

干旱区尾间湖污染源距离衰减效应机制与分区 差异化管控研究

李 琪^{1,2,3}, 王智睿¹, 李 江³, 韩林艳⁴, 刘 强⁵, 杨 涛⁶, 罗 伟⁷, 龙爱华^{3,8,9}

(1. 新疆大学地理与遥感科学学院; 2. 塔克拉玛干沙漠腹地绿洲过程新疆野外科学观测研究站;
3. 天津大学-塔里木河流域管理局南疆水系统科学与工程联合实验室; 4. 塔里木河流域开都孔雀河水利管理中心;
5. 乌鲁木齐市污染控制中心; 6. 新疆大学智慧农业学院(研究院); 7. 乌鲁木齐柴窝堡湖国家湿地公园管理处;
8. 天津大学管理与经济学部; 9. 中国科学院新疆生态与地理研究所)

摘要:以干旱区尾间湖柴窝堡湖为研究对象,开展湖水-入湖地表径流-地下水-土壤-底泥一体化系统监测,融合普通克里金插值法与空间自相关分析识别污染物热点,以污染物距离衰减效应为依据,分别构建了距湖岸径向距离、距污染源路径距离与湖水环境质量指标的衰减函数关系,推算了污染物衰减半衰距离。结果表明:柴窝堡湖水体以盐化为主导特征,局部区域叠加有机负荷超标与富营养化问题,其中深度较大湖区及湖心-西岸区氯离子含量最高,总氮、总磷采样点位超标率分别达 73%和 55%,各采样点化学耗氧量、生化需氧量普遍超标,且超标点主要集中于湖滨带与湖心区,重金属含量呈现明显的点位异质性特征;径向梯度上,不同污染物衰减速率差异显著,盐分衰减最为缓慢,营养盐衰减速率中等,微生物衰减速率最快,地下水平均半衰距离分别约为 10.34、5.56、3.31 km,底泥总磷在近岸 0~3 km 范围内衰减较快,平均半衰距离约为 5.6 km,而重金属则表现为慢衰减特征;不同污染源对湖泊环境的影响存在显著差异,工业源是盐类及部分重金属离子污染的主导影响因子,典型影响半径为 8~10 km,农业源与生活源则是营养盐、有机物及微生物污染的主导影响因子,其近、中程影响半径分别为 2~6 km 和 3~5 km;提出了 0~<3、3~<6、6~10 km“三同心圈+通道优先带+等效外移”的空间优化治理格局,将污染物半衰距离转化为项目等效外移及负荷削减门槛,形成绩效化、有对标、有考核的分区准入与按需校准闭环管理框架。

关键词:尾间湖;距离衰减;盐化;富营养化;多介质耦合;柴窝堡湖

Mechanisms of distance-decay effects and differentiated zoning management of pollution sources in a terminal lake of arid zone/Li Qi^{1,2,3}, Wang Zhirui¹, Li Jiang³, Han Linyan⁴, Liu Qiang⁵, Yang Tao⁶, Luo Wei⁷, Long Aihua^{3,8,9}

(1. College of Geography and Remote Sensing Sciences, Xinjiang University; 2. Xinjiang Field Scientific Observation and Research Station for Oasis Processes in the Hinterland of the Taklamakan Desert; 3. Southern Xinjiang Joint Laboratory for Water System Science and Engineering of Tianjin University-Tarim River Basin Administration; 4. Tarim River Basin Kaidu-Peacock River Water Resources Management Center; 5. The Urumqi Pollution Control Center; 6. College of Smart Agriculture (Research Institute), Xinjiang University; 7. Urumqi Chaiwopu Lake National Wetland Park Administration; 8. College of Management and Economics, Tianjin University; 9. Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences)

Abstract: Taking Chaiwopu Lake, a terminal lake in an arid region, as the research object, an integrated monitoring system was implemented covering lake water, inflowing surface runoff, groundwater, soil, and sediment. Ordinary Kriging interpolation and spatial autocorrelation analysis were combined to identify pollutant hotspots. Based on the distance attenuation effect of pollutants, attenuation function relationships were established separately between water environmental quality indicators and two distance variables: radial distance from the lake shore and path distance from pollution sources. The pollutant halfattenuation distance were further calculated. The results show that water salinization is the dominant characteristic of Chaiwopu Lake, with localized organic overload and eutrophication. The highest chloride ion concentrations

基金项目:新疆维吾尔自治区自然科学基金面上项目(2025D01C28);新疆干旱区水循环与水利用重点实验室开放基金项目(XJYS0907-2024-zd-03);黄河水科学研究联合基金项目(U2443207)
作者简介:李琪(1990—),女,博士研究生,主要从事水环境生态演变、水文与水质模拟研究。E-mail:qili@xju.edu.cn
通信作者:龙爱华(1976—),男,教授,博士,主要从事流域资源环境研究。Email:aihua_long@tju.edu.cn

occur in deeper water areas and the centralwestern lake zone. The overstandard rates of total nitrogen and total phosphorus at sampling sites reach 73% and 55%, respectively. Chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand exceed the standard at most sampling sites, mainly concentrated in the lakeside zone and lake center. Heavy metal contents exhibit obvious spatial heterogeneity among sites. Along the radial gradient, attenuation rates differ significantly among pollutants: salinity attenuates the slowest, nutrients at a moderate rate, and microorganisms the fastest, with corresponding average groundwater halfattenuation distances of approximately 10.34, 5.56, 3.31 km. Total phosphorus in sediment attenuates rapidly within 0-3 km offshore, with an average halfattenuation distance of about 5.6 km, whereas heavy metals show slow attenuation. Different pollution sources exert distinct impacts on the lake environment. Industrial sources are the dominant contributors to salinity and certain heavy metal pollution, with a typical influence radius of 8-10 km. Agricultural and domestic sources are the main drivers of nutrient, organic, and microbial pollution, with short to mediumrange influence radii of 2-6 km and 3-5 km, respectively. A spatially optimized governance pattern is proposed, consisting of three concentric zones (0-3, 3-6, 6-10 km) plus priority corridor zones and equivalent outward displacement. Pollutant halfattenuation distances are translated into thresholds for equivalent relocation of projects and load reduction, forming a performanceoriented, benchmarked, and assessable closedloop management framework for zonal access and calibrated regulation based on regional needs.

Key words: terminal lake; distance attenuation; salinization; eutrophication; multimedia coupling; Chaiwopu Lake

尾间湖是全球重要的水资源类型之一,储存了世界近一半的湖水,承担着水源涵养、生物多样性维持与区域气候调节等关键生态功能^[1-3]。受气候变化与人类活动共同影响,干旱区尾间湖正面临水量亏缺、盐分累积、营养盐富集等多重复合胁迫,呈现水少、盐多、负荷高的脆弱状态^[4-8]。这一现象一是由于气候变暖导致蒸发加剧、入湖径流减少,促使溶解盐类及保守离子在封闭盆地内持续累积;二是长期受农田径流、城镇生活污水及面源污染输入的影响,水体有机污染负荷与富营养化水平居高不下^[9-12]。

柴窝堡湖位于天山北麓柴窝堡盆地,为典型的干旱区尾间湖^[13-14]。20 世纪末,在气候波动与人类用水活动共同作用下,湖泊严重萎缩并迅速盐化^[15]。近年来虽实施了休耕、限采与生态补水等措施,湖面面积有所恢复,但湖泊水量收支整体仍不稳定^[16];加之湖面围网放牧等人类活动未得到有效控制,湖泊长期处于用水供需矛盾下的生态失衡状态,盐化与富营养化问题常年存在。湖区周边分布工业园区、农牧区及散居区,污染来源复杂。历史上,柴窝堡湖上游的红苇湖曾接纳工业废水,且其地下水由湖区西部工业园区地下水廊道补给,形成湖区外源与内源复合污染特征,呈现“点源+面源+通道化输移”的复合污染情形^[17],决定了污染物在湖泊、陆地、地下水、底泥多介质间的耦合迁移规律与近岸富集特征。

