVIDENCE OF RECENT LACUSTRINE SEDIMENTATION IN MATITA-MERHEI UNIT-DANUBE DELTA, ROMANIA.SGEM International Multidisciplinary Scientific GeoConference, EXPO Proceedings, 2021, 21:579-592. DOI:10.5593/sgem2021/5.1/s20.071.

[26] Li YP, Yang ZX, Wang Y, et al. A method for evaluating the pollution degree and dredging effect of sediments in urba -n inland lakes: CN202410021257.9[P]. CN118051712A, 2026-04-27. [李一平,杨紫瑄,王煜,等.一种城市内湖沉积物污染程度及疏浚效果评估方法:CN202410021257.9[P].CN118051712A[2026-04-27].]

[27] Dekun,Hou,Jiang,et al.Spatial variations and distributions of phosphorus and nitrogen in bottom sediments from a typical north-temperate lake, China.Environmental Earth Sciences, 2014.DOI:10.1007/s12665-013-2683-6.

[28] Wang J, Zhang JT, Zan FY, et al. Study on the reference thresholds of total nitrogen and total phosphorus in sediments of shallow lakes in eastern China. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(6):8. DOI:10.3969/j.issn.1674-5906.2014. 06.013. [王健,张靖天,昝逢宇,等.中国东部浅水湖泊沉积物总氮总磷基准阈值研究.生态环境学报, 2014, 23(6):8.]

[29] Cheng N , Liu L , Hou Z ,et al.Pollution characteristics and risk assessment of surface sediments in the urban lakes.En vironmental Science and Pollution Research, 2021.DOI:10.1007/s11356-020-11831-8.

[30] Li M, Cheng HX, Li K. Thoughts on the geochemical background and environmental quality benchmark of freshwater l-ake sediments in China. Earth Science Frontiers, 2018, 25(4): 276-284. DOI:10.13745/j.esf.yx.2017-5-9. [李敏,成杭新,李括. 中国淡水湖泊沉积物地球化学背景与环境质量基准建立的思考.地学前缘, 2018, 025(004):276-284.]

[31] Guo J, Dai LL, Jiang J, et al. Response of phytoplankton communities to human activities in Caohai Wetland based on eDNA metagenomics. Journal of Lake Sciences, 2025, 37(4): 1151-1161. DOI:10.18307/2025.0405. [郭金,代亮亮,蒋娟,龙云川.基于eDNA宏基因组的草海湿地浮游植物群落对人类活动的响应.湖泊科学,2025,37(4):1151-1161.]

[32] Yu Y, Zhang M, Qian S, et al. Current status and development of water quality of lakes in Yunnan-Guizhou Plateau. Jo urnal of Lake Sciences, 2010, 22(6): 820-828. DOI:10.1080/09500340.2010.529951.

[33] Fan CX, Liu M, Wang SR, et al. Progress and prospect of sediment environment and pollution control in China in rec-ent 20 years. Advances in Earth Science, 2021, 36(4): 346-358. DOI:10.11867/j.issn.1001-8166.2021.038. [范成新,刘敏,王圣瑞,等.近20年来我国沉积物环境与污染控制研究进展与展望.地球科学进展, 2021, 36(4):29.]

[34] Yu C. Discussion on the monitoring of water sediments. Environmental Protection, 1977(6): 29-30. [于澂.谈谈水体沉积物的监测问题.环境保护, 1977(6):29-30.]

[35] Zeng BW, Pan YM, Huang Z. Preliminary evaluation of sediment pollution in Xiangjiang River. Environmental Chem-ist ry, 1982(5): 27-33.DOI:CNKI:SUN:HJHX.0.1982-05-002. [曾北危,潘佑民,黄璋.湘江沉积物污染初步评价.环境化学, 1982(0 5):27-33.]

[36] Chen JS. Some issues in the study of metal pollution in sediments. Chinese Journal of Environmental Engineering, 1983 (8): 3-14. DOI:CNKI:SUN:HJJZ.0.1983-08-000. [陈静生.沉积物金属污染研究中的若干问题.环境工程学报, 1983(08):3-14.]

[37] Wang Y, Wang W, Wang Z, et al. Regime shift in Lake Dianchi (China) during the last 50 years. Journal of Oceano-lo gy and Limnology, 2018, 36(4): 1075-1090.

[38] Yu Q. Strategic management system for controlling lake pollution: Case study of two lakes in Japan and in China. 201 6.

