第 72 卷 第 5 期
2026 年 10 月

武汉大学学报(理学版)
J. Wuhan Univ. (Nat. Sci. Ed.)

Vol. 72 No. 5
Oct. 2026, 719~728

DOI: 10.14188/j.1671-8836.2026.0069

香溪河库湾水体草甘膦及其代谢物的时空分布特征与生态风险评价

白晓轩[1,2], 李张丽[1,2], 刘红林[1,2], 黄应平[1,2], 黄　笛[2,3†]

1. 三峡大学 水利与环境学院, 湖北 宜昌 443002;
2. 三峡大学 三峡库区生态环境教育部工程研究中心, 湖北 宜昌 443002;
3. 三峡大学 材料与化工学院, 湖北 宜昌 443002

收稿日期: 2026-04-10
† 通信联系人 E-mail: huangdi@ctgu.edu.cn
基金项目: 湖北省自然科学基金创新发展联合基金(2025AFD570); 国家自然科学基金(22476110, 22136003)
第一作者: 白晓轩, 男, 博士生, 现从事水文水资源勘测与水污染控制研究。E-mail: 1530339362@qq.com

摘　要: 为探讨三峡库区典型支流香溪河库湾除草剂草甘膦(PMG)的污染特征, 于2025年3月至12月对香溪河库湾水体中9个采样点开展4个季节的采样, 测定水体中PMG及其主要代谢物氨甲基膦酸(AMPA)的浓度, 分析其时空分布特征及环境响应机制, 并采用风险商(RQ)评价其生态风险。结果显示, 研究区域水体中, PMG在所有采样点、4个季节均被检出, 质量浓度为0.01~4.54 μg/L; AMPA在春、夏、秋季检出率为100%, 冬季检出率降至66.67%, 质量浓度范围为0~2.78 μg/L。PMG与AMPA表现出明显的时空错位特征, PMG浓度按春、夏、秋、冬季次序递减, 并表现为上游高、下游和交汇处低的空间分布特征; 而AMPA浓度峰值出现在夏季, 空间上表现出交汇处和下游高于上游的反向富集特征。环境响应分析显示, PMG的赋存主要受农业面源输入、降雨径流输送及水体理化条件的共同影响, 而AMPA的生成和累积则受微生物转化过程和库区水动力条件共同调控。生态风险评价结果表明, PMG春、夏季在部分区域达中等风险水平(0.1≤RQ<1), 是该研究区域PMG相关生态风险的主要贡献者; AMPA的生态风险处于可忽略水平(RQ<0.01)。研究结果揭示了三峡库区典型支流中PMG及AMPA的迁移转化规律, 为三峡库区面源污染的精准管控与水环境风险防范提供科学依据。

关　键　词: 三峡库区; 香溪河库湾; 草甘膦(PMG); 氨甲基膦酸(AMPA); 时空分布; 生态风险

中图分类号: X131　　**文献标志码:** A　　**文章编号:** 1671-8836(2026)05-0719-10

Spatiotemporal Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Glyphosate and Its Metabolite in the Water of Xiangxi Bay

BAI Xiaoxuan[1,2], LI Zhangli[1,2], LIU Honglin[1,2], HUANG Yingping[1,2], HUANG Di[2,3†]

1. College of Hydraulic and Environmental Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China;
2. Engineering Research Center of Eco-Environment in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China;
3. College of Materials and Chemical Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China

Abstract: To investigate the contamination characteristics of the herbicide glyphosate (PMG) in a typical tributary bay of the Three Gorges Reservoir Area, a four-season sampling survey was conducted at 9 sites in the Xiangxi Bay from March to December 2025. The concentrations of PMG and its major metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA) were determined. The spatiotemporal distributions and environmental responses of PMG and AMPA were analysed, and their ecological risks were evaluated using the risk quotient (RQ) method. The results showed that PMG was detected at all sampling sites throughout the four seasons with concentrations ranging from 0.01 to 4.54 μg/L. The detection rate of AMPA was 100% in spring, summer, and autumn, but decreased to 66.67%

引用格式: 白晓轩, 李张丽, 刘红林, 等. 香溪河库湾水体草甘膦及其代谢物的时空分布特征与生态风险评价[J]. 武汉大学学报(理学版), 2026, 72(5): 719-728. DOI: 10.14188/j.1671-8836.2026.0069.

BAI Xiaoxuan, LI Zhangli, LIU Honglin, *et al*. Spatiotemporal Distribution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Glyphosate and Its Metabolite in the Water of Xiangxi Bay [J]. *J Wuhan Univ (Nat Sci Ed)*, 2026, 72(5): 719-728. DOI: 10.14188/j.1671-8836.2026.0069(Ch).

in winter, with concentrations ranging from 0 to 2.78 μg/L. PMG and AMPA exhibited distinctly different spatiotemporal patterns. PMG concentrations followed a decreasing seasonal trend from spring to winter and displayed a spatial distribution pattern with higher levels in upstream regions than in downstream and confluence areas. In contrast, AMPA concentrations peaked in summer and exhibited a reverse spatial accumulation pattern, with higher concentrations in the confluence and downstream areas than in upstream regions. Environmental response analysis revealed that the occurrence of PMG was mainly influenced by agricultural non-point source inputs, rainfall-driven runoff transport, and physicochemical conditions of the aquatic environment, while the generation and accumulation of AMPA were highly regulated by microbial transformation processes and reservoir hydrodynamics. Ecological risk assessment indicated that PMG reached a medium risk level ($0.1 \leqslant RQ < 1$) at some sites during spring and summer and was the major contributor to the glyphosate-related ecological risk in the study area, while AMPA posed negligible ecological risk ($RQ < 0.01$). These findings elucidate the migration and transformation patterns of PMG and AMPA in a typical tributary of the Three Gorges Reservoir Area and provide a scientific basis for the targeted management of non-point source pollution and the prevention of aquatic environmental risks in the reservoir area.