目前,国内外针对尾间湖污染源解析与富营养化的研究多集中于物质平衡、示踪技术及多元统计识别^[18-23]等方面,对污染源距离与受体响应关系的定量刻画相对不足,尤其缺乏兼顾距湖岸径向距离和距污染源路径距离两类距离尺度的多介质、多因子系统对比。同时,干旱区特有的强烈蒸发、风沙再搬运与封闭水文循环特征,使盐分、营养盐、重金属与微生物的耦合过程具有显著的通道效应与近岸累积效应,亟须基于空间-过程一体化框架开展识别与量化。

本文以柴窝堡湖为研究对象,构建湖水-入湖地表径流-地下水-土壤-底泥一体化采样体系,采用标准化超标比与相对富集指数统一跨介质评价标准,结合普通克里金插值法与空间自相关分析识别污染物热点格局,同时建立与点源、面源污染机理相匹配的距离响应模型,以描述径向梯度与路径梯度的距离衰减特征,并基于参数化的衰减特征与不同污染源影响半径,提出“三同心圈层+通道优先带+等效外移”的空间优化策略,实现从距离效应参数到分区准入与减排阈值的可落地应用。

1 研究区概况

柴窝堡湖位于天山北麓柴窝堡盆地(新疆乌鲁木齐市区达坂城区)(图 1),为内陆干旱区典型尾间湖^[24]。流域集水面积约 5 803 km²,湖面高程约 1 070 m。该湖历史上为淡水湖,20 世纪中期湖面面积曾接近 20 km²,最大水深 8~10 m。受干旱气候与人类活动的共同影响,20 世纪末柴窝堡湖快速萎缩,2014 年前后最小水面不足 1 km²^[25-26]。近年来通过休耕限采、生态补水等综合治理,湖面面积显著回升,已恢复至历史峰值的 70%左右(近年稳定在 10~20 km²),但湖泊水量收支仍较为脆弱,年际波动显著。柴窝堡湖流域属于干旱-强蒸发气候,年降水量小于 150 mm,潜在蒸发量大于 2 000 mm。流域显著的少降水、高蒸发水分亏缺特征,导致湖泊补给量偏少、盐分受蒸发强烈控制,溶解性总固体及保守离子易在湖盆低洼区与湖滩带长期积累^[27]。同时,受地质条件的影响,柴窝堡湖水量补给以地下水为主、地表径流为辅。流域地下水总体由西南向东北径流,乌鲁木齐河谷与南山山区的降水与融雪共同补给山前-盆地含水层,继而在柴窝堡湖汇集,形成对湖体的持续盐化补给。地表来水以周边山麓沟溪季节性径流为主,具有丰水期短历时峰值,平、枯水

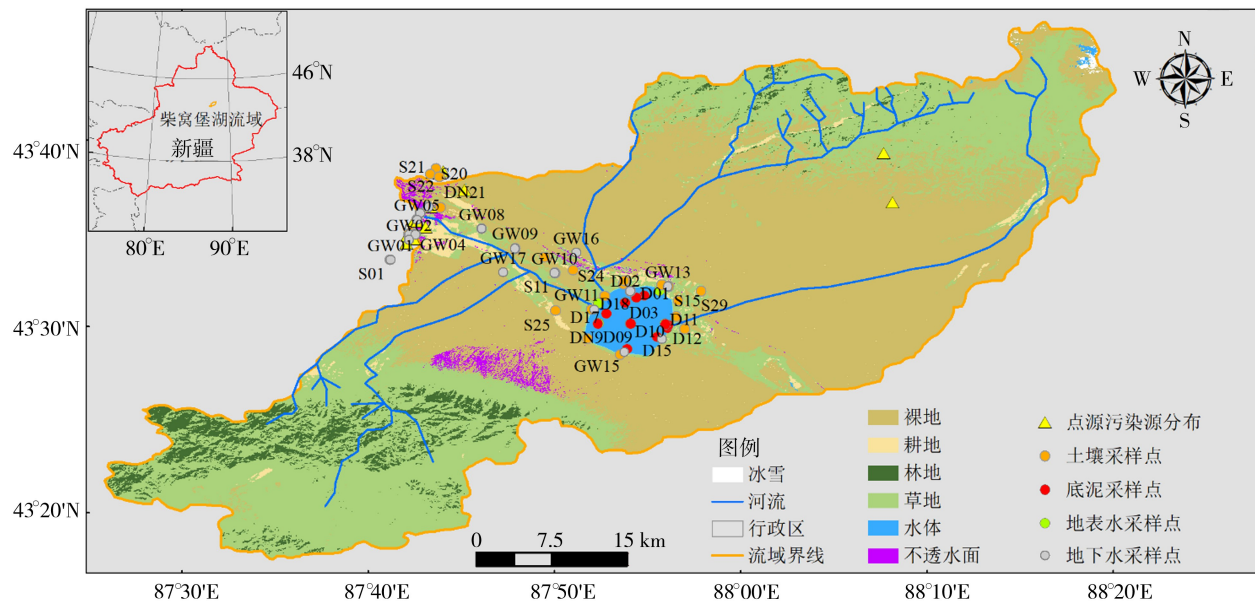


图1 研究区位置、土地利用类型和采样点分布

Fig. 1 Location, land use types and sampling point distribution of study area

期以渗漏回灌为主的特点^[28]。湖体无地表出流,水量主要通过湖面蒸发与侧向地下水排泄消耗。

柴窝堡湖流域土地利用以荒漠与草地为主,人口密度整体偏低,但湖泊近岸带人类活动较为强烈^[29]。湖泊西南侧毗邻乌拉泊工业园区与柴窝堡镇,设有化肥、化工、建材及污水处理等设施;东北和东南侧以农田、牧场为主,并伴有零散居民点。历史上,乌拉泊工业园区工业废水曾排入柴窝堡湖上游的红苇湖,且该区域与柴窝堡湖盆地含水层连通,形成污染物对湖泊的潜在遗留输入风险。因此,流域内呈现点源(工业污水排放)与面源(农业种植、畜牧养殖和生活分散污水排放)并存的污染源汇格局^[30-31]。此外,柴窝堡湖流域盛行的西北风,冬春季强风频发,扬尘与盐尘通过干湿沉降及再悬浮在近地边界层内完成二次搬运,对湖泊近岸盐分与营养盐的再富集具有显著放大效应^[32]。

2 数据来源与采样

2.1 水环境数据

基于湖泊-陆地-地下水-沉积物一体化数据框架,2023年7—9月在柴窝堡湖流域开展系统采样与分析。其中,①湖区(D01~03、D09~10、D11、D15)及入湖地表径流(D12、D17~19)共布设11个采样点,水样均在水面下0.5 m处采集(水深不足1 m时取0.5 m水深),监测指标32项,覆盖营养盐、有机污染物盐分电化学参数等;②地下水采样点17个,检测指标41项,包括盐分、有机污染物、营养盐和微生物等,采样点覆盖流域上游、达坂城城区与乌拉泊工业园区周边等关键区域;③土壤共布设30个

采样点,具体为背景对照点(S01)、建设用地10处(S02~S08、S20~S22)、迁移途径点(S09~S11)、湖泊周边点(S12~S19)及周边休耕区(S23~S30),检测指标包含盐分、营养盐、石油烃等共计58项,采样深度遵循HJ/T 166—2004《土壤环境监测技术规范》,表层样为0~0.5 m,柱状样按分层布设(深度小于或等于6 m);④底泥采样点11个,涵盖浅水区、芦苇区、湖心等典型微地貌,检测指标19项。所有指标监测均依据报告“实验室检测方法统计表”执行,并通过平行样、加标回收与空白样控制检测精度与准确度^[33]。

2.2 其他数据

本文所用数据还包括水环境、水系分布、引水工程、污染源空间分布、DEM、气象及土地利用类型等。水环境数据为2023年野外采样获取,涵盖柴窝堡湖流域地表水、地下水、土壤及底泥水分各项指标;2023年柴窝堡湖水系分布数据、2019—2023年柴窝堡湖上游地下水开采量与湖区引水量数据、2023年工业、农业及生活污染源空间分布数据,均由乌鲁木齐柴窝堡湖国家湿地公园管理处提供;DEM数据是由NASA和日本地球观测卫星联合提供的2019年全球30 m分辨率数据;2023年气象数据,包括气温、气压、降水、湿度、平均风速、日照时数等,来源于中国气象数据服务中心;土地利用类型数据(耕地、林地、草地、水体、不透水面、裸地和冰雪)来自2020年的卫星影像,采用中国科学院航空航天信息研究所提供的公开数据集,分辨率为30 m。