[39] Mo XC, Yang K, Yuan DY. Brief analysis of environmental dredging in the treatment of lake internal pollution. Yan-gtz e River, 2003, 34(12):3.DOI:10.3969/j.issn.1001-4179.2003.12.020. [莫孝翠,杨开,袁德玉.湖泊内源污染治理中的环保疏浚浅析.人民长江, 2003, 34(12):3.]

[40] 宋倩文.太湖沉积物磷形态空间分布的研究及其环保疏浚范围的确定[学位论文].东北林业大学,2013.

[41] Wang WW, Jiang X, Wang SH, et al. Calculation of environmental dredging depth for contaminated sediment in Zhusha -n Bay of Lake Taihu. China Environmental Science, 2011, 31(6): 1013-1018. DOI:CNKI:SUN:ZGHJ.0.2011-06-031. [王雯雯,姜霞,王书航,等.太湖竺山湾污染底泥环保疏浚深度的推算.中国环境科学, 2011, 31(6):6.]

[42] 胡进宝,刘凌.湖泊沉积物疏浚新生层磷释放影响因素试验研究. 2009.

[43] 可建伟,彭建军,王建敏.环保疏浚技术在西湖治理工程中的应用.科技信息, 2010(15X):2.

[44] Zhou KW, Qian WY, Wang L, et al. Investigation on the evolution of water quality after sediment dredging in Nanhu Lake, Nanjing. Environmental Monitoring Management and Technology, 2012, 24(2):4.DOI:10.3969/j.issn.1006-2009.2012.02.009. [周可为,钱玮燕,王磊,等.南京南湖底泥疏浚后水质演化规律调查.环境监测管理与技术, 2012, 24(2):4.]

[45] 国家发展改革委，财政部，自然资源部等.国家发展改革委等部门关于落实生态保护补偿制度改革总体方案的通知.https://cjjjd.ndrc.gov.cn/gongzuodongtai/bangongshi/202509/t20250930_1400788.htm

[46] 四川省水利厅. 四川省水利厅解读《四川省河湖管理条例》.https://www.tba.gov.cn/slbthlyglj/mtjj/content/eade8a0d-dfc7-4bbe-8e0e-0d429ce2996c.html

[47] 洱源县人民政府. 洱源县关于开展2024年主要入湖河道清淤疏浚工作的通知[EB/OL]. (2024-06-12) [2025-12-11].https://yr.gov.cn/info/1041/186326.htm

[48] Clopin F , Micella I , Mesman J P ,et al.Integrated Models of Nutrient Dynamics in Lake and Reservoir Watersheds: A Systematic Review and Integrated Modelling Decision Pathway.Environmental Modelling and Software[2026-04-27].DOI:10.1016/j.envsoft.2025.106321.

[49] Zhuo Y, Wu Y, Yang C, et al. Spatiotemporal variation and impact factors of steady-state TN and TP in lake sediments in China since 1850. Journal of Environmental Management, 2025, 395: 127985.

[50] Liu LN, Ma CZ, Zhang JT, et al. Distribution characteristics and pollution assessment of nitrogen, phosphorus and heavy metals in sediments of typical lakes in Northeast China. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(3):10.DOI:10.11654/jaes.2017-1131. [刘丽娜,马春子,张靖天,等.东北典型湖泊沉积物氮磷和重金属分布特征及其污染评价研究.农业环境科学学报, 2018, 37(3):10.]

[51] Smith R , Kalff J .Limnology—Inland water ecosystems.Journal of the North American Benthological Society, 2002, 21(2):346-347.DOI:10.2307/1468422.

[52] Zhang J, Han Y, Wei C, et al. Sediment record of polycyclic aromatic compounds and black carbon over the last~ 400 years in Sanjiaolongwan Maar Lake, northeast China. Science of The Total Environment, 2024, 906: 167438.

[53] Liu Z, Wang L, Chen G J, et al. Long-term patterns and drivers of carbon burial variations in alpine lakes of Northwest Yunnan, China under regional warming. Chinese Journal of Applied Ecology, 2025, 36(8):2475-2486.DOI:10.13287/j.1001-9332.202508.033. [刘智,王露,陈光杰,等.区域增温下滇西北高山湖泊碳埋藏变化的长期模式及其驱动因子.应用生态学报, 2025, 36(8):2475-2486.]

[54] 贵州日报天眼新闻. 贵州师范大学山地环境重点实验室主任夏品华：“草海实践”为高原生物多样性保护提供宝贵经验 . https://sthj.guizhou.gov.cn/xwzx/stdt/202507/t20250707_88240795.html.