Key words: Three Gorges Reservoir; Xiangxi Bay; glyphosate (PMG); aminomethylphosphonic acid (AMPA); spatiotemporal distribution; ecological risk

0 引 言

三峡工程的蓄水运行显著改变了长江上游支流的水文动力学特征[1-2]。香溪河作为距离三峡大坝最近的一级支流,受干流顶托作用影响形成了约30 km的回水区[3-4]。库区高水位运行期间,水体流速骤降,水力滞留时间延长,导致上游输入的营养盐及污染物极易在回水区滞留富集,使其成为水华暴发及外源污染响应的高频敏感区[2,5-6]。此外,香溪河流域沿岸密布柑橘园,农业生产中除草剂的大量施用使得该区域面临严峻的面源污染压力。在独特的水库型水文节律驱动下,污染物的环境行为呈现出高度的复杂性,直接威胁到水库生态安全和水质安全[6]。

草甘膦(glyphosate, PMG)作为目前全球使用量最大的广谱有机磷除草剂,在全球农业活动中被广泛施用[7-8]。PMG具有较强的水溶性,极易随地表径流进入水体,并在微生物作用下转化为主要代谢产物氨甲基膦酸(aminomethylphosphonic acid, AMPA)[9-10]。随着转基因耐PMG作物的推广以及农业集约化水平的提高,PMG在欧洲、美洲多个流域和地下水中被广泛检出,浓度通常为0~476 μg/L;我国长江流域、珠江流域及典型农业流域地表水中也有相关报道,浓度为0~204 μg/L[11-15]。已有研究表明,AMPA在环境中的化学持久性和生物毒性通常高于母体PMG,且两者均具有一定的生物累积性[10,16-17]。近年来的毒理学研究表明,长期暴露于环境浓度的PMG可能对浮游植物、甲壳类、鱼类等水生生物产生慢性毒性效应,进而破坏水生生态系统的结构与功能稳定性[18-20]。

开展水体污染物的生态风险评价是制定精准治理措施的重要依据[21]。目前,国内外普遍采用风险商(risk quotient, RQ)值评价农药对水生生物的潜在威胁[22-25]。然而,我国现行的《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)尚未将其纳入常规监测范畴。同时,相关研究主要集中于消落带、农田土壤和地下水,而对大型水库支流回水区这一特殊水动力环境下PMG及其代谢产物AMPA迁移转化过程的认识仍相对不足,导致该区域有机磷农药生态风险底数不清,难以支撑面源污染的精准防控。鉴于此,本研究以三峡库区典型支流香溪河库湾为研究对象,通过2025年4个季节的野外调查与实验室分析,探明库湾水体中PMG及其代谢产物AMPA的时空分布规律与污染特征,解析水文节律及环境因子对其迁移转化的影响机制,并采用RQ值法对其生态风险水平进行综合评价,以期为三峡库区农业面源污染的精准治理及水生态系统的健康维系提供数据支持。

1 实验部分

1.1 研究区域概况及采样点设置

香溪河(110°25′~111°06′E,30°57′~31°34′N)是三峡水库距离大坝最近的一级支流,蓄水后形成约30 km的典型库湾回水区,流域面积约3 099 km^2,属亚热带季风气候区,年均降水量约1 000 mm,降水集中在5—9月。流域土地利用类型以林地和农业用地为主,其中柑橘等作物广泛分布于沿岸坡地,是区域除草剂使用最为集中的农业生产区。为全面了解香溪河库湾水体中PMG的污染特征,本研究自上游至河口共布设9个采样点(XX01、XX02、XX04~XX10,如表1)。其中,XX01、XX02和XX04

表1　研究区采样点布设

Table 1　Sampling sites of study area

研究区域	采样点	经度	纬度
香溪河上游	XX01	110°46′51.50″E	31°06′35.01″N
	XX02	110°46′39.78″E	31°05′43.17″N
	XX04	110°45′08.79″E	31°02′43.68″N
香溪河下游	XX05	110°45′45.39″E	31°01′05.77″N
	XX06	110°45′43.40″E	31°00′56.80″N
	XX07	110°46′12.03″E	30°59′34.52″N
	XX08	110°45′46.67″E	30°59′25.16″N
香溪河与长江交汇处	XX09	110°46′18.07″E	30°58′02.45″N
	XX10	110°45′50.09″E	30°57′56.91″N

位于香溪河上游，受流域来水影响较大，反映农业面源输入；XX05～XX08位于下游，属典型回水区，反映污染物滞留过程；XX09～XX10位于香溪河与长江交汇处，反映干流顶托作用下污染物的累积效应。

1.2　样品采集与测定方法

于2025年3月（春季）、6月（夏季）、9月（秋季）和12月（冬季）开展4次采样。使用有机玻璃采水器采集水面下0.5 m处的表层水样，储存于棕色玻璃瓶中，4 ℃避光保存，在24 h内运回实验室。现场同步使用便携式多参数水质分析仪测定水温（T）、pH、氧化还原电位（oxidation-reduction potential，ORP）、电导率（electrical conductivity，EC）、浊度（turbidity，Tur）、溶解氧（dissolved oxygen，DO）、溶解性固体总量（total dissolved solids，TDS）等理化指标，并参照HJ 636—2012和GB 11893—89标准方法测定水体中的总氮（TN）和总磷（TP）等营养盐含量。

水样经滤膜（0.45 μm）过滤后，使用柱前衍生-高效液相色谱-荧光检测法（HPLC-FLD）测定PMG及AMPA含量。前处理时加入0.1 mol/L EDTA-Na_2溶液作为掩蔽剂，以消除底泥悬浮带来的Fe、Cu、Mn等金属离子的干扰。水样pH值经硼酸盐缓冲液调节至9.0后，加入0.2 mL 9-芴甲基氯甲酸酯（FMOC-Cl，1 g/L溶于乙腈）衍生化试剂和$Na_2B_4O_7$•$10H_2O$缓冲液（0.12 mL，0.05 mol/L），室温避光振荡4 h，加盐酸（15 μL，6 mol/L）终止反应。色谱分离采用Hypersil GOLD™ C-18色谱柱，流动相为磷酸水溶液与乙腈，梯度洗脱。荧光检测器激发波长为254 nm，发射波长为302 nm。梯度洗脱程序设置为0～5 min 35%～25%乙腈，5～10 min 25%～80%乙腈，10～20 min 80%～35%乙腈。

1.3　质量控制

1）绘制标准曲线。分别称取10.00 mg PMG和AMPA标准品置于1 L容量瓶中，加入超纯水定容并混匀，配制成浓度为10 mg/L的母液。分别移取适量母液，逐级稀释，配制成浓度梯度为0.1、1、10、100 μg/L与1 000 μg/L的PMG和AMPA标准溶液。经HPLC检测后，以浓度为横坐标、峰面积为纵坐标，绘制标准曲线。结果显示，PMG和AMPA在0.1～1 000 μg/L浓度范围内呈现出线性关系，相关系数分别为0.999 8和0.999 2。