2.3 监测标准

为支撑基于污染源距离的效应识别与对比,将水环境检测指标划分为4类:①盐分类,主要包括溶

解性总固体 (TDS)、氯离子 (Cl^-)、硫酸根离子 (SO_4^{2-}) 和氟离子 (F^-); ②富营养化类, 包括总氮 (TN)、总磷 (TP)、氨氮 (以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 计)、硝酸盐 (以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 计)、高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 和五日生化需氧量 (BOD_5) 等; ③重金属类, 包括汞 (Hg)、锰 (Mn)、砷 (As)、硒 (Se)、六价铬 (Cr^{6+})、铅 (Pb)、镉 (Cd)、铜 (Cu)、锌 (Zn)、镍 (Ni) 等 (具体指标依据介质类型有所取舍); ④微生物类, 主要包括菌落总数、(粪) 总大肠菌群等。不同介质的检测标准均参照相应国家标准执行: 地表水依据 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水标准; 地下水依据 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》Ⅲ类水标准; 建设用地土壤依据 GB 36600—2018《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》第二类用地筛选值; 农业用地、湖滨带土壤与底泥中重金属的比对参照 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》。

3 研究方法

3.1 水质与多介质污染指标

a. 标准化超标比 (P_i)。采用单因子污染指数法与综合污染指数法^[34]评价柴窝堡湖水质与多介质 (地表水、地下水、土壤、底泥) 污染状况。单因子污染指数法是将每一项污染物的实测浓度与对应环境质量标准值直接对比, 判断该指标是否超标及污染程度的方法。若 $P_i \leq 1$, 表明该指标满足环境质量要求; 若 $P_i > 1$, 则表明该指标超标, 存在污染风险。综合污染指数 (P_c) 是在单因子污染指数的基础上, 对多项污染物指标采用平均以降低极端值影响。

b. 相对富集指数 (I)。 I 为污染物实测浓度与同介质环境背景值的比值, 衡量盐分与养分相对背景的富集程度。本文以 S01 (土壤) 与 DN10 (底泥) 为参比, 用于多介质对比与湖滨富集识别。

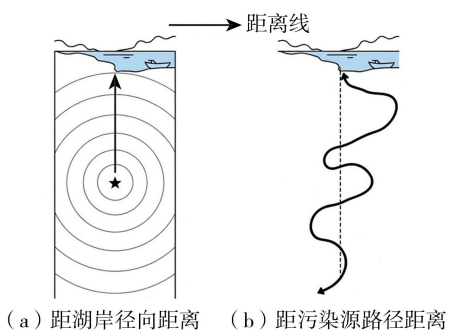
3.2 空间分析与距离衰减效应

3.2.1 热点识别

将数值赋予空间变量, 并通过累积方式形成聚集点。基于普通克里金插值法获取各单一要素或综合指标的空间分布, 采用交叉验证最优准则选择半方差函数 (高斯) 模型; 结合全局与局部莫兰指数开展空间自相关分析与热点集聚识别^[4]。

3.2.2 距离计算

a. 距湖岸径向距离指采样点到湖岸线的最短直线距离 (图 2(a)), 用于表征从湖岸线由近及远的湖周空间梯度。该计算采用直线距离表征采样点与湖岸的空间关系, 不考虑地形起伏或地表径流路径等因素。



(a) 距湖岸径向距离 (b) 距污染源路径距离

图 2 径向距离和路径距离示意图

Fig. 2 Schematic diagrams of radial distance and path distance

b. 距污染源路径距离 (图 2(b)), 即基于 DEM 与水系数据, 结合地形起伏及水流路径, 确定从采样点至污染源沿水文、地表径流和地下水流的距离, 综合考虑水系流向、地形坡度等因素, 用于估计不同污染源的影响半径与衰减速率^[35]。

两种距离的具体计算步骤为: ①获取 DEM 数据, 通过 DEM 数据提取地形起伏特征, 构建栅格数据, 识别水流路径; ②获取污染源坐标数据, 使用工业废水、湖岸和生活污水等污染源的坐标作为路径分析起点; ③计算距湖岸径向距离, 在 ArcGIS 中利用路径分析工具, 结合 DEM、土地利用及水系数据, 计算采样点到污染源的最短路径; ④计算距污染源路径距离, 最终输出的路径距离为考虑水流路径、地下水流动和地表径流等因素的最短距离。

3.2.3 指数衰减拟合

采用指数衰减模型定量描述污染物浓度随迁移距离的变化规律, 线性模型仅作为近场敏感性对照。以交叉验证优选模型, 基于拟合参数计算半衰距离 ($d_{1/2}$), 并给出 95% 置信区间。

3.3 污染负荷与源贡献估算

基于区域人口 (17871 人)、耕地面积 (2633.72 km^2) 及畜禽存栏量, 结合生活污水、畜禽养殖和农业种植的相应产污系数, 估算各污染负荷的年产生量; 工业点源污染负荷则依据企业资料与行业产排系数进行估算^[36]。鉴于污染物产生量与实际入湖量存在差异, 采用污染物递送率估算入湖负荷, 并据此计算不同污染源的污染贡献度^[37]:

$$R_d = e^{-kd} \quad (1)$$

式中: R_d 为距离 d 的污染物递送率; k 为衰减系数。

4 结果与讨论

4.1 湖泊水质与多介质污染现状与分布特征

4.1.1 湖泊水质

对照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水标准, 柴窝堡湖以盐化胁迫为主要特征, 局部

叠加有机污染与富营养化风险。水化学特征显示, 水体 pH 介于 7.6~8.9 的弱碱性区间; 多数采样点 DO 质量浓度为 8~10 mg/L, 整体溶解氧条件良好, 但 D03 点位 DO 质量浓度低至 2.49 mg/L, 存在阶段性缺氧风险。

a. 盐分类。 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 F^- 整体超标率为 51.5%。 Cl^- 在 D02、D09、D10、D11、D15 点位超标, D15 最大超标达 19.3 倍; SO_4^{2-} 在 D02、D09、D10、D11、D12、D15、D17 点位超标, D15 最大超标达 52.4 倍; F^- 超标点位占比为 45%, D10 超标倍数最高 (2.89 倍), 表明湖区整体处于显著盐化胁迫, 且高值区集中于湖心、西岸及深水区等相对滞留区或补给叠加区域。

b. 富营养化类。 TP、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 整体超标率为 24.7%。TN 质量浓度超标点位占 73% (最高 4.30 mg/L), TP 质量浓度超标点位占 55% (最高 0.22 mg/L); COD_{Mn} 主要在 D09、D10 点位超标 (分别约为标准值的 8.2 倍和 9.0 倍), BOD_5 在 D15、D09、D10 点位超标, D10 点位超标最高, 达 12.6 倍。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 未见超

标, 指示水体中氮素以有机氮或凯氏氮为主要形态。

c. 重金属类。 As 在 D11、D15 点位分别超标 1.2 倍和 2.06 倍; Fe 在 D01、D03、D09、D10 点位超标, D10 最大超标达 12 倍; Mn 在 DBS3 点位超标 3.22 倍。重金属超标点位集中分布于上游工业区及沟道输移路径, 具有明显的空间指向性。

图 3 为柴窝堡湖各类污染物指标超标倍数。可见, 柴窝堡湖水环境呈现高盐离子为主导、局地有机负荷与营养盐叠加的复合型污染格局, 高值区主要集中在 DBS9、DBS10 点位所在的湖心、西岸及深水区^[38-39]。针对湖区水质问题, 应重点解析蒸发浓缩、盐-水相互作用及外源输入的贡献关系, 并将低 DO 含量区与高有机负荷区划为重点预警管控范围。

