DOI: 10.3724/EE.1672-9250.2026.54.101 **CSTR:** 32253.14.EE.1672-9250.2026.54.101

河流–湖泊系统水体不同形态磷的迁移与转化——以贵州草海为例

付沛衔[1,2]，黄 霞[2,3]，余 伟[2]，廖 鹏[2]，董莉莎[2]，陈敬安[2,3]，徐小蓉[1,*]，杨海全[2,3,*]

(1. 贵州师范大学 生命科学学院，贵阳 550025；2. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室，贵阳 550081；3. 红枫湖水库生态系统贵州省野外科学观测研究站，贵阳 551499)

摘 要： 磷负荷引起的富营养化问题一直是湖泊研究的热点。明确不同形态磷在河湖系统中的迁移、转化及其生物地球化学循环，对于揭示水体富营养化机制及制定磷污染控制策略具有重要意义。本研究选取草海流域内的两条典型河流（中河与东山河）和草海湖区，采用分级过滤与超滤技术对不同形态磷（溶解态有机磷、溶解态无机磷、胶体态有机磷、胶体态无机磷、颗粒态有机磷、颗粒态无机磷）的组成特征与迁移转化过程等进行了系统分析。结果表明，在河流–湖泊系统中，在河流段溶解性无机磷（DIP）占据主导地位，进入湖区后转变为颗粒无机磷（PIP）为主导，揭示磷从陆源输入主导向湖泊内源可利用形态转化的关键特征。河流–湖泊系统在河流段均以颗粒有机磷（POP）为主导，进入湖区后转变为溶解有机磷（DOP）为主，表明有机磷由颗粒态向溶解态的转化及内源生物生产的贡献增强。胶体有机磷（COP）主要有两种来源，草海入湖河流的COP来源以外源为主，多为土壤有机质（DOM）等大粒径胶体；而湖水COP则主要源于自生源，以较小粒径胶体为特征。胶体粒径不仅受pH、离子强度等环境条件的影响，也受生物与物理化学过程的共同调控。不同形态磷在河流–湖泊系统中的迁移与转化研究，对于理解湖泊磷的循环机制具有重要意义，可为草海等浅水湖泊的保护治理提供理论依据。

关键词： 磷循环；磷形态；迁移转化；胶体磷；草海

中图分类号： X52 **文献标识码：** A

磷作为水生生物必需的营养元素，在调节各种水生环境的初级生产过程、水质和生物地球化学循环中起着关键作用[1-3]。大量研究表明，磷的过量富集是驱动湖泊富营养化的关键因素，其形态分布直接决定生态效应与环境风险[4]。在天然水体中，磷以多种形态存在[5-7]，包括颗粒态磷（PP）、胶体态磷（CP）和溶解态磷（DP）[8]。其中，颗粒磷通常指的是粒径大于450 nm，由土壤颗粒、矿物颗粒或生物碎片等吸附或包裹的磷，包含颗粒无机磷（PIP）和颗粒有机磷（POP），具有内源性和外源性两种特质，在水体中稳定性高，不易被植物直接吸收，需经历生物化学过程转化为溶解态磷才能被利用[1]。溶解磷是水体中离子态或分子态溶解的磷，包括溶解无机磷（DIP）和溶解有机磷（DOP），能够被植物直接吸收利用[9]。胶体磷是磷的一种特殊运移形态，由磷和水体中的胶体颗粒结合而成，包括胶体无机磷（CIP）和胶体有机磷（COP），具有较强的移动性和吸附性，能在土壤和水体中迁移[10]。由于不同形态磷在生物可利用性、环境迁移性和化学活性方面存在显著差异，因此，了解磷在不同形态间的丰度和转化对于认识水生生态系统中磷循环具有重要意义。

河流–湖泊系统作为陆地与水体的关键界面，在全球养分循环及污染物迁移中扮演着重要角色，

收稿日期： 2026–03–27；**改回日期：** 2026–05–12

基金项目： 国家自然科学基金项目（42263014）；贵州省科技计划项目（黔科合重大专项字〔2024〕009、黔科合平台YWZ〔2024〕006）。

第一作者简介： 付沛衔（1997—），男，硕士研究生，研究方向为恢复生态学。email：fupeixian0918@163.com。

***通信作者：** 徐小蓉（1977—），女，博士，教授，主要从事修复生态学研究。email：xxr@gznu.edu.cn。

杨海全（1987—），男，博士，高级工程师，主要从事生源要素生物地球化学研究。email：yanghaiquan@vip.skleg.cn。

© Editorial office of Earth and Environment. This is an open access article under the CC BY–NC–ND license.