2）精密度。为评估该分析方法的精密度，分别对10 μg/L PMG和AMPA标准溶液进行6次连续平行测定。PMG溶液峰面积的标准偏差（Standard Deviation，SD）为2 700.37，相对标准偏差（Relative Standard Deviation，RSD）为2.57%，AMPA溶液的SD为6 270.15，RSD为1.05%，均符合精密度要求，满足环境水样中痕量污染物分析的需求。

3）准确性。为评估样品前处理及分析方法的准确性，开展了加标回收率实验。在4个实际水样中加入不同已知浓度的标准溶液，按照1.2节方法进行前处理，并测定样品中PMG和AMPA的浓度。每个加标水平平行测定3次，计算加标回收率。实际水样加标回收实验显示，PMG和AMPA的平均回收率分别为82.56%～96.15%和80.17%～92.83%，RSD分别为1.89%～5.21%和1.57%～5.72%，满足有机磷污染物分析的质量控制要求。

1.4　风险评价模型

生态风险评价采用RQ法，以样品的实测环境浓度与预测无效应浓度的比值计算RQ值[26]。本研究中PMG和AMPA的预测无效应浓度分别为23 μg/L和790 μg/L[24]。根据Sánchez-Bayo等提出的风险分级标准，将风险划分为4个等级：可忽略（RQ＜0.01）、低风险（0.01≤RQ＜0.1）、中等风险（0.1≤RQ＜1）和高风险（RQ≥1）[27]。为明确PMG和AMPA在复合污染中的贡献，以单一污染物的RQ_i占混合风险的比率计算贡献率。

2　结果与讨论

2.1　PMG与AMPA的时空分布

2025年4个季节的监测结果显示，PMG在所有采样点均被检出，质量浓度为0.01～4.54 μg/L。AMPA在春、夏、秋3个季节的检出率均为100%，在冬季降至66.67%，质量浓度为0～2.78 μg/L。

2.1.1　季节性波动与错位特征

在时间分布上，PMG与AMPA的浓度变化呈现显著的错位特征。PMG的浓度在春季达到1.65

μg/L,中位数为0.97 μg/L,高于其他季节,由大到小次序为:春、夏、秋、冬,见图1(a)。相比之下,AMPA夏季的浓度高达2.05 μg/L,中位数为2.02 μg/L,由大到小次序为:夏、秋、春、冬,见图1(b)。

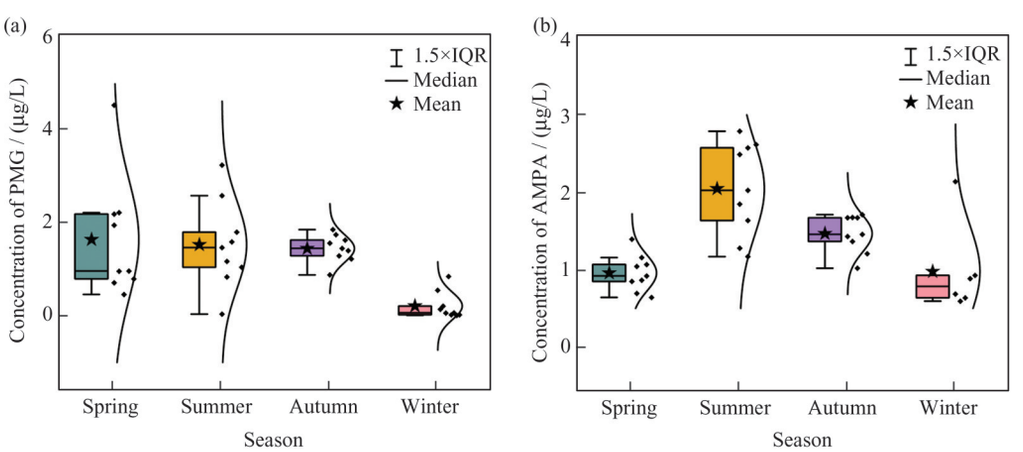
香溪河库湾中PMG与AMPA的时空变化很可能受到农业面源污染季节性输入的影响。春季,柑橘等经济作物进入备耕期,除草剂施用量激增,同时降雨增强地表径流过程,使土壤中残留的PMG更易随径流汇入水体,形成春季PMG浓度峰值[28-29];进入夏季后,外源输入有所减弱,较高温度和较长水体滞留时间加速了PMG向AMPA的降解转化,导致AMPA浓度显著升高[30];秋季,农业活动逐渐减少,污染物输入强度下降,PMG和AMPA浓度同步降低;冬季,受低温抑制微生物活性影响,AMPA生成速率明显减弱[30]。因此,农业施药周期、降雨径流过程以及库湾特殊水动力条件等因素共同构成了PMG及AMPA的源-汇调控机制。

2.1.2 空间分布的异质性与反向富集

在空间尺度上,PMG与AMPA的分布呈现截然相反的梯度特征。由图2可知,PMG浓度的空间分布呈现上游(1.84 μg/L)、下游(0.95 μg/L)、交汇处(0.79 μg/L)依次递减的趋势,而AMPA的空间分布呈现交汇处(1.58 μg/L)、下游(1.28 μg/L)、上游(1.08 μg/L)依次递减的反向富集特征。

该空间分布特征揭示了PMG在流域内的迁移转化规律。上游地区为该流域主要的农业生产区,除草剂的面源输入强度较高;随着水流向中下游迁移,受水体稀释和生物降解等水体自然净化作用,PMG浓度逐渐降低,并不断降解转化为AMPA[24,28];下游及交汇处受长江干流顶托作用影响,水体流速减缓、滞留时间延长,为微生物降解PMG产生AMPA提供了充分的时间[2]。