4.1.2 其他介质

为刻画多介质环境的整体差异, 以土壤采样点 S01 和底泥采样点 DN10 为参照, 采用相对富集指数统计分析污染物富集特征。

图 4 为分介质各类污染物相对富集指数箱线图 (虚线表示与背景参照值相等)。可见, 土壤介质中, 盐分类与富营养化类 I 的中位数均大于 1, 且上

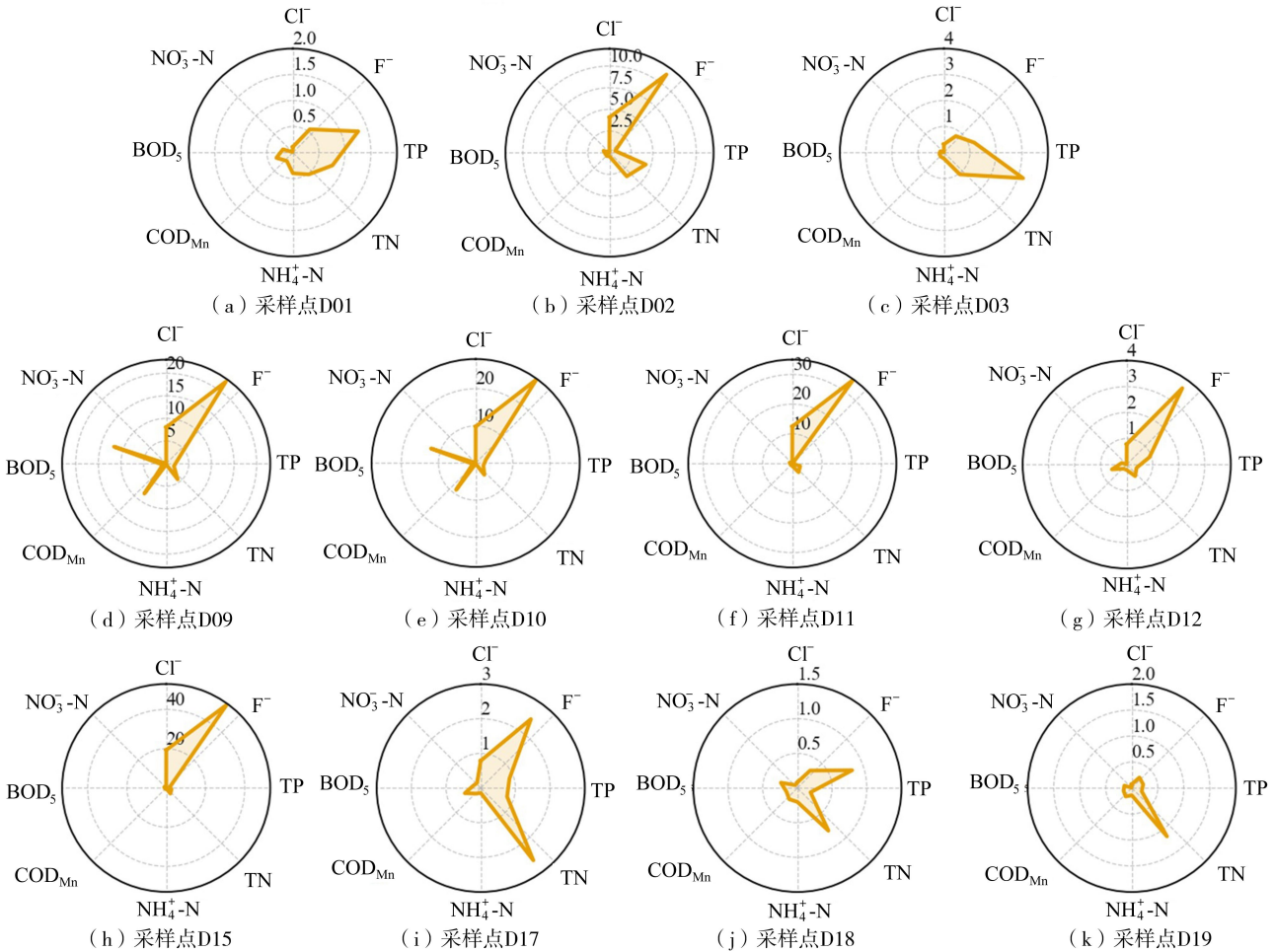


图 3 柴窝堡湖不同采样点各类污染物指标超标倍数

Fig. 3 Over-standard multiples of various pollutant indicators at different sampling sites in Chaiwopu Lake

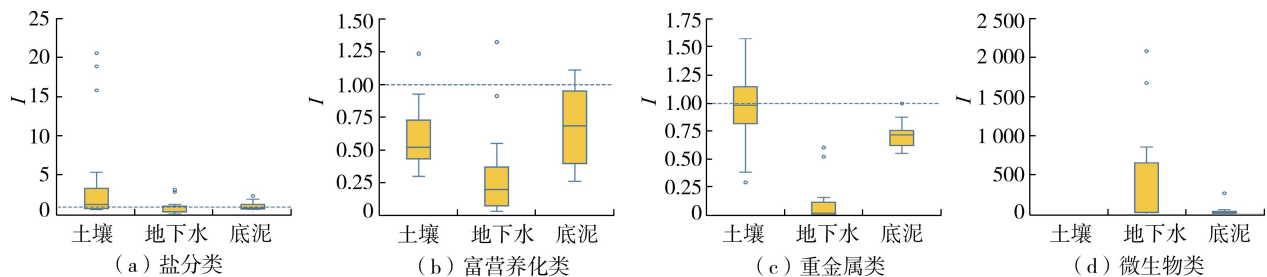


图4 分介质各类污染物相对富集指数箱线图

Fig. 4 Boxplots of relative enrichment indices for various pollutants in different media

四分位延伸明显,表明湖滨带-灌排区土壤受盐分累积与农业面源(以 TN 、 TP 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主)的共同影响;重金属组总体接近或略高于背景值,仅个别采样点受 Ni 、 As 、 Cu 、 Zn 影响形成“上须”长尾分布,未形成连续的系统性高值区,以局部异常为主要特征。

地下水介质中,盐分类 I 中位数显著高于富营养化类与重金属类,反映干旱-半干旱地区地下水化学特征主要受 TDS 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 F^- 、硬度、 Na^+ 等控制;部分地下水监测井(GW05、GW06、GW08)箱线外高值显著,提示存在局地强盐化补给或灌溉回渗区段。微生物类 I 离散度最大,总大肠菌群、菌落总数出现极端值,与生活污水或农业灌溉退水的局地渗漏相吻合^[40]。

底泥介质中,湖滨带(DN9、DN17等)盐分类与富营养化类 I 呈明显富集特征(中位数大于1),与蒸发浓缩、沿岸带补给因素等相吻合;重金属类整体分布集中,仅 Hg 、 As 、 Ni 在个别采样点相对富集,反映了沉积-再悬浮过程中的局部富集效应;底泥浸出液中粪大肠菌群呈双峰分布,入湖沟口与湖滨滩涂区存在间歇性外源输入。底泥作为湖滨区重要的污染物蓄积库,对湖体内源污染释放具有潜在且持续的影响^[41]。

4.2 污染物的空间分布与距离衰减

4.2.1 污染物空间分布特征

基于普通克里金插值法与局部空间自相关分析的热点识别结果(图5),盐分高值区沿湖周与深水区呈环湖带状-湖心区复合分布格局,湖心与西岸邻近水域高值叠加明显;富营养化因子在东北侧与西侧入湖带形成高值斑块,其空间分布与农业面源及沟渠污染物输入路径高度吻合;重金属在东南部工业区的下风侧及下渗方向近岸带出现异常;微生物热点区域集中在沟口与湖滨滩涂带,呈现间歇性外源输入的特征。总体而言,盐分与营养盐在湖滨区及入湖通道处形态相近,而重金属与微生物的分布受特定污染源与径流路径的控制更为显著,体现了因子-路径-地貌的空间同位性特征^[42]。