[55] Huang MY, Lv XJ, Dong QF, et al. Characteristics of atmospheric nitrogen and phosphorus wet deposition in Erhai Lake and estimation of its inflow load. Yangtze River, 2022,53(6):68-73. [黄明雨，吕兴菊，董琼蕃，等.洱海大气氮磷湿沉降特征及入湖负荷估算.人民长江，2022,53(6):68-73.]

[56] Xie K, Wu X, He J, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus dry and wet deposition fluxes and contribution rate in Dianchi Lake Basin. Environmental Pollution & Control, 2024,46(06):882-889+895.DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2022307019. [谢坤,吴雪,何佳,等.滇池流域大气氮、磷干湿沉降通量及入湖贡献.环境污染与防治,2024,46(06):882-889+895.]

[57] Ran J, Xiang R, He J, et al. Spatiotemporal variation and driving factors of water quality in Yunnan-Guizhou plateau lakes, China. Journal of Contaminant Hydrology, 2023, 254: 104141.

[58] Zhang LW, Zhang HC, Jiao YM, et al. Distribution characteristics and sources of organic matter in surface sediments of Datun Lake and Changqiao Lake. Environmental Science & Technology, 2023, 46(8): 27-36.

[59] Tan K, Wang S, Zheng W, et al. Geomorphologic and sedimentary features dominate the nitrogen accumulation and leaching in the deep vadose zone from a catchment viewpoint. Journal of Hydrology, 2025, 652: 132682.

[60] Beutel,Marc,W,et al.Nutrient Fluxes From Profundal Sediment of Ultra-Oligotrophic Lake Tahoe, California/Nevada: Implications for Water Quality and Management in a Changing Climate.Water Resources Research, 2018, 54(3):1549-1559.

[61] Jones J G , Simon B M .Differences in Microbial Decomposition Processes in Profundal and Littoral Lake Sediments, with Particular Reference to the Nitrogen Cycle.Microbiology, 1981, 123(2):297-312.DOI:10.1099/00221287-123-2-297.

[62] Qin B, Zhou J, Elser J J, et al. Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes. Environmental Science & Technology, 2020, 54(6): 3191-3198.

[63] Kong YS , Khan R .To examine environmental pollution by economic growth and their impact in an environmental Kuznets curve (EKC) among developed and developing countries.Cold Spring Harbor Laboratory, 2018(3).DOI:10.1101/492348.

[64] Huang CL, Qiao QL, Cao YM, et al. Geographical pattern of lake trophic status and its socioeconomic constraints in the Northern Hemisphere. Geography and Geo-Information Science, 2017, 33(1):7.DOI:10.3969/j.issn.1672-0504.2017.01.015. [黄春玲,乔强龙,曹艳敏,等.北半球湖泊营养状态的地理格局及其社会经济制约因素.地理与地理信息科学, 2017, 33(1):7.]

[65] 刘润润,邓祥征,赵永宏,等.鄱阳湖流域经济增长与氮磷排放关系，中国自然资源学会学术年会.2011.

[66] Messager, M.L., Lehner, B., Grill, G., Nedeva, I., Schmitt, O. 2016. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. Nature communications, 7(1), 13603.

[67] Tong, Y., Li, J., Qi, M., Zhang, X., Wang, M., Liu, X., Zhang, W., Wang, X., Lu, Y., Lin, Y. 2019. Impacts of water residence time on nitrogen budget of lakes and reservoirs. Science of the Total Environment, 646, 75-83.

[68]胡海波, 邓文斌, 王霞. 长江流域河岸植被缓冲带生态功能及构建技术研究进展. 浙江农林大学学报, 2022, 39(1): 214-222.

[69] Förstner U. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: an interdisciplinary approach. Lakes & Reservoirs: Research & Management, 2004, 9(1): 25-40.

[70] Zhang Z, Jin G, Tang H, et al. The response to hydrological regime change of nitrogen transformation processes at the sediment‐water interface of seasonal floodplain lakes: Insights from the Yangtze River‐Poyang Lake system. Water Resources Research, 2025, 61(4): e2024WR037972.

[71] Niu Y, Ye Q, Liu Q, et al. Effect of river‐lake connectivity on ecological stoichiometry of lake and carbon storage status in Eastern Plain, China. Environmental Geochemistry and Health, 2023, 45(5): 1905-1917.

[72] Wang X, Liu J, Kitch J, et al. Evaluating the effectiveness of sediment retention by comparing the spatiotemporal burial of sediment carbon, nitrogen and phosphorus in a plateau lake and its affiliated reservoirs. Catena, 2023, 223: 106896.