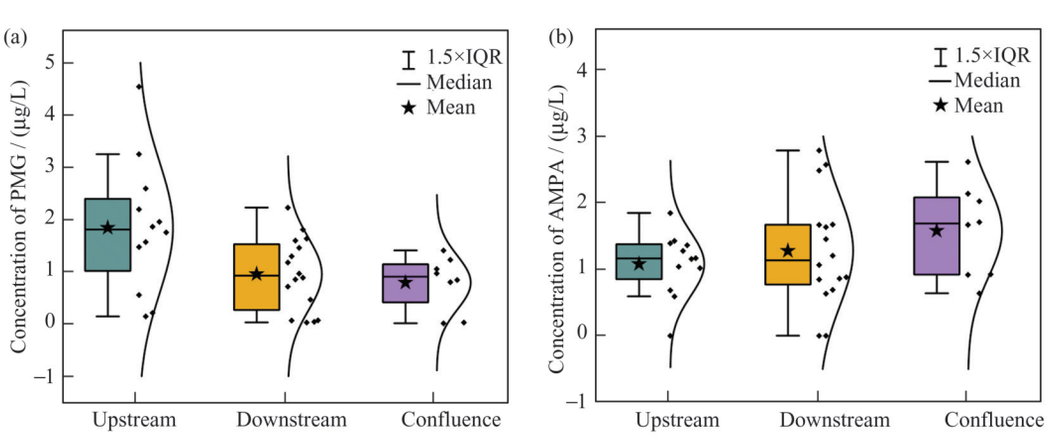
除微生物降解作用外,三峡库区特有的水动力过程也是驱动AMPA空间富集的重要因素。库区



IQR: 四分位距 Median: 中位数 Mean: 平均值

图1 香溪河库湾水体中(a)PMG和(b)AMPA的季节性分布箱线图

Fig. 1 Seasonal variations of (a) PMG and (b) AMPA concentrations in the water of Xiangxi Bay



IQR: 四分位距 Median: 中位数 Mean: 平均值

图2 香溪河库湾水体(a) PMG和(b)AMPA的空间分布箱线图

Fig. 2 Spatial distribution of (a) PMG and (b) AMPA concentrations across sampling sites in the water of Xiangxi Bay

高水位运行期间，长江干流对香溪河形成明显的顶托作用，使交汇区和下游回水段流速减慢，增强污染物滞留和转化过程[31]。同时，回水区悬浮颗粒物浓度较高，PMG及AMPA能够通过吸附与解吸作用在颗粒物与水相之间不断交换，进一步影响其空间分布特征[32-33]。

综上所述，香溪河库湾中PMG和AMPA的浓度分布呈现显著的时空异质性特征，其分布格局一定程度上受到农业施药周期、降雨径流输入、微生物降解转化以及库区特殊水动力条件的共同调控。其中，农业面源输入决定了PMG的初始赋存水平，而微生物降解过程驱动其向AMPA持续转化；长江干流顶托作用及较长的水力滞留时间则进一步促进了AMPA在下游及交汇区的富集。因此，外源输入与库湾内源转化过程的耦合作用共同塑造了PMG及AMPA的时空分布特征。

2.2　污染特征与环境因子的响应机制

2.2.1　环境因子间Pearson分析

基于研究区域环境因子的Pearson相关性分析结果（图3），各环境因子之间展现出复杂的相互作用机制，主要受矿物质溶解、生物代谢活动以及季节性水文变化的综合影响。为进一步解析不同环境因子之间的联系，将环境因子之间的关系分为三个方面讨论。EC、TDS、pH和DO等指标表现出较强相关性，主要反映水体中溶解性物质迁移、矿物质溶解过程对水化学环境的调控；ORP、T等参数与其他指标之间的相关关系揭示了水体氧化还原状态及生物代谢过程受季节变化的影响；TN、TP和浊度等指标表现出相对独立的变化特征，反映其可能受到外源输入和物理扰动过程的控制。上述不同类型环境因子的耦合作用共同决定了香溪河库湾的水环境条件，并可能进一步影响PMG及AMPA在水体中的迁移转化行为。

1）水体基础水化学参数之间的高度相关性反映了矿物质溶解过程和水体碳酸盐缓冲体系对水环境化学特征的共同调控。水体导电能力由溶解性无机盐离子浓度决定，因此，EC与TDS之间的相关系数为0.99，一定程度上反映无机盐浓度与水体导电能力的相关性。同时，pH与TDS、EC以及DO均表现出显著的正相关性，这表明水体中可能富含碳酸盐等碱性矿物质，其溶解不仅增加了水中的无机盐离子总量，还增强了水体的缓冲容量，导致pH升高[34-35]。此外，水生态系统中生产者的光合作用在释放氧气、增大DO的同时，消耗了水体CO_2，使水体偏向弱碱性。

2）氧化还原状态相关指标之间的相关性反映了水体物理化学条件与微生物代谢过程之间的耦合作用，其中水温T和pH变化是影响溶解氧状态及氧化还原环境的重要因素。ORP与T、pH值均呈现显著的负相关，相关系数（r）分别为−0.56和−0.54。pH升高改变了水体酸碱平衡及氧化还原体系分布，可能导致ORP降低；而T的升高不仅降低了氧气的饱和溶解度，还加速了微生物酶促分解有机物的耗氧代谢过程，进一步促使水体向还原性环境转变[36-37]。T与EC、TDS之间存在中度负相关，很可能反映了季节性的水文稀释效应，即在夏

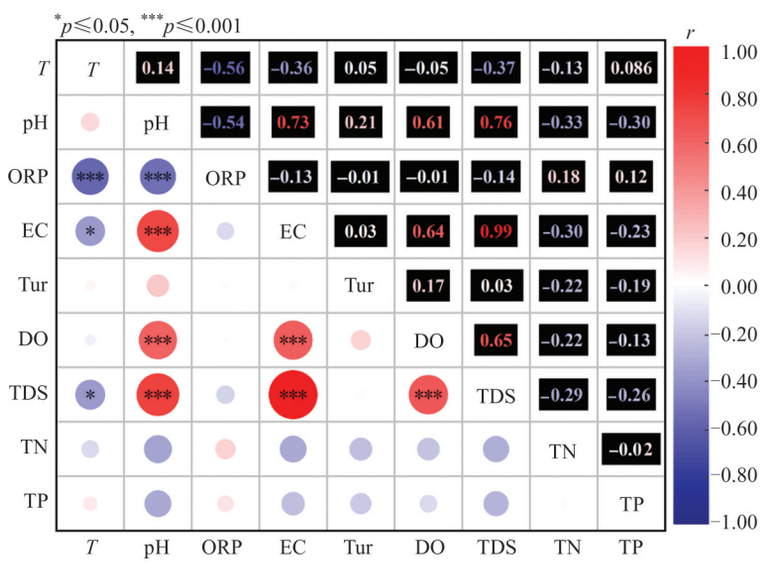


图3　香溪河库湾水体中各环境因子的Pearson相关性热图

Fig. 3　Pearson correlation heatmap between various environmental factors in the water of Xiangxi Bay