4.2.2 不同介质污染物距湖岸径向距离衰减特征

如图6所示,近岸区域(0~3 km)为污染物高值富集带,随着距湖岸径向距离的增加,污染物浓度向外呈单调或分段式衰减,且不同污染因子衰减速率差异显著。

a. 在地下水介质中,盐分(Cl^- 、 SO_4^{2-})衰减最缓, $d_{1/2}$ 为10.34 km,表明其在含水介质中有效影响半径较大;富营养化指标($\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 COD_{Mn})衰减明显, $d_{1/2}$ 为5.56 km;微生物衰减最快, $d_{1/2}$ 为3.31 km;As等重金属的衰减受地质背景与局地污染源共同影响,呈缓变或台阶式降低。

b. 在土壤介质中, Cl^- 随着距湖岸径向距离总体呈下降趋势,但在2~5 km出现次级峰值,这是风沙搬运和地下水蒸发抬升作用的结果;TN在近岸区域质量浓度较高,向外围快速衰减,与农业灌溉及退水在近岸区的强烈贡献有关;As在东南工业带方向的土壤样带值相对较高。

c. 在底泥介质中, Cl^- 与TP在近岸区(0~3 km)高值特征显著,TP的 $d_{1/2}$ 为5.6 km;重金属在东南岸衰减较慢,反映了沉积-再悬浮过程的长记忆效应。

因此,在距离湖岸的空间梯度下,地下水对盐分具有较强的远程维持能力,土壤与底泥中营养盐与微生物表现为“近岸累积、中程衰减”特征,风沙搬运与沉积过程对盐分及重金属的“远程维持、局地异常”具有放大效应。

在干旱地区,地下水通常在水体中具有较强的持久性作用,尤其在在高盐环境下,盐分能够在地下水中长期滞留,并缓慢扩散至湖泊^[24]。地下水流动性较差,且流速较慢,导致盐分的衰减速率显著低于其他类别。同时,区域蒸发量远大于降水量,湖水表面的盐分会因蒸发作用而逐渐浓缩,尤其在湖心和深水区,盐分的质量浓度长期保持在较高水平,进一步减缓了盐分的衰减速度^[43-45]。微生物群落在水质(如有机负荷和营养盐质量浓度)与水文(如水流、温度、DO质量浓度等)变化条件下,其增殖与衰减速率均较为敏感。特别是在富营养化环境中,微生物群体的生长和死亡速率显著加快。在湖泊的浅水

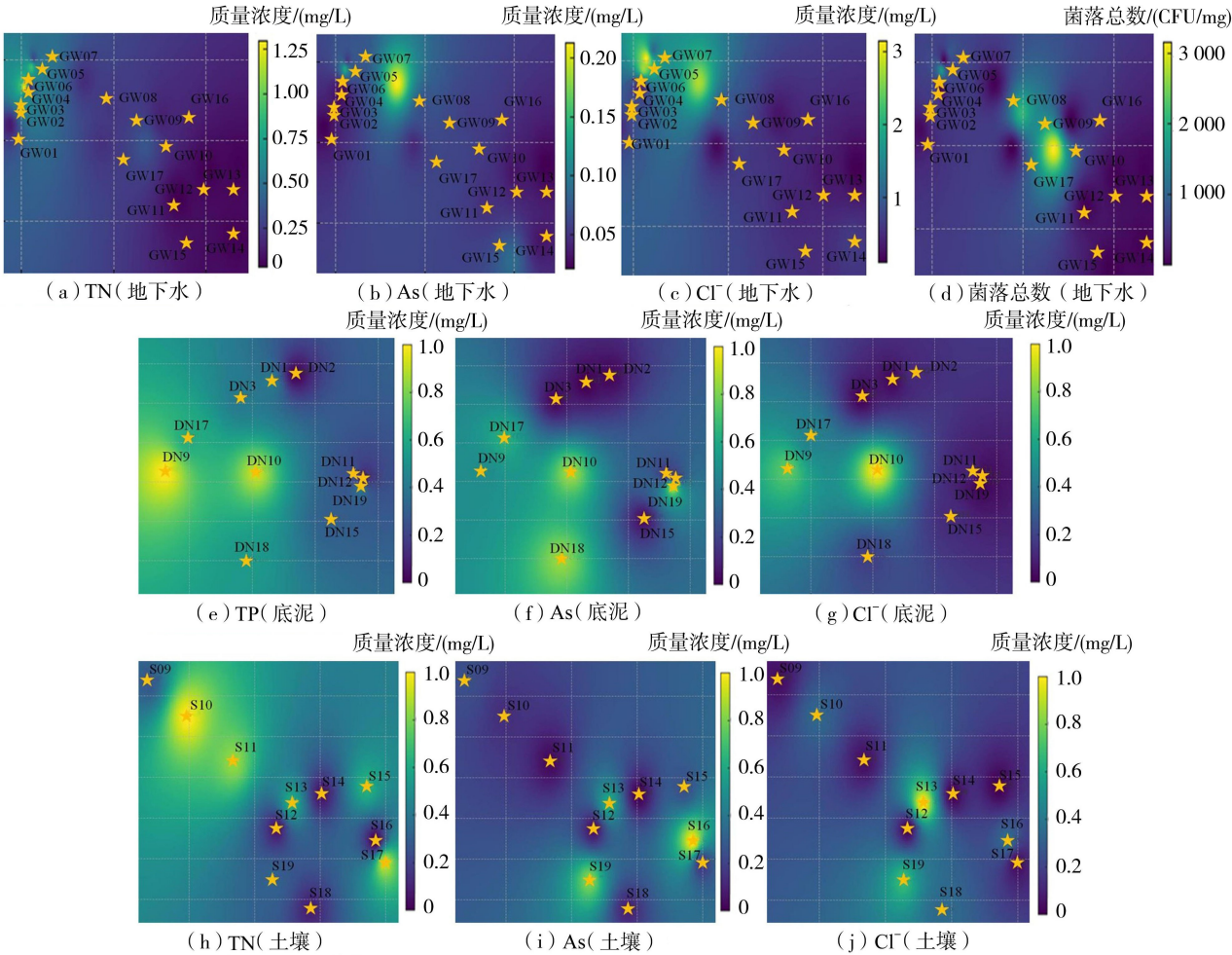


图 5 分介质污染物浓度空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of pollutant concentrations by medium

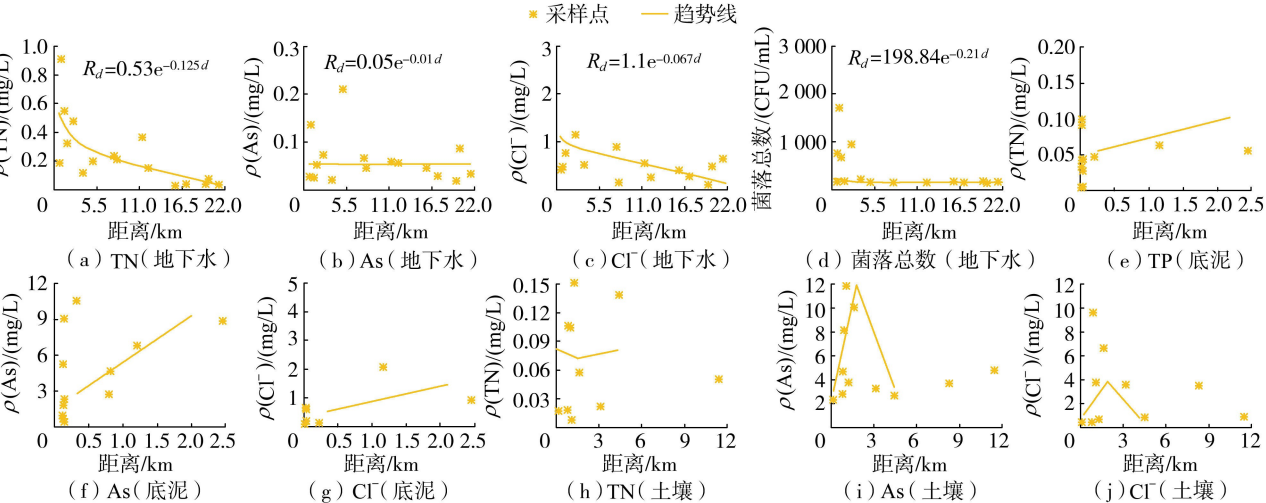


图 6 分介质污染物浓度随距离梯度衰减趋势

Fig. 6 Attenuation trends of pollutant concentrations by medium with distance gradient