尤其对磷的转化和生物利用具有重要调节作用[11]。磷负荷过高是导致此类系统生态失衡的主要驱动力，常引发富营养化、藻类水华和季节性缺氧等环境问题[12]。值得注意的是，尽管近年来针对水环境中磷的形成、循环、迁移转化规律、生物利用及潜在的环境效应等已取得一定进展[8-10,13-15]，但现有研究多集中于独立的河流或湖泊[16]。在河湖连通的整体背景下，氮、磷等污染物自河流向湖泊迁移时，其生物地球化学行为与赋存特征随水文条件变化而发生改变。然而，目前针对河流–湖泊系统中磷的丰度与迁移转化机制的研究仍较为缺乏。

贵州草海作为一个拥有众多入湖支流的草型浅水湖泊，构成了典型的河流–湖泊系统。过去几十年间，随着社会经济发展与城市扩张，大量外源污染物（主要来自城镇生活污水和农业面源）汇入湖泊，导致草海水体富营养化加剧，水质安全及水生生物多样性等问题日益突出[17-19]。近年来，在相关管理部门共同努力下，草海水质有所改善。然而，由于历史原因，湖体内仍蓄积了大量磷营养物质，其不同形态之间的丰度关系及迁移转化过程尚未得到系统解析。因此，本研究以贵州草海为研究对象，重点探讨其河流–湖泊系统中不同磷形态的丰度关系与迁移转化特征，旨在阐明磷在该系统中不同形态间的迁移与转化规律。研究结果可为河流–湖泊系统磷污染管控提供科学依据，同时也有助于深化对磷生物地球化学循环的认识，为湖泊生态系统环境管理、生态保护与水资源可持续利用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

贵州草海位于贵州省威宁彝族回族苗族自治县县城西南侧，地理坐标为东经104°10'~104°20'、北纬26°47'~26°52'，是贵州省面积最大、最具代表性的高原淡水生态系统，也是珍稀鸟类的重要越冬栖息地[20]。该湖平均海拔约2 171.7 m，受季节性降水影响，枯水期（10月至次年4月）水域面积为19.8 km²，丰水期（5—9月）为26.0 km²，最大水深5.3 m，平均水深约1.5 m[21]，属于浅水型富营养化湖泊[22]。主要入湖河流有中河、东山河等，这些河流多为季节性河流，丰水期流量较大。草海地处亚热带季风气候区，光能资源丰富，冬暖夏凉，干湿季分明，年均降水量为950.9 mm，历年最大降水量达1 436.5 mm，最小降水量为655.9 mm。其地貌特征表现为海拔高、气温低、相对湿度大、土壤淋溶作用强[23]。在水源补给方面，草海主要依赖地下水和大气降水。地形上，草海湖盆西、南、东三面较高，自湖盆中心向北逐渐降低，形成草海的自然排水方向[24]。湖水仅通过西北方向的一条出水口排出，部分湖水也通过地下水流出。

1.2 样品采集

于2022年对东山河、中河上中下游及草海湖区进行了样品采集，共设置10个采样点（图1）。采样时使用GPS记录点位信息。利用不锈钢采水器采集表层0.5 m深处水样，每个点采集10 L水样，并使用水质分析仪（YSI–ProDSS）现场测定pH、温度