季汛期,丰沛的降水和地表径流大量汇入,有效稀释了水体中的离子浓度。

3)营养盐及悬浮颗粒物相关指标表现出的弱相关性表明,其环境来源和控制过程具有较强独立性,可能受到流域外源输入和水动力扰动过程的影响。TN、TP与其他理化因子的相关性普遍极弱,暗示该水体的营养盐来源较为复杂,氮、磷可能分别受控于农业面源流失、生活污水点源排放或底泥释放等不同途径,并未表现出与其他环境因子的同源性[38]。此外,Tur与其他因子也呈低相关性,表明水体中悬浮颗粒物的浓度主要受降雨冲刷、底泥再悬浮等外部物理动力学因素的独立控制,而与水体内部的溶解性物质代谢或酸碱平衡过程关联不大[39]。

2.2.2 污染物与环境因子间相关性分析

PMG在水体中的赋存与迁移受到水体理化性质、矿物颗粒吸附过程以及外源输入过程的共同影响。由表2可知,PMG浓度分布与Tur、pH、DO呈正相关,其相关系数分别为0.39、0.37、0.39;与TN呈负相关,相关系数为−0.30。Tur表征水体中胶体和悬浮颗粒物的浓度,PMG分子中的磷酸基团可与胶体或颗粒物表面的活性位点发生配位吸附[40]。因此,高Tur的水体中颗粒物和胶体含量较高,可能促进PMG在水体中的迁移和累积[41]。pH值的变化改变PMG的解离状态以及水体悬浮颗粒物的表面电荷,进而在一定程度上影响其在水相和颗粒相间的分配[42]。而PMG与TN呈现负相关,主要与流域水文动态相关。丰水期强降雨带来的地表径流虽然增加了农业面源PMG的输入,但同时也对水体中以点源排放为主的TN产生了一定的稀释效应,导致PMG和AMPA在浓度分布上呈现相反的趋势。DO与PMG的正相关可能与水体微生物活性及外源输入过程的共同影响有关。DO水平是调控水体微生物群落结构和有机污染物生物降解过程的重要环境因子,较高DO条件通常能够维持较活跃的好氧微生物代谢过程,从而影响PMG在水体中的转化行为[43-44]。然而,由于PMG浓度同时受到农业面源输入强度控制,DO与PMG之间的正相关并不意味着DO直接促进PMG累积,而更可能反映季节性水文过程下污染输入与微生物环境条件的综合变化。此外,PMG与T、ORP、EC、TDS以及TP之间未表现出明显相关关系($|r|<0.30$),表明这些环境因子并非当前研究区域PMG浓度的主要控制因素。

与PMG受物理化学过程主导不同,代谢产物AMPA的空间分布受温度与氧化还原环境的驱动更为显著。由表2可知,AMPA与水温表现出显著正相关,其相关系数高达0.68;与ORP表现出显著负相关,相关系数为−0.54。从生物降解动力学角度分析,温度是控制微生物代谢活性的关键限制因子。夏季高温期间,三峡库区支流回水区受干流顶托作用影响,水体流速减缓、滞留时间延长,形成高温且缓流的生境,为PMG酶解提供了理想的代谢条件,有效驱动了PMG向AMPA的生物降解转化[44-46]。从底泥与水的界面化学行为来看,AMPA与ORP的强负相关性表明,氧化还原环境变化可能参与调节AMPA的环境归趋。三峡库区水位的周期性波动,促进了沉积物-水界面的物理化学交换过程,使部分吸附态AMPA重新进入水相,从而影响其分布[40-41]。此外,AMPA与EC、TDS、Tur、DO、TN和TP之间均未表现出显著相关性($|r|<0.30$),表明当前研究区域AMPA的浓度并非主要由水体离子强度、浊度、溶氧、营养盐等因素直接控制。

表2 香溪河库湾水体中PMG或AMPA与各环境因子的相关系数

Table 2 Correlation between PMG/AMPA and environmental factors in the water of Xiangxi Bay

污染物	T	pH	ORP	EC	Tur	DO	TDS	TN	TP
PMG	0.25	0.37	−0.15	0.19	0.39	0.39	0.18	−0.30	0.22
AMPA	0.68	0.28	−0.54	−0.13	0.09	−0.07	−0.14	−0.23	−0.03

2.3 水生态风险评价

采用RQ值定量评价香溪河库湾水体中PMG和AMPA的潜在生态风险。如图4(a)所示,在整个监测周期内,PMG的RQ值表现出显著的季节性差异。在春、夏、秋3个季节,绝大多数采样点的RQ值介于0.010~0.100之间,属低风险,但在春季的XX01采样点和夏季的XX02、XX04采样点,RQ值突破了0.100的阈值,达到中等风险水平。冬季多数采样点的RQ值降至0.010以下。相比之下,各采样点AMPA的RQ值均远低于0.010,处于可忽略风险水平,如图4(b)所示。这表明,尽管AMPA在水体中被广泛检出,但其环境暴露浓度相对较低,单一组分引发的生态风险极低。

风险贡献率(图5)分析表明,除夏季的XX07采样点和冬季的XX09、XX10采样点外,PMG对总生态风险的贡献率普遍高于AMPA。虽然当前香溪

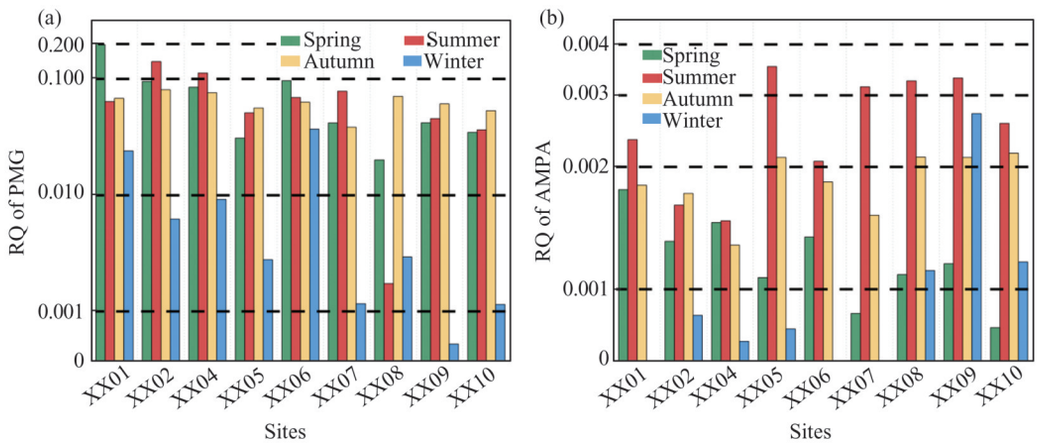


图4　香溪河库湾水体中(a)PMG和(b)AMPA的生态风险商分布

Fig. 4　Distribution of ecological RQ for (a) PMG and (b) AMPA in the water of Xiangxi Bay