区,DO 质量浓度较低,微生物的代谢活动受到抑制,导致其衰减速率较快。与盐分类似,重金属的衰减同样受到地下水流动性较差的影响。在缺乏有效交换和迁移的情况下,重金属离子在水体中迁移速度较慢,衰减速率较低^[46]。

4.2.3 分介质污染物距污染源路径距离衰减特征

a. 工业污染源(化肥、化工、建材等)对盐分与硝酸盐呈中、远程影响,典型 $d_{1/2}$ 为 8~10 km;重金属沿地下水廊道与沟道发生通道化迁移,衰减较慢,易在近岸沉积形成局地异常(图 7)。

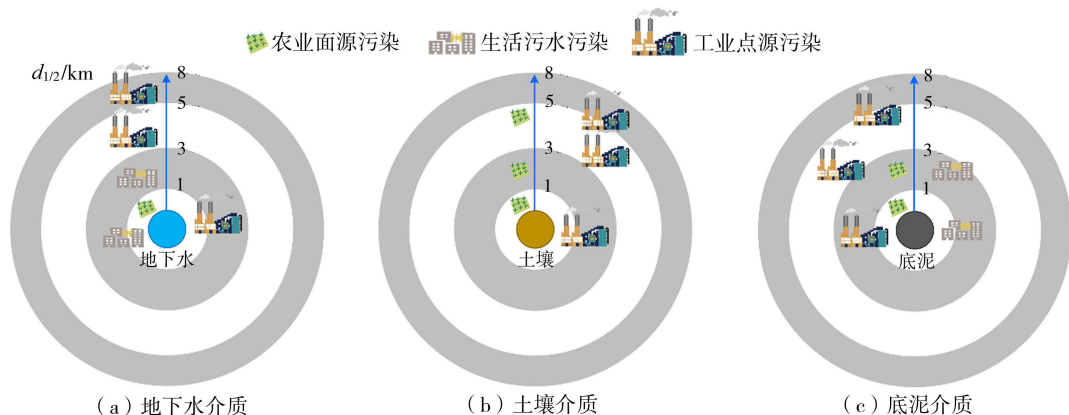


图 7 不同污染源污染物浓度距离梯度和衰减趋势

Fig. 7 Distance gradients and attenuation trends of pollutant concentrations from different pollution sources

b. 农业污染源对 TN、TP 的近-中程贡献最大, $d_{1/2}$ 为 2~6 km, 在沟口及近岸底泥形成 TP 高值区; 干旱区强蒸发与农灌退水叠加造成水体含盐度升高, 促进近岸营养盐富集。

c. 生活污染源对地下水及近岸底泥的影响半径相对有限, $d_{1/2}$ 多位于 3~5 km 以内, 但对 COD_{Mn} 、 BOD_5 、微生物等具有较强烈的近场作用, 可有效降低局部 DO 含量。

结果表明, 源-路径-介质具有明显的组配特征。工业污染源通过盐分、重金属形成中-远程背景, 农业污染源与生活污染源通过营养盐、有机物、微生物造成近-中程累积; 地下水廊道与地表沟道分别对污染物衰减速率起快、慢通道作用。工业污染源排放的盐类与部分重金属离子具有较强的持续性与稳定性^[47], 工业废水中的盐类与重金属, 因其较高的质量浓度和化学稳定性, 在水体中滞留时间长、衰减速度缓慢^[46], 典型 $d_{1/2}$ 达 8~10 km。农业与生活污染源排放的营养盐、有机物、微生物等在水体中通常表现出较为快速的衰减, 入湖后易在近岸至中程区域累积, 对水质产生较大影响^[18], 典型 $d_{1/2}$ 分别为 2~6 km 和 3~5 km。

4.3 空间优化布局建议

综合考虑距湖岸径向距离与距污染物路径距离的衰减参数, 其中盐分的 $d_{1/2}$ 为 10.34 km, 营养盐为 5.56 km, 底泥 TP 近岸处含量明显小于远岸处, 重金属类的衰减速率比富营养化类、盐分类和微生物类要慢, 因此提出“三同心圆+通道优先带+等效外移”的空间优化方法^[48] (图 8)。

4.3.1 三同心圆 (距湖岸径向)

a. 第一圈层 (0~<3 km) 近岸绝对保护区。严禁新建高污染企业, 严控新增污染负荷; 对现有污染源开展严格环境评估, 逐步引导其退出; 湿地缓冲区和生态修复以湿地缓冲、近岸清淤与原位稳定化为

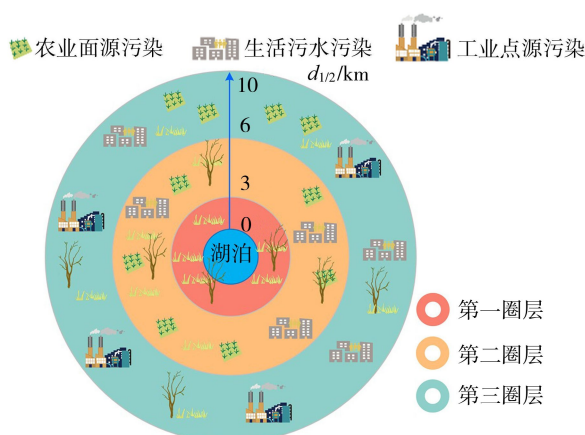


图 8 基于湖岸径向距离的圈层分级示意图

Fig. 8 Schematic diagram of zonal classification based on radial distance from lake shore

核心措施, 强化近岸带污染物净削减功能; 由地方政府及生态环境部门为责任主体, 负责监督和执行, 污染源单位需按规定完成整改。

b. 第二圈层 (3~<6 km) 严格控制缓冲区。重点防控农业面源与生活污水污染, 推行精准施肥、农田控灌、粪污资源化利用及沟口生态拦截等措施, 削减污染物排放; 新建项目执行距离-递送率双重管控, 满足更高的排放标准; 加强 TN、TP 及有机污染物监测, 保障水环境安全; 以农业和水利部门为责任主体, 相关企业强化排污管控。

c. 第三圈层 (6~10 km) 有条件准入区。工业污染源推行园区化+深度治污+方向性选址模式, 减少面向湖区的污染物排放; 强化盐分与重金属监控, 确保工业污染源环境影响可控; 由工业园区管理机构与生态环境部门共同组织实施。

4.3.2 通道优先带

在主要入湖沟道及地下水主补给廊道两侧设立 0.5~1 km 的强控带。通过设置湿地拦截、渗滤与缓释系统, 切断“快通道”污染物的输移路径。由水利与生态环境部门联合管理, 开展湿地恢复及渗滤设

施建设。

4.3.3 等效外移与定量减排

基于衰减模型,计算外移距离-递送削减定量关系。例如,实现 50% 负荷削减所需外移距离,营养盐为 5.6 km,盐分为 10.3 km。定期监测污染物的外移效果,确保各区域污染负荷达标减排。由项目开发单位、地方政府和生态环境部门共同配合,进行项目审批和减排目标的落实。

4.3.4 考核与年度校准

采取模型入湖递送负荷与湖区标准化超标比监测双轨考核;运用沟口通量、同位素、地下水示踪等方法,对湖泊主要污染物及污染源类别权重进行年度校正,明确贡献度不确定性区间,实现参数化管控-监测反演-滚动修正的闭环运行;衔接可观测的半衰距离、可计算的递送率与可执行的圈层与外移阈值,兼顾近岸-湖区调控与近远水体关联空间管控指标的衔接,既要界定近岸带-湖区可参照的柔性缓冲边界带,也要考量盐分与重金属的远距离维持和通道性风险;同时,结合《中华人民共和国水污染防治法》《中华人民共和国环境保护法》,以及地方环保政策,通过制定相应的地方性实施细则,实现与现有环保政策的无缝对接。