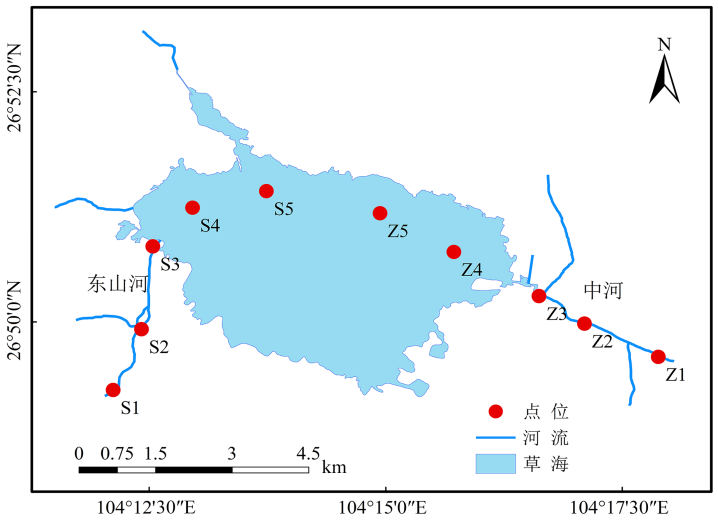


图1 采样点示意图

Fig. 1 Distribution of the sampling points

（t）、溶解氧（DO）和电导率等基础水质指标。水样经0.45 μm玻璃纤维滤膜过滤后，滤液冷藏保存、滤膜样品冷冻保存。滤液进一步通过超滤分离，将操作上<1 kDa的滤液中的磷视为溶解态磷，1 kDa~0.45 μm滤液中的磷定义为胶体磷，而> 0.45 μm的磷定义为颗粒磷。

1.3 分析测试方法

水样总磷（TP）的测定是对原水样（未过滤）进行过硫酸钾消解后，采用钼酸铵分光光度法（GB 11893—89）测定。溶解无机磷（DIP）浓度采用同法对滤液直接测量，无需消解；总溶解磷（TDP）浓度则需对滤液进行过硫酸钾消解，将其中所有磷形态转化为正磷酸盐后再用钼酸铵分光光度法测定。溶解有机磷（DOP）浓度由TDP与DIP的差计算（即DOP=TDP—DIP）。总颗粒磷（TPP）的测定采用高温燃烧–酸提取法[7]：滤膜样品经0.5 mol/L $MgCl_2$润湿于95 °C烘箱中加热至干燥，随后在马弗炉中550 °C下灰化2 h，随后用1 mol/L HCl避光提取24 h；颗粒无机磷（PIP）直接使用1 mol/L HCl对滤膜提取24 h。TPP与PIP提取液经中和稀释后，均按DIP方法进行定量分析。与DOP类似，颗粒有机磷（POP）的浓度通过TPP与PIP的差值计算得出（即POP=TPP—PIP）。此外，为测定胶体磷组分，从每个样品中取部分滤液使用超滤离心管进行超滤，以获取胶体无机磷（CIP）和胶体总磷（TCP）的占比。超滤前，所有超滤离心管均采用0.05 mol/L NaOH溶液和超纯水对滤膜进行预清洗，直至空白超滤液与超纯水的紫外吸收特征无显著差异[25]。溶解有机碳（DOC）的测定方法为：水样经0.45 μm玻璃纤维滤膜过滤并酸化至pH=2左右，使用总有机碳分析仪（Elementary high TOC II，德国）测定DOC质量浓度。过滤后的样品采用马尔文粒度分析仪进行粒径（SIZE）和电位（ZETA）的测定。

1.4 数据统计

采用Origin 2022、SPSS 22和Excel 2016分别进行数据绘图、统计分析及数据处理，并利用ArcGIS 10.2绘制采样点分布图。

2 结果与讨论

2.1 草海河流–湖泊系统中的磷形态分布特征

中河–草海系统中溶解无机磷（DIP）占总无机磷（TIP）的比例从河流上游的54%显著下降至草海湖区的29%，而颗粒无机磷（PIP）的占比则从河流段的27%逐渐上升至湖区的47%（图2），平均占比为37%±10%。胶体无机磷（CIP）的占比始终较低，变化范围介于TIP的10%~23%之间。在东山河–草海系统中，溶解无机磷（DIP）占总无机磷（TIP）的比例由东山河上游的49%显著降低至草海湖区的27%，胶体无机磷（CIP）的占比始终处于较低水平（CIP/TIP：24%~25%）；颗粒无机磷（PIP）平均占TIP的