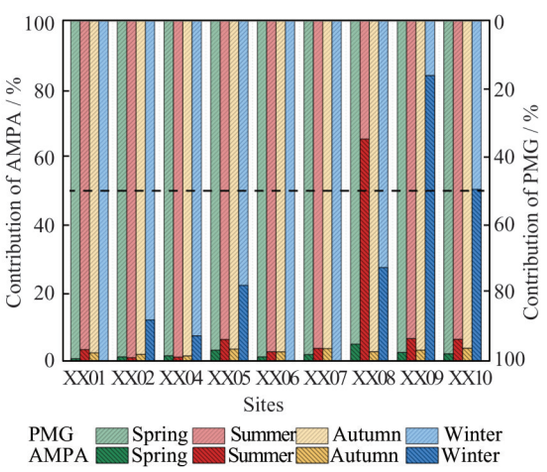


图5　香溪河库湾水体中PMG与AMPA对总生态风险的相对贡献率分布

Fig. 5　Relative contributions of PMG and AMPA to the ecological risk in the water of Xiangxi Bay

河库湾水体中PMG和AMPA的整体生态风险处于可控范围，但PMG在春、夏季的局部中等风险及其在水环境中持续释放生物活性磷的隐性威胁，仍可能对库湾水生态系统造成潜在胁迫。

3　结　语

本研究以三峡库区香溪河库湾为研究区域，通过4个季节的采样监测，系统解析了PMG及其主要代谢产物AMPA的时空分布规律和环境响应机制，并结合生态风险评价探讨了其潜在生态影响。研究结果揭示了库区农业面源输入、水动力条件以及生物地球化学过程对PMG及AMPA环境行为的综合调控作用，为三峡库区农业面源污染防控和水生态安全管理提供了科学依据。主要结论如下：

1）香溪河库湾水体中PMG及AMPA均具有较高的环境检出率，其中，PMG全年持续检出，AMPA在不同季节呈现一定波动，表明有机磷农药污染已成为该区域需要关注的农业面源污染问题；

2）PMG与AMPA在时空分布上存在显著的错位特征。时间上，PMG浓度在春季达到峰值，主要受农业施药周期与降雨径流输入驱动，AMPA浓度则在夏季达到最高水平，主要受控于温度驱动的微生物降解作用；空间上，PMG主要表现为上游高、下游及交汇处降低的分布特征，反映了农业区域外源输入及水体迁移过程的影响，而AMPA则呈现交汇处和下游富集的分布模式，受微生物降解和流域径流输送影响；

3）环境因子相关性分析表明，PMG的赋存主要受颗粒物迁移、酸碱条件及微生物环境的共同影响，其中Tur、pH、DO与PMG浓度呈正相关，TN表现为负相关；而AMPA的生成与累积主要受T和ORP调控，两者的浓度变化在时空上并不同步；

4）生态风险评价结果显示，水体中AMPA的全年生态风险均处于可忽略水平（RQ＜0.01），而PMG在春、夏季部分采样点达到中等水平（0.1≤RQ＜1），是香溪河库湾水体PMG相关生态风险的主要贡献者，PMG的农业面源输入及其潜在的生态效应应引起重视。

根据本文研究，建议从源头控制、过程拦截和长期监测三个方面加强PMG及其代谢物污染管理：1）优化库区农业除草剂施用时间，避免在强降雨前集中施药，降低径流流失风险；2）推广精准施药和绿色防控技术，减少PMG施用强度，同时在沿河农田与库湾之间建设生态缓冲带，以提高农药面源污染削减能力；3）建立PMG及AMPA常态化监测体系，并纳入库区农业面源污染风险预警体系。上述举措可为优化库区农业面源污染管理和保障

库区水生态安全提供科学支撑。

参考文献:

[1] 龙良红,黄宇擘,徐慧,等.近20年来三峡水库水动力特性及其水环境效应研究:回顾与展望[J].湖泊科学,2023,**35**(2):383-397.DOI:10.18307/2023.0202.
LONG L H,HUANG Y B,XU H,*et al*.Research on hydrodynamic characteristics and its water eco-environment effects in Three Gorges Reservoir in recent 20 years:Review and prospect[J].*Journal of Lake Sciences*,2023,**35**(2):383-397.DOI:10.18307/2023.0202(Ch).

[2] 王旭,范向军,杨霞,等.香溪河库湾水质对水文条件变化的响应[J].长江流域资源与环境,2023,**32**(11):2393-2402.DOI:10.11870/cjlyzyyhj202311014.
WANG X,FAN X J,YANG X,*et al*.Response of water quality to changing hydrological conditions in Xiangxi Bay[J].*Resources and Environment in the Yangtze Basin*,2023,**32**(11):2393-2402.DOI:10.11870/cjlyzyyhj202311014(Ch).

[3] 杨紫剑,刘佳,肖尚斌,等.三峡水库典型支流水化学变化特征及成因分析[J].三峡大学学报(自然科学版),2026,**48**(1):32-40.DOI:10.13393/j.cnki.issn.1672-948X.2026.01.005.
YANG Z J,LIU J,XIAO S B,*et al*.Characteristics and causes of water chemistry in typical tributaries of the Three Gorges Reservoir[J].*Journal of China Three Gorges University*(*Natural Sciences*),2026,**48**(1):32-40.DOI:10.13393/j.cnki.issn.1672-948X.2026.01.005(Ch).

[4] 周雪健,温洁,李秀梅,等.香溪河春季磷分布特征及对浮游植物的影响[J].人民长江,2025,**56**(5):48-56.DOI:10.16232/j.cnki.1001-4179.2025.05.007.
ZHOU X J,WEN J,LI X M,*et al*.Distribution characteristics of phosphorus in spring and its effect on phytoplankton in Xiangxi River[J].*Yangtze River*,2025,**56**(5):48-56.DOI:10.16232/j.cnki.1001-4179.2025.05.007(Ch).