[73] Zhu L, Ju J, Qiao B, et al. Physical and biogeochemical responses of Tibetan Plateau lakes to climate change. Nature Reviews Earth & Environment, 2025: 1-15.

[74] Slemmons KEH, Saros JE, Simon K. The influence of glacial meltwater on alpine aquatic ecosystems: a review. Environmental Science: Processes & Impacts, 2013, 15(10): 1794-1806.

[75] Wang HZ, Wang HJ, Li Y, et al. Lake eutrophication management: phosphorus control only, or both nitrogen and phosphorus?. Acta Hydrobiologica Sinica, 2020, 44(5):23.DOI:10.7541/2020.111. [王洪铸,王海军,李艳,等.湖泊富营养化治理:集中控磷,或氮磷皆控?.水生生物学报, 2020, 44(5):23.]

[76] Li Q, Wang L, Fu Y, et al. Transformation of soil organic matter subjected to environmental disturbance and preservation of organic matter bound to soil minerals: a review. Journal of Soils and Sediments, 2023, 23(3): 1485-1500.

[77] Thamdrup B, Fleischer S. Temperature dependence of oxygen respiration, nitrogen mineralization, and nitrification in Arctic sediments. Aquatic Microbial Ecology, 1998, 15(2): 191-199.

[78] Li H , Zhang H , Duan L ,et al.Spatiotemporal variations in water quality parameters and assessment of the current status and challenges of eutrophication in Lake Dian.Ecological Indicators, 2025, 177(000):16.DOI:10.1016/j.ecolind.2025.113821.

[79] Luo Y, Tan ZW, Wang ZY, et al. Research priorities of nutrient criteria for nine plateau lakes in Yunnan. Environmental Protection Science, 2022,48(03):70-75+125.DOI:10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2022.03.011. [罗玉,谭志卫,王志芸,等.云南九大高原湖泊营养物基准研究重点.环境保护科学,2022,48(03):70-75+125.]

[80] Cheng HL, Duan PT, Zheng K, et al. Study and analysis of main pollution sources in plateau deep-water lakes. Sustainable Development, 2022, 12(4):1147-1154.

[81] Bai JJ, Meng C, Li YY, et al. Spatiotemporal variation of net nitrogen and phosphorus input and its influencing factors in a typical plateau lake: A case study of Lake Xingyun, Yunnan Province. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(4):1110-1120.DOI:10.18307/2024.0424. [白姣杰,孟岑,李裕元,等.典型高原湖泊人类活动净氮磷输入时空变化及其影响因素——以云南星云湖为例.湖泊科学, 2024, 36(4):1110-1120.]

[82] Zheng TT, Zhao ZJ, Zhao XQ, et al. Analysis of water quality change and its human factors driving force in Lake Xingyun, Yunnan Province. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(1):12.DOI:10.18307/2018.0108. [郑田甜,赵祖军,赵筱青,等.云南星云湖水质变化及其人文因素驱动力分析.湖泊科学, 2018, 30(1):12.]

[83] Wu X, Zhang Y, He J, et al. Characteristics of domestic sewage from urban households in Dianchi Lake Basin. Chin-a Water & Wastewater, 2021, 37(11):7.DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.11.015. [吴雪,张英,何佳,等.滇池流域城市居民家庭生活污水特征研究.中国给水排水, 2021, 37(11):7.]

[84] Gao L, Yang H, Zhou J M, et al. Study on the internal phosphorus load in sediments of Dianchi Lake and its contribution to water body. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(5): 776-781. DOI:10.3321/j.issn:0253-2468.2004.05.004. [高丽,杨浩,周健民,等.滇池沉积物磷内负荷及其对水体贡献的研究.环境科学学报, 2004, 24(5):776-781.]

[85] Wu X , Deng W , Wang Y ,et al.Sources, pathways, and impacts of phosphorus loss in geologically phosphorus-rich areas: A case study of Dianchi Lake, China.Journal of Hydrology, 2010, 662(PartC):12.DOI:10.1016/j.jhydrol.2025.134098.

[86] Varekamp J C. The chemical composition and evolution of volcanic lakes//Volcanic lakes. Berlin, Heidelberg: Spring-er Berlin Heidelberg, 2015: 93-123.

[87] Modenutti B E, Balseiro E G, Elser J J, et al. Effect of volcanic eruption on nutrients, light, and phytoplankton in oligotrophic lakes. Limnology and Oceanography, 2013, 58(4): 1165-1175.

[88] Fan B , Wang H , Zhai L ,et al.Leached phosphorus apportionment and future management strategies across the main soil areas and cropping system types in northern China.Science of The Total Environment, 2022, 805:150441-.DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.150441.