5 结 论

- a. 柴窝堡湖水水质总体特征。以高盐离子为主要特征,局部区域存在有机负荷与富营养化叠加现象。 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 F^- 为主要胁迫因子,多断面 TN 和 TP 质量浓度超标,个别采样点 COD_{Mn} 、 BOD_5 质量浓度显著升高,As、Fe、Mn 等重金属存在局部异常。
- b. 多介质污染特征。湖岸带及灌排区土壤盐分与养分富集,地下水受溶解性盐类的强烈控制,部分监测井出现强盐化和微生物高值;近岸底泥营养盐富集明显,并形成重金属蓄积库,存在内源释放的风险。
- c. 污染物衰减规律。距湖岸径向距离衰减方面,盐分衰减最慢(地下水 $d_{1/2}$ 约 10.34 km),营养盐居中($d_{1/2}$ 约 5.56 km),微生物最快($d_{1/2}$ 约 3.31 km)。底泥中 TP 在近岸 0~3 km 显著富集,约 5.6 km 质量浓度快速下降;重金属则受沉积与再悬浮的影响,衰减较慢。
- d. 污染源与受体影响半径。工业源对盐分类与 NO_3^- -N 的 $d_{1/2}$ 为 8~10 km,农业污染源对 TN 和 TP 的 $d_{1/2}$ 为 2~6 km,生活污染源对 COD_{Mn} 、 BOD_5 和微生物的近场影响显著,通常发生在 3~5 km 以内。
- e 治理建议。采用“三同心圈”的空间管控模式:0~<3 km 为绝对保护区,重点治理内源污染,设

参考文献:

[1] Wang Juan, Yang Shengtian, Lou Hezhen, et al. Impact of lake water level decline on river evolution in Ebinur Lake Basin(an ungauged terminal lake basin)[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2021, 104: 102546.

[2] Huang Feng, Ochoa C G, Guo Lidan. Estimating environmental water requirements for terminal lakes under varying meteorological conditions: a case study of the Big Aral Sea, Central Asia[J]. Journal of Hydrology, 2023, 621: 129660.

[3] Li Qi, Qian Rui, Gao Junfeng, et al. Environmental impacts and risks of bridges and tunnels across lakes: an overview [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 319: 115684.

[4] Li Qi, Huang Jiacong, Zhang Jing, et al. A raster-based estimation of watershed phosphorus load and its impacts on surrounding rivers based on process-based modelling[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 339: 117846.

[5] Riboulot V, Ker S, Sultan N, et al. Freshwater lake to salt-water sea causing widespread hydrate dissociation in the Black Sea[J]. Nature Communications, 2018, 9(1) : 117.

[6] 宋敏,肖颖,邹声瑞,等. 环境规划下流域水环境污染转移的协同治理效率测度分析[J]. 水利经济, 2025, 43 (6) : 1-11. (Song Min, Xiao Ying, Zou Shengrui, et al. Measurement and analysis of collaborative governance efficiency of water environmental pollution transfer in river basins under environmental regulation [J]. Journal of Economics of Water Resources, 2025, 43 (6) : 1-11. (in Chinese))

[7] Li Qi, Feng Shuailong, Qi Linyan, et al. Phosphorus loss from lowland polders to connected rivers: load, impacts and reduction strategies [J]. Journal of Cleaner Production, 2025, 525: 146593.

[8] 王宣宣,刘欢,胡鹏,等. 基于水量平衡原理和 Budyko 假设的强人类活动干扰下西辽河流域径流衰减归因分析[J]. 水资源保护, 2024, 40 (6) : 165-172. (Wang Xuanxuan, Liu Huan, Hu Peng, et al. Attribution analysis of runoff attenuation in Xiliao River Basin under significant human interference based on water balance principle and Budyko hypothesis [J]. Water Resources Protection, 2024, 40 (6) : 165-172. (in Chinese))

[9] Dugan H A, Bartlett S L, Burke S M, et al. Salting our freshwater lakes[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2017, 114(17) : 4453-4458.

- [10] Wruttsbangh W A, Miller C, Null S E, et al. Decline of the world's saline lakes [J]. *Nature Geoscience*, 2017, 10 (11): 816-821.
- [11] 陆玲, 聂志萍. 长江经济带水污染、环境规制与高质量发展关系研究[J]. *水利经济*, 2024, 42(1): 28-33. (Lu Ling, Nie Zhiping. Research on the relationship of water pollution, environmental regulation and high-quality economic development in the Yangtze River Economic Belt [J]. *Journal of Economics of Water Resources*, 2024, 42 (1): 28-33. (in Chinese))
- [12] Liang Chao, Yang Bo, Cao Yingchang, et al. Salinization mechanism of lakes and controls on organic matter enrichment: from present to deep-time records [J]. *Earth-Science Reviews*, 2024, 251: 104720.
- [13] 李均力, 胡汝骥, 黄勇, 等. 1964—2014年柴窝堡湖面积的时序变化及驱动因素[J]. *干旱区研究*, 2015, 32 (3): 417-427. (Li Junli, Hu Ruji, Huang Yong, et al. Spatial-temporal characteristics of Chaiwopu Lake area change and its driving factors from 1964 to 2014 [J]. *Arid Zone Research*, 2015, 32 (3): 417-427. (in Chinese))
- [14] 张卫东, 安沙舟, 张勇娟, 等. 柴窝堡湖湿地植物群落结构的变化研究[J]. *新疆农业科学*, 2016, 53(9): 1734-1742. (Zhang Weidong, An Shazhou, Zhang Yongjuan, et al. Researches on the change of Chaiwopu Lake wetland plant community structure [J]. *Xinjiang Agricultural Sciences*, 2016, 53(9): 1734-1742. (in Chinese))
- [15] 孟羽嘉. 新疆乌鲁木齐柴窝堡湖国家湿地公园的湿地保护和恢复[J]. *湿地科学与管理*, 2020, 16(1): 27-30. (Meng Yujia. Protection and restoration of Chaiwopu Lake National Wetland Park in Urumqi, Xinjiang [J]. *Wetland Science & Management*, 2020, 16(1): 27-30. (in Chinese))
- [16] 张瑛. 柴窝堡湖营养状态和限制因子分析及富营养化防治对策[J]. *干旱环境监测*, 2011, 25(3): 160-162. (Zhang Ying. Analysis on trophic status and restriction factors and its countermeasures against eutrophication in Chaiwopu Lake [J]. *Arid Environmental Monitoring*, 2011, 25(3): 160-162. (in Chinese))
- [17] 钱雪林. 柴窝堡湖水环境质量模拟及管理目标研究 [D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2024.
- [18] Liu Xiaodong, Tong Xuneng, Wu Lei, et al. An integrated modelling framework for multiple pollution source identification in surface water [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 347: 119126.
- [19] Wang Jiabiao, Zhao Jianshi, Lei Xiaohui, et al. Release process identification of non-instantaneous point source pollution in rivers via reverse flow and pollution routing [J]. *Environmental Research*, 2022, 213: 113704.
- [20] 陈正侠, 丁一, 毛旭辉, 等. 基于水环境模型和数据库的潮汐河网突发水污染事件溯源[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2017, 57(11): 1170-1178. (Chen Zhengxia, Ding Yi, Mao Xuhui, et al. Source tracing of sudden water pollution events in tidal river networks based on a water environment model and database [J]. *Journal of Tsinghua University (Natural Science Edition)*, 2017, 57 (11): 1170-1178. (in Chinese))
- [21] 吴新敏, 孙建国. 柴窝堡湖富营养化水平评价[J]. *干旱环境监测*, 2004(1): 26-29. (Wu Xinmin, Sun Jianguo. Assessment on water eutrophication level of Chaiwopu Lake [J]. *Arid Environmental Monitoring*, 2004 (1): 26-29. (in Chinese))
- [22] 王雪冬, 刘彦林, 邢健. 柴窝堡湖水质污染与控制[J]. *干旱环境监测*, 2003(4): 225-226. (Wang Xuedong, Liu Yanlin, Xing Jian. Water pollution and control in Chaiwobao Lake [J]. *Arid Environmental Monitoring*, 2003 (4): 225-226. (in Chinese))
- [23] 王喜华, 刘泽军, 王寒梅, 等. 典型干湿交替型湖泊湖水地下水系统氮素迁移转化影响因素及健康风险[J]. *水资源保护*, 2025, 41(5): 296-307. (Wang Xihua, Liu Zejun, Wang Hanmei, et al. Influencing factors of nitrogen migration and transformation and health risks in lake-groundwater system of a typical dry-wet alternating lake [J]. *Water Resources Protection*, 2025, 41(5): 296-307. (in Chinese))
- [24] Li Qi, Long Aihua, Luo Wei, et al. Hydrochemical evolution and salinization dynamics in Lake Chaiwopu Basin (Arid NW China): insights from multi-tracer and geochemical modeling [J]. *Water Research*, 2026, 289: 124742.
- [25] Lyu Zhentao, Li Shengyu, Xu Xinwen, et al. Wind erosion caused by the change of Chaiwopu Lake on the northern foothill of Tianshan Mountain, based on SBAS-InSAR [J]. *Catena*, 2024, 234: 107575.
- [26] 刘晓彦, 毛东雷, 姚卢琛, 等. 基于 SEM 模型的柴窝堡湖面积时空动态演变特征及影响因素分析[J]. *生态环境学报*, 2025, 34(2): 302-310. (Liu Xiaoyan, Mao Donglei, Yao Luchen, et al. Analysis of spatial and temporal dynamic evolution characteristics and influencing factors of Chaiwopu Lake area based on SEM model [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2025, 34(2): 302-310. (in Chinese))
- [27] 李宁, 周仰效, 李文鹏. 乌鲁木齐河流域柴窝堡盆地与河谷区地下水流模拟[J]. *水文地质工程地质*, 2009, 36 (3): 1-7. (Li Ning, Zhou Yangxiao, Li Wenpeng. Modelling of regional groundwater flow of Chaiwopu Basin and river valley in the Urumqi River Catchment [J]. *Journal of Hydrogeology and Engineering Geology*, 2009, 36(3): 1-7. (in Chinese))
- [28] 马龙, 吴敬禄, 吉力力·阿不都外力. 新疆柴窝堡地区沉积物元素地球化学特征及其环境意义[J]. *自然资源学报*, 2013, 28(7): 1221-1231. (Ma Long, Wu Jinglu, Jilili Abuduwalli. Analysis of spatial and temporal dynamic evolution characteristics and influencing factors of Chaiwopu Lake area based on SEM model [J]. *Journal of*