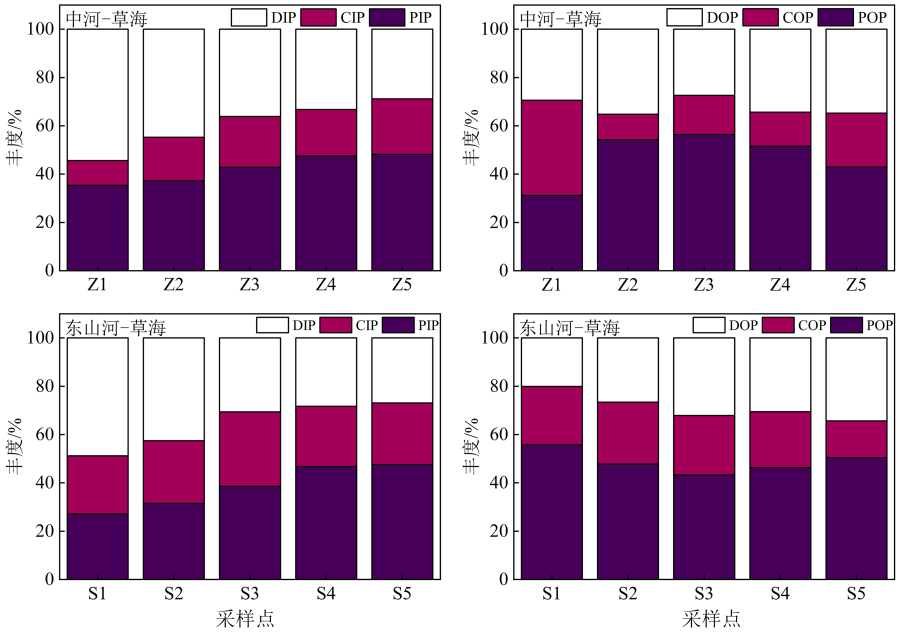


图2 河流–湖泊系统中磷的组成变化

Fig. 2 Changes in phosphorus forms in river and lake systems

37%±10%,其占比从东山河流段的27%增至草海湖区的47%(图2)。在中河–草海系统及东山河–草海系统中,DIP的显著下降及PIP的显著上升与Yang等[7]的研究结果一致,表明水体中的磷形态迁移转化过程非常活跃。这可能反映了水体生物活动旺盛(如浮游植物吸收DIP),或物理化学条件(如pH、氧化还原电位等)变化剧烈,促进了磷的颗粒化[26]。

中河–草海系统中DOP和COP平均分别占TOP的31%±4%和24%±14%,颗粒有机磷(POP)平均占TOP的44%±12%。POP整体呈现出先增加后减少的变化趋势,从上游至河口区(Z3),POP占比持续增加至56%,进入草海湖区后,其占比降至42%,但仍高于中河河流上游(图2)。在东山河–草海系统中,溶解有机磷(DOP)和胶体有机磷(COP)平均分别占TOP的27%±7%和20%±5%,而颗粒有机磷(POP)则平均占TOP的49%±6%,并且从东山河段呈下降趋势,到草海区域降至50%(图2)。在中河–草海系统中,颗粒有机磷占总有机磷的比例(POP/TOP)(44%±12%)自河口(Z3)向开阔湖区呈下降趋势;与之相反,在东山河–草海系统中,该比例(49%±6%)从河口(S3)至湖区则呈现缓慢上升的态势,且颗粒磷逐渐成为磷的主要存在形态。这一差异反映出东山河–草海系统可能受到更强的原位生物(如藻类)生产作用以及溶解无机磷向颗粒态转化的影响[7]。