[89] Liu X , Zhang G , Xu Y J ,et al.Determining water allocation scheme to attain nutrient management objective for a large lake receiving irrigation discharge.Journal of Hydrology, 2021(Pt.A):603.DOI:10.1016/j.jhydrol.2021.126900.

[90] Maasri A , Gelhaus J .The new era of the livestock production in Mongolia: Consequences on streams of the Great Lakes Depression.Science of the Total Environment, 2011, 409(22):4841-4846.DOI:10.1016/j.scitotenv.2011.08.005.

[91] 刘根红,许强,康建宏,等.基于低污染的宁夏引黄灌区13种种植模式氮磷平衡分析//2011.

[92] Ye Y , Li X , Xu T ,et al.Microbial mechanisms underlying organic phosphorus mineralization and inorganic phosphorus solubilization in arid cotton fields under brackish water drip irrigation and phosphorus fertilization.Industrial Crops and Products, 2010, 236(000):14.DOI:10.1016/j.indcrop.2025.121983.

[93] Guo J, Li J, Zhao Q, et al. Grain size and element records of mid-Holocene lake arid environment in Tengger Nur, Inner Mongolia Plateau. Marine Geology & Quaternary Geology, 2012, 32(5):8.DOI:CNKI:SUN:HYDZ.0.2012-05-020. [郭景,李军,赵琦,等.内蒙高原腾格淖尔中全新世湖泊干旱环境的粒度和元素记录.海洋地质与第四纪地质, 2012, 32(5):8.DOI:CNKI:SUN:HYDZ.0.2012-05-020.]

[94] 毛春晖.Tolbo湖记录的蒙古西北部全新世气候变化[学位论文].兰州大学,2015

[95] 陈敏.基于湖区差异的磷形态特征[学位论文].内蒙古大学,2020.

[96] Zhang X , Li Y , Zhao J ,et al.Temporal dynamics of the Chlorophyll a-Total phosphorus relationship and algal production efficiency: Drivers and management implications.Ecological Indicators, 2024, 158(000):12.DOI:10.1016/j.ecolind.2023.111339.

[97] Wang Y, Liao J, He Y, et al. Evolution and ecological implications of land development and conservation patterns on the Qinghai-Tibet Plateau. Land, 2022, 11(10): 1797.

[98] Cao X, Zhao Z, Zheng Y, et al. Climate change threatens water resources over the Qinghai-Tibetan plateau. Scientific Reports, 2025, 15(1): 21996.

[99] Ma XY, Yang P, Zhang M, et al from Advances in researches on phosphorous inactivation materials in lake sediment. Journal of Lake Sciences, 2022, 34(1):17.DOI:10.18307/2022.0101. [马鑫雨,杨盼,张曼,等.湖泊沉积物磷钝化材料的研究进展.湖泊科学, 2022, 34(1):17.]

[100] He X, Huo ZB. Discussion on the monitoring and prevention of water pollution in big data era. China Mining Magazine, 2024, 33(S1): 186-190. DOI:10.12075/j.issn.1004-4051.20240450. [何希, 霍志彬. 大数据时代水污染监测及防治探讨. 中国矿业, 2024, 33(S1): 186-190.]

[101] 李载林. 持续加大财政支持生态环境治理力度. 群众, 2022.

[102] Liu JF, Tang CC. Research on the construction of analysis framework for investment and financing mechanism of ecological environment governance projects. Environmental Protection Science, 2022, 48(6): 51-56. [刘江帆, 唐臣臣. 构建生态环境治理项目投融资机制分析框架研究. 环境保护科学, 2022, 48(6): 51-56.]

[103] Bai G, Tang Y, Liu Y, et al. Sustainable innovation for the clear waters of Hangzhou West Lake, China: Achievements and insights. The Innovation.

[104] Liu LX, Han YW, Liu H, et al. Dredging technology and its effect on the treatment of polluted water. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(1):9.DOI:10.12153/j.issn.1674-991X.20190045. [刘丽香,韩永伟,刘辉,等.疏浚技术及其对污染水体治理效果的影响.环境工程技术学报, 2020, 10(1):9.]

[105] 刘嫦娥,潘瑛,常学秀,等.基于教学－科研有机融合的环境类复合型人才培养模式探讨—以云南大学环境科学专业建设为例. 教育进展, 2018, 8(2):6.

[106] Shen D. The river and lake chief system[M]//Water Resources Management of the People's Republic of China: Framework, Reform and Implementation. Cham: Springer International Publishing, 2020: 241-252.