[5] 唐朝晖,宋林旭,罗丽娜,等.三峡水库香溪河沉积物微生物群落结构对磷赋存形态的影响[J].环境工程,2025,**43**(2):138-147.DOI:10.13205/j.hjgc.202502014.
TANG Z H,SONG L X,LUO L N,*et al*.Impact of microbial community structures in sediments of Xiangxi River,Three Gorges Reservoir on phosphorus speciation[J].*Environmental Engineering*,2025,**43**(2):138-147.DOI:10.13205/j.hjgc.202502014(Ch).

[6] 贾宝杰,张建永,黄茁,等.三峡库区水生态环境风险与对策[J].中国水利,2023(17):19-23.DOI:10.3969/j.issn.1000-1123.2023.17.006.
JIA B J,ZHANG J Y,HUANG Z,*et al*.Risks and strategies for the aquatic ecological environment in the Three Gorges Reservoir[J].*China Water Resources*,2023(17):19-23.DOI:10.3969/j.issn.1000-1123.2023.17.006(Ch).

[7] LARSEN K,CHRISTENSEN T B,HØJBERG O,*et al*.Exposure of pigs to glyphosate affects gene-specific DNA methylation and gene expression[J].*Toxicology Reports*,2022,**9**:298-310.DOI:10.1016/j.toxrep.2022.02.007.

[8] BOU-MITRI C,MEKANNA A N,DAGHER S,*et al*.Occurrence and exposure to glyphosate present in bread and flour products in Lebanon[J].*Food Control*,2022,**136**:108894.DOI:10.1016/j.foodcont.2022.108894.

[9] 沈文静,刘来盘,刘标.草甘膦在环境介质中的残留及对环境生物的影响[J].现代农药,2023,**22**(1):27-36.DOI:10.3969/j.issn.1671-5284.2023.01.005.
SHEN W J,LIU L P,LIU B.Residues of glyphosate in environmental media and its effects on environmental organisms[J].*Modern Agrochemicals*,2023,**22**(1):27-36.DOI:10.3969/j.issn.1671-5284.2023.01.005(Ch).

[10] JIN L,HUANG Y P,YE L Q,*et al*.Challenges and opportunities in the selective degradation of organophosphorus herbicide glyphosate[J].*iScience*,2024,**27**(10):110870.DOI:10.1016/j.isci.2024.110870.

[11] BATTAGLIN W A,MEYER M T,KUIVILA K M,*et al*.Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in U.S.soils,surface water,groundwater,and precipitation[J].*Journal of the American Water Resources Association*,2014,**50**(2):275-290.DOI:10.1111/jawr.12159.

[12] RUIZ-TOLEDO J,CASTRO R,RIVERO-PÉREZ N,*et al*.Occurrence of glyphosate in water bodies derived from intensive agriculture in a tropical region of southern Mexico[J].*Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*,2014,**93**(3):289-293.DOI:10.1007/s00128-014-1328-0.

[13] LUPI L,BEDMAR F,PURICELLI M,*et al*.Glyphosate runoff and its occurrence in rainwater and subsurface soil in the nearby area of agricultural fields in Argentina[J].*Chemosphere*,2019,**225**:906-914.DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.03.090.

[14] QU M J,CHENG X,XU Q,*et al*.Fate of glyphosate in lakes with varying trophic levels and its modification by root exudates of submerged macrophytes[J].*Journal of Hazardous Materials*,2024,**462**:132757.DOI:10.1016/j.jhazmat.2023.132757.

[15] ZHANG Y,YAN Y J,DAI Q H,*et al*.Residue characteristics and ecological risks of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a karst watershed:A case study of the Yangmei River sub-basin[J].*Agronomy*,2025,**15**(11):2636.DOI:10.3390/agronomy15112636.

[16] ZHANG N Q,SUN H W,ZHAN G M,*et al*.Green glyphosate treatment with ferrihydrite and CaO_2 *via* forming

surface ternary complex [J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, **59**(5): 2791-2801. DOI:10.1021/acs.est.4c10882.

[17] ZHAO R R, LIU H L, CHEN D Y, *et al*. Selective C-P bond cleavage in glyphosate degradation *via* singlet oxygen-dominated alkali-activated peroxymonosulfate[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, **496**: 139330. DOI:10.1016/j.jhazmat.2025.139330.

[18] ZHANG T Y, FAN Y L, YANG Q K, *et al*. An integrated review of glyphosate ecotoxicity and environmental fate in aquatic systems using species sensitivity distributions and meta-analysis[J]. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 2026, **219**: 107025. DOI:10.1016/j.pestbp.2026.107025.

[19] 杨洪李, 黄红娟, 王兆振, 等. 草甘膦对七种作物的安全性[J]. 植物保护, 2022, **48**(2): 220-226. DOI:10.16688/j.zwbh.2020703.
YANG H L, HUANG H J, WANG Z Z, *et al*. Glyphosate safety on seven crops[J]. *Plant Protection*, 2022, **48**(2): 220-226. DOI:10.16688/j.zwbh.2020703(Ch).

[20] 孟秀柔, 宋青梅, 王飞, 等. 草铵膦和草甘膦在水环境中的行为和毒性效应研究进展[J]. 生态毒理学报, 2021, **16**(3): 144-154. DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20200529001.
MENG X R, SONG Q M, WANG F, *et al*. Research progress on behavior and toxic effects of glufosinate and glyphosate in water environments[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2021, **16**(3): 144-154. DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20200529001(Ch).

[21] 张衍燊, 只艳, 窦妍, 等. 关于建立健全我国环境健康风险评估制度的思考[J]. 环境监控与预警, 2021, **13**(5): 1-7. DOI:10.3969/j.issn.1674-6732.2021.05.001.
ZHANG Y S, ZHI Y, DOU Y, *et al*. Study of establishing and improving environmental health risk assessment system in China[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2021, **13**(5): 1-7. DOI:10.3969/j.issn.1674-6732.2021.05.001(Ch).

[22] 沈路遥, 彭自然, 何文辉, 等. 罗氏沼虾养殖塘草甘膦残留特征及生态风险评估[J]. 上海海洋大学学报, 2021, **30**(5): 821-827. DOI:10.12024/jsou.20200503054.
SHEN L Y, PENG Z R, HE W H, *et al*. Residual characteristics and ecological risk assessment of glyphosate in Macrobrachium rosenbergii culture ponds[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2021, **30**(5): 821-827. DOI: 10.12024/jsou.20200503054(Ch).