在总磷(TP)组成中,中河至草海段水体中CIP的占比未呈现显著差异,而东山河水体中CIP占比则从10%增至草海水域的22%,反映出不同河流间CIP占比的差异可能受控于水化学条件、土壤类型,以及溶解性有机质(DOM)、含铁胶体及其他无机胶体占比等方面的差异[27-29]。上述结果揭示了两类来源相异的胶体有机磷(COP)赋存特征,陆生COP源自河流输入,原生COP则由植物或藻类分泌物构成、内生于草海水体。此外,在河湖交互过程中,陆生COP可能在交汇区发生沉降或被清除,同时胶体态与溶解态之间也存在活跃的动态转化。COP占比的变化主要受DOM与离子强度协同调控下的胶体络合及团聚作用的影响[25,30]。此外,DOP胶体粒径沿河湾样带的变化,归因于胶体来源及其生物活性对水文与营养条件变化的响应。当光合作用新释放的DOP或DOM构成胶体主要组分时[31-33],湖泊中浮游植物对溶解性无机磷(DIP)的同化利用将促进新生DOP生成,进而提升COP占比并增大胶体粒径。这些结果说明,COP胶体具有来源特异性,其赋存与转化受到环境因子(如pH、离子强度等)以及生物与物理化学过程的共同影响。

2.2 草海不同形态磷在河流–湖泊系统中的迁移转化

在中河–草海系统中,随着电导率的增加,DOP浓度单调下降,从河流上游(Z1)的0.27 μmol/L(1 μmol/L P≈31 μg/L P)降至开阔湖泊(Z5)的0.21 μmol/L,平均为(0.24±0.03)μmol/L(表1),显示河水与湖水之间存在准保守混合(表1,图3a)。DIP浓度从河流上游的0.17 μmol/L到开阔湖泊的0.14 μmol/L,平均为(0.15±0.01)μmol/L。在总溶解磷库中,DOP是主要赋存形态,贡献量高达61.15% ±1.83%,范围从河流上游的62.14%到草海湖区的59.47%,而DIP占总溶解磷的38.85%

表1 河流–草海中DOC,DOP、DIP浓度,及其占TDP的比例

Table 1 Concentrations of DOC, DOP, and DIP in the rivers and Lake Caohai, and their proportions to total dissolved phosphorus (TDP)

点位		DOC	DIP	DOP	DIP/TDP	DOP/TDP
		μmol/L			%	
中河–草海	Z1	166.11	0.17	0.27	37.86	62.14
	Z2	237.22	0.15	0.24	39.05	60.95
	Z3	264.17	0.14	0.21	40.53	59.47
	Z4	465.67	0.14	0.25	36.26	63.74
	Z5	419.58	0.14	0.21	40.53	59.47
东山河–草海	S1	183.89	0.23	0.16	58.58	41.42
	S2	195.00	0.19	0.27	40.95	59.05
	S3	300.56	0.21	0.31	40.68	59.32
	S4	456.81	0.18	0.26	40.38	59.62
	S5	494.72	0.14	0.21	40.53	59.47

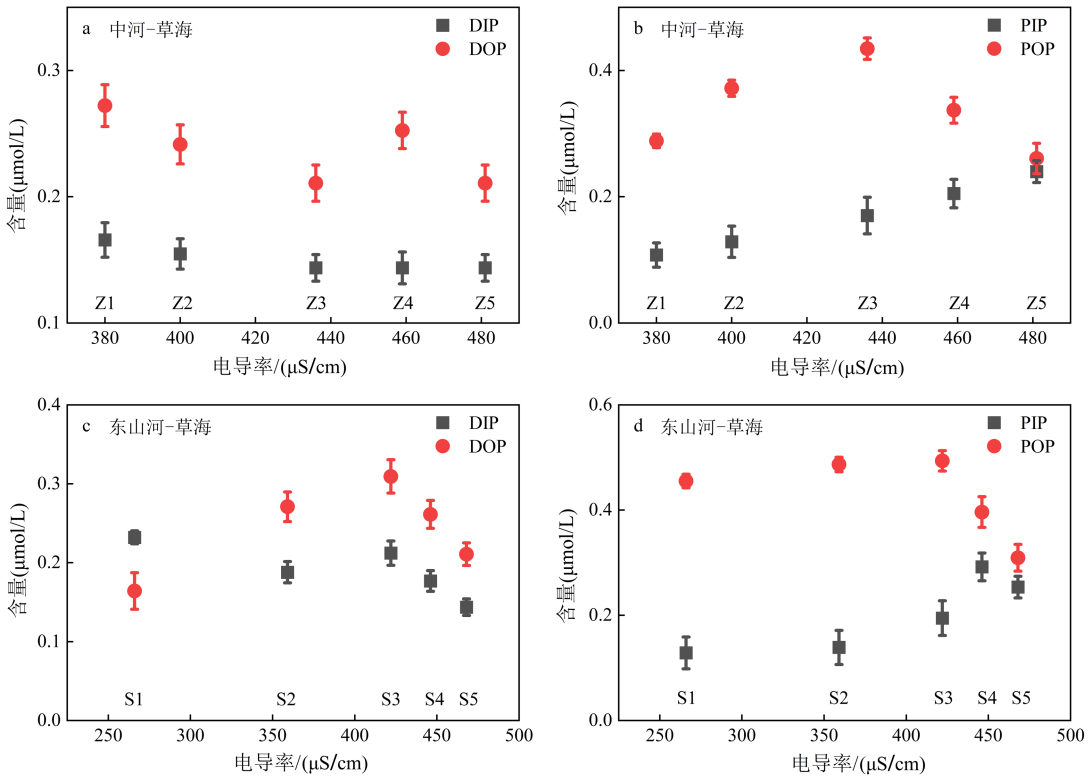


图3 河流–湖泊系统中溶解态与颗粒态有机磷、无机磷含量

Fig. 3 Concentrations of dissolved and particulate organic and inorganic phosphorus in river-lake systems

±1.83%，范围从河流上游的37.86%到草海湖区的40.53%（表1，图4a）。

在东山河–草海系统中，DOP整体呈现先上升后下降的趋势，其浓度从东山河上游的0.16 μmol/L逐渐增加，在河口处（S3）达到峰值（0.31 μmol/L），随后在湖区降至0.21 μmol/L，平均浓度为（0.24±0.06）μmol/L（图3c）。相比之下，DIP整体呈下降趋势，从上游的0.23 μmol/L降至湖区的0.14 μmol/L（表1），但在Z3号点观测到浓度略有升高（图3c），其平均浓度为（0.19±0.03）μmol/L。在溶解磷库中，平均DOP占TDP的55.78%±8.03%，从东山河的41.42%增至草海湖区的59.47%；而DIP平均占TDP的44.22%±8.03%，从上游的58.58%降至草海湖区的40.53%（表1，图4）。在东山河–草海系统中，河水与湖水的溶解态磷均以DOP为主（图3c）。与DIP的变化趋势相似，溶解性有机碳（DOC）浓度也从东山河（183.89 μmol/L）上升至草海（494.72 μmol/L）（表1），进一步印证了河流–草海系统存在明显的养分梯度。总体而言，在中河–草海及东山河–草海系统中，DOP是河流流水及湖水中占主导的溶解磷形态（图3a，c；图4a，c）。

总颗粒磷（TPP）由颗粒无机磷（PIP）和颗粒有机磷（POP）组成。中河–草海系统中，POP浓度随着电导率的增加呈现先增加后降低的趋势，从上游的0.29 μmol/L逐渐增加，在河口处（Z3）达到最大值（0.43 μmol/L），随后在湖区降至0.26 μmol/L，平均浓度为（0.34±0.07）μmol/L（表2，图3b）。与此相反，PIP浓度则随着电导率的增加而单调递增，从河流上游（Z1）的0.11 μmol/L增至开阔湖泊的（Z5）的0.24 μmol/L，平均为（0.17±0.05）μmol/L（表2，图3b）。在总颗粒P中，POP和PIP平均分别占TPP的66.60%±9.39%和33.37%±9.41%（表2）。从中河上游到草海湖区，PIP的增加以及河流水到湖水POP浓度的先升后降，与水体中DIP与DOP之间的动态转变相反（表1，表2），表明颗粒磷的来源沿河流–湖泊样带快速变化。

在东山河–草海系统中，PIP的浓度随着电导率的增加而增加，POP的浓度则随着电导率的增加呈现先增加后降低的趋势（表2，图3d），其中PIP平均浓度为（0.20±0.07）μmol/L；POP为（0.43±0.08）μmol/L。在整体颗粒磷库中，平均POP占TPP的67.99%±11.06%，从东山河上游的77.91%降至草海

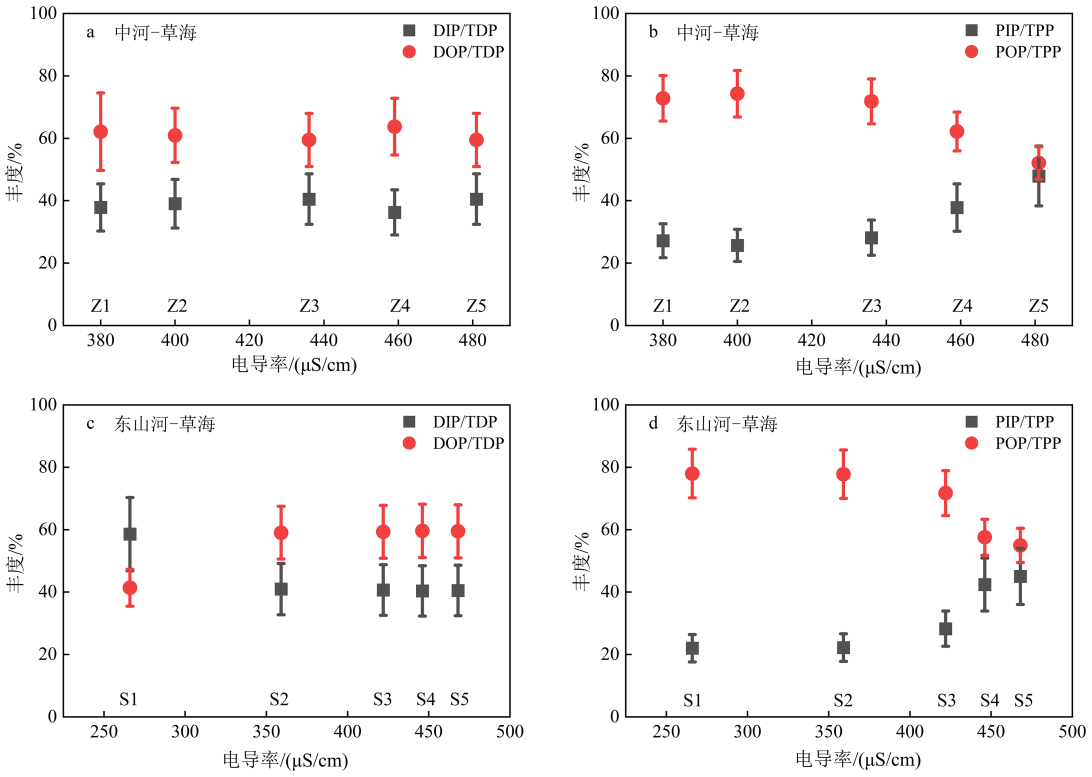


图4 TDP中DIP、DOP占比及TPP中PIP、POP占比

Fig. 4 Proportions of DIP and DOP in TDP, and proportions of PIP and POP in TPP in river-lake systems

湖区的54.88%；而PIP平均占TPP的32.04%±11.05%，从上游的22.09%增至草海湖区的45.12%（表2，图4d）。从东山河上游到草海湖区，POP浓度的变化趋势（先升高后降低）与水体中DOP浓度的变化趋势一致，而PIP浓度的变化趋势（升高）则与水体中DIP浓度的动态变化（下降）相反（表1，表2），表明颗粒磷的来源在沿河湾样带发生了快速变化。整体而言，在中河–草海系统及东山河–草海系统中，河水与湖水的颗粒态磷均以POP为主（图3b，d；图4b，d）。

沿中河至草海断面，溶解性无机磷（DIP）、溶解性有机磷（DOP）、颗粒态有机磷（POP）、胶体态无机磷（CIP）及胶体有机磷（COP）的浓度整体呈递减趋势，相比之下，颗粒态无机磷（PIP）浓度则呈逐步累积趋势，反映了磷形态对水文与营养条件变化的动态响应。两条河流的无机磷均以颗粒态无机磷（PIP）为主导，而湖区则以溶解态无机磷（DIP）为主导；在有机磷方面，两条河流以及湖区则以颗粒态有机磷（POP）为主导，反映出磷形态在河流流向湖泊的过程中发生了迁移及转化。研究区域内，CIP占比普遍较低，而COP占比在河水与湖泊水体中均处于较高水平，表明草海流域存在外源性COP输入，而草海水域中的COP则以内源性贡献占主导。进一步分析发现，在东山河–草海系统中，河水以高度降解的小粒径胶体为主，而草湖水则以来源于藻类或植物分泌物的大粒径胶体占优，二者共同揭示了不同来源胶体在粒径特征上的差异。河流–湖泊系统中，DIP在无机态磷总量中的占比沿水流方向逐渐下降，而PIP在总磷中占主导地位。DOP和COP在TOP中的占比同样存在动态变化。从河流至草海，DIP浓度随电导率升高而降低，DOP浓度则呈上升趋势。在溶解态磷组分中，DOP占主导地位，占比为56%~61%。DIP占38%~44%。与此同时，DOC浓度从河流到草海持续上升。在颗粒态磷方面，PIP和POP的浓度从中游到草海呈上升趋势。TPP浓度从河流向湖区逐渐增加，主要与湖泊内源生物生产（如藻类、水生植物碎屑）的贡献增强有关。

2.3 草海胶体磷在河湖系统磷循环过程中的特点

中河–草海表层水温介于13.5~17.8 ℃之间，平均为（15.24±1.56）℃；东山河–草海表层水温介于12.7~17.6 ℃之间，平均为（15.52±2.17）℃（表3）。电导率分别由中河的380 μS/cm和东山河的266 μS/cm升至草海的481 μS/cm与438 μS/cm（表3），呈现

表2 河流–草海 POP、PIP 浓度及其占 TPP 的比例

Table 2 Concentrations of POP and PIP in rivers-Lake Caohai and their proportions to total particulate phosphorus

点位		PIP	POP	POP/TPP	PIP/TPP
		μmol/L		%	
中河–草海	Z1	0.11	0.29	27.27	72.73
	Z2	0.13	0.37	25.75	74.25
	Z3	0.17	0.43	28.10	71.74
	Z4	0.21	0.38	37.82	62.18
	Z5	0.24	0.26	47.90	52.10
东山河–草海	S1	0.13	0.46	22.09	77.91
	S2	0.14	0.49	22.20	77.80
	S3	0.19	0.49	28.34	71.80
	S4	0.29	0.40	42.44	57.56
	S5	0.25	0.31	45.12	54.88

典型河口特征。研究区水体呈弱碱性，中河–草海 pH 在 7.66~8.46 之间，平均为 8.08±0.29；东山河–草海 pH 在 7.98~8.66 之间，平均为 8.35±0.28，反映出草海的碳酸盐水化学特征[34]。中河和东山河的溶解氧（DO）浓度均高于草海（表 3）。

胶体磷在水环境中的粒径、稳定性及最终去向受多种内外因素的复杂调控。一般而言，在河流–湖泊系统中观察到 PIP 和 POP 浓度的增加，表明 PIP 和 POP 的自生来源变强[35]。pH 是关键的内部化学因素，通过改变胶体的表面电荷，从而影响胶体的聚集行为[36]。pH 升高通过促进胶体表面去质子化，增强其表面负电荷与静电排斥作用，从而显著提升胶体稳定性并降低聚集速率[36]。而水体中的共存物质可通过改变胶体稳定性，显著影响其聚集行为。例如，高价阳离子（如 Ca^{2+}）不仅能通过极化作用削弱胶体稳定性，还可通过桥接效应直接促使胶体聚集[37]；氟离子会与磷素竞争金属阳离子表面的吸附位点，导致胶体磷浓度降低[10]。此外，外部环境因素如紫外辐射等也会导致有机质降解和金属阳离子还原，进而破坏以“有机质–金属氧化物–磷”三元络合物形式存在的胶体磷[38]。也有研究指出盐度也是影响胶体磷转化过程关键影响因素，在高盐度条件下，水环境中胶体能够发生凝聚，进而导致胶体磷浓度降低[39]。TCP 与 TDS 呈负相关（p <0.05）：TDS 越高，TCP 值有减小的趋势。TCP 与 pH 几乎不相关，两者变化互相独立。在河流–草海系统中，总磷浓