- Natural Resources, 2013, 28(7): 1221-1231. (in Chinese))
- [29] 李志勇, 武红旗, 范燕敏, 等. 柴窝堡湖流域土地利用变化分析[J]. 新疆农业大学学报, 2021, 44(2): 111-116. (Li Zhiyong, Wu Hongqi, Fan Yanmin, et al. Analysis of land use change in Chaiwopu Lake Basin[J]. Journal of Xinjiang Agricultural University, 2021, 44(2): 111-116. (in Chinese))
- [30] 段超礼, 许设科, 孙德生, 等. 新疆化肥厂废水对柴窝堡湖水水质污染的生物学评价[J]. 新疆大学学报(自然科学版), 1987(2): 65-74. (Duan Chaoli, Xu Sheke, Sun Desheng, et al. Biological assessment of the impact of wastewater from the Xinjiang Fertilizer Plant on the water quality of Lake Chaiwopu [J]. Journal of Xinjiang University, 1987(2): 65-74. (in Chinese))
- [31] 宋祉君, 饶文波, 吴志华, 等. 赣抚平原灌渠水体硝酸盐同位素组成与来源识别[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2025, 55(4): 47-55. (Song Zhijun, Rao Wenbo, Wu Zhihua, et al. Nitrate isotope compositions and source identification in irrigation canal water bodies of the Ganfu Plain[J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2025, 55(4): 47-55. (in Chinese))
- [32] 葛拥晓, 吉力力·阿不都外力, 马龙, 等. 西北干旱区柴窝堡湖干涸湖底粉尘潜在扩散特征[J]. 中国环境科学, 2015, 35(6): 1620-1629. (Ge Yongxiao, Jilili Abuduwaili, Ma Long, et al. A preliminary study on the transport pathways of dust originating from playa of Chaiwopu Lake, arid Northwest China [J]. China Environmental Science, 2015, 35(6): 1620-1629. (in Chinese))
- [33] Yan Yani, Zhang Junweng, Wu Na, et al. Co-occurrence of elevated arsenic and fluoride concentrations in Wuliangsu Lake: implications for the genesis of poor-quality groundwater in the (paleo-) Huanghe (Yellow River) Catchment, China [J]. Water Research, 2024, 258: 121767.
- [34] Huang Jiacong, Arhonditsis G B, Zhang Yinjun, et al. The critical role of hydrological distance in shaping nutrient dynamics along the watershed-lake continuum[J]. Earth's Future, 2024, 12(10): 1-14.
- [35] 赵亮, 杨战平. 基于概率分布距离的多响应模型确认度量[J]. 控制与决策, 2015, 30(6): 1014-1020. (Zhao Liang, Yang Zhanping. Validation metric for multi-response models based on probability distribution distance [J]. Control and Decision, 2015, 30(6): 1014-1020. (in Chinese))
- [36] Hua Lingling, Li Wenchao, Zhai Limei, et al. An innovative approach to identifying agricultural pollution sources and loads by using nutrient export coefficients in watershed modeling[J]. Journal of Hydrology, 2019, 571: 322-331.
- [37] Garcia A M, Alexander R B, Arnold J G, et al. Regional effects of agricultural conservation practices on nutrient transport in the Upper Mississippi River Basin [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(13): 6991-7000.
- [38] Jiang Xingyu, Liu Changqing, Hu Yang, et al. Climate-induced salinization may lead to increased lake nitrogen retention[J]. Water Research, 2023, 228: 119354.
- [39] 王喜华, 贾顺卿, 胥毅军, 等. 流域尺度氮滞留研究现状、趋势及展望[J]. 水资源保护, 2025, 41(6): 1-11. (Wang Xihua, Jia Shunqing, Xu Yijun, et al. Current status, trends, and prospects in watershed-scale nitrogen retention research[J]. Water Resources Protection, 2025, 41(6): 1-11. (in Chinese))
- [40] Allaire M, Wu Haowei, Lall U. National trends in drinking water quality violations [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018, 115(9): 2078-2083.
- [41] Zhang Qimou, Huang Jiacong, Ji Yulai, et al. How sediment dredging alters phosphorus dynamics in a lowland rural river? [J]. Journal of Environmental Sciences, 2025, 147: 189-199.
- [42] Zhang Jing, Huang Jiacong, Ji Yulai, et al. Altering water flow pathway to enhance nutrient retention in lowland areas[J]. Water Research, 2025, 287: 124429.
- [43] Cartwright I, Weaver T R, Cendon D I, et al. Constraining groundwater flow, residence times, inter-aquifer mixing, and aquifer properties using environmental isotopes in the Southeast Murray Basin, Australia [J]. Applied Geochemistry, 2012, 27(9): 1698-1709.
- [44] Yang Jian, Ma Lian, Jiang Hongchen, et al. Salinity shapes microbial diversity and community structure in surface sediments of the Qinghai-Tibetan Lakes [J]. Scientific Reports, 2016, 6(1): 1-6.
- [45] 衣鹏, 李文超, 万程炜. 河套灌区地表水与地下水转化及水盐运移规律[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2025, 53(5): 26-33. (Yi Peng, Li Wenchao, Wan Chengwei. Transformation of surface water and groundwater and migration of water and salt in the Hetao Irrigation Area [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2025, 53(5): 26-33. (in Chinese))
- [46] Arriberea M A, Guevara S R, Sanchez R S, et al. Heavy metals in the vicinity of a chlor-alkali factory in the upper Negro River ecosystem, Northern Patagonia, Argentina [J]. Science of the Total Environment, 2003, 301: 187-203.
- [47] Zheng Wenbo, Wang Shiqin, Sun Heping, et al. Rainfall driven nitrate transport in runoff of hilly area by combining time-series monitoring of hydrochemistry and stable isotopes[J]. Journal of Hydrology, 2025, 654: 132830.
- [48] 李郭. 柴窝堡湖流域生态修复优先区识别研究[D]. 阿拉尔: 塔里木大学, 2024.

(收稿日期: 2025-11-09 编辑: 胡新宇)