[23] 刘帅, 王腾, 王孜晔, 等. 草甘膦的水生生物水质基准及其生态风险评估[J]. 生态毒理学报, 2023, **18**(1): 335-350. DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20220113001.
LIU S, WANG T, WANG Z Y, *et al*. Water quality criteria derivation and ecological risk assessment for glyphosate[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2023, **18**(1): 335-350. DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20220113001(Ch).

[24] BONANSEA R I, FILIPPI I, WUNDERLIN D A, *et al*. The fate of glyphosate and AMPA in a freshwater endorheic basin: An ecotoxicological risk assessment[J]. *Toxics*, 2018, **6**(1): 3. DOI:10.3390/toxics6010003.

[25] FERREIRA N G C, DA SILVA K A, GUIMARÃES A T B, *et al*. Hotspots of soil pollution: Possible glyphosate and aminomethylphosphonic acid risks on terrestrial ecosystems and human health[J]. *Environment International*, 2023, **179**: 108135. DOI:10.1016/j.envint.2023.108135.

[26] LI Z M, KANNAN K. Occurrence and distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface water, drinking water, wastewater and other water types from New York State, USA[J]. *Water Research*, 2025, **286**: 124232. DOI:10.1016/j.watres.2025.124232.

[27] SÁNCHEZ-BAYO F, BASKARAN S, KENNEDY I R. Ecological relative risk (EcoRR): Another approach for risk assessment of pesticides in agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002, **91**(1/2/3): 37-57. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00258-4.

[28] COUPE R H, KALKHOFF S J, CAPEL P D, *et al*. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins[J]. *Pest Management Science*, 2012, **68**(1): 16-30. DOI:10.1002/ps.2212.

[29] IMFELD G, LEFRANCQ M, MAILLARD E, *et al*. Transport and attenuation of dissolved glyphosate and AMPA in a stormwater wetland[J]. *Chemosphere*, 2013, **90**(4): 1333-1339. DOI:10.1016/j.chemosphere.2012.04.054.

[30] HUNTSCHA S, STRAVS M A, BÜHLMANN A, *et al*. Seasonal dynamics of glyphosate and AMPA in Lake Greifensee: Rapid microbial degradation in the epilimnion during summer[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, **52**(8): 4641-4649. DOI:10.1021/acs.est.8b00314.

[31] GAO Q F, HE G J, FANG H W, *et al*. Numerical simulation of water age and its potential effects on the water quality in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, **566**: 484-499. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.09.033.

[32] GRANDCOIN A, PIEL S, BAURÈS E. Aminomethylphosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate[J]. *Water Research*, 2017, **117**: 187-197. DOI: 10.1016/j.watres.2017.03.055.

[33] NGUYEN N K, SCHROLL R, DÖRFLER U, *et al*. Linkage between glyphosate adsorption/desorption and mineralization in Central European agricultural soils[J]. *Applied Geochemistry*, 2024, **169**: 106049. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2024.106049.

[34] WU J, WANG T, LIU T, *et al*. Hydrochemical charac-

teristics, evolution, and controlling factors of a karstic river with reservoirs: Insights from spatial-temporal analysis[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2026, **159**: 108-119. DOI:10.1016/j.jes.2025.04.005.

[35] GU Y M, SI W, YANG H, *et al*. Hydrochemical characteristics and controlling mechanisms of surface water in a headwater catchment in the Taihu Lake Basin[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2026, **85**(9): 233. DOI: 10.1007/s12665-026-12959-5.

[36] JIANG X, JIN X C, YAO Y, *et al*. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China[J]. *Water Research*, 2008, **42**(8/9): 2251-2259. DOI:10.1016/j.watres.2007.12.003.

[37] ZHENG Y, LI S P, FENG X, *et al*. Seasonality regulates the distinct assembly patterns of microeukaryotic plankton communities in the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, **31**(25): 37705-37716. DOI:10.1007/s11356-024-33613-2.

[38] YANG Y J, WANG W F, YU S D, *et al*. Seasonal variations and hydrological management regulate nutrient transport in cascade damming: Insights from carbon and nitrogen isotopes[J]. *Water Research*, 2025, **271**: 122894. DOI:10.1016/j.watres.2024.122894.

[39] LEIGH C, KANDANAARACHCHI S, MCGREE J M, *et al*. Predicting sediment and nutrient concentrations from high-frequency water-quality data[J]. *PLoS One*, 2019, **14**(8): e0215503. DOI: 10.1371/journal. pone. 0215503.

[40] MELLAGE A, DÖRRICH M, HADERLEIN S B. Capturing *in situ* glyphosate (de)sorption kinetics in floodplain aquifer sediment columns: Geophysical measurements and reactive transport modeling[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, **56**(18): 12955-12964. DOI: 10.1021/acs.est.1c07119.

[41] WANG M C, RIVENBARK K J, PHILLIPS T D. Adsorption and detoxification of glyphosate and aminomethylphosphonic acid by montmorillonite clays[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, **30**(5): 11417-11430. DOI:10.1007/s11356-022-22927-8.

[42] WANG M S, FABREGAT-PALAU J, HADERLEIN S B. Effects of pH and cations on adsorption of glyphosate and phosphate at clay minerals[J]. *Applied Clay Science*, 2026, **282**: 108094. DOI:10.1016/j.clay.2025.108094.

[43] NIU T H, ZHOU Z, SHEN X L, *et al*. Effects of dissolved oxygen on performance and microbial community structure in a micro-aerobic hydrolysis sludge *in situ* reduction process[J]. *Water Research*, 2016, **90**: 369-377. DOI:10.1016/j.watres.2015.12.050.

[44] ZHAN H, FENG Y M, FAN X H, *et al*. Recent advances in glyphosate biodegradation[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, **102**(12): 5033-5043. DOI:10.1007/s00253-018-9035-0.

[45] MOLLER S R, WALLACE A F, ZAHIR R, *et al*. Effect of temperature on the degradation of glyphosate by Mn-oxide: Products and pathways of degradation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, **461**: 132467. DOI:10.1016/j.jhazmat.2023.132467.

[46] BEECRAFT L, ROONEY R. Bioconcentration of glyphosate in wetland biofilms[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, **756**: 143993. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143993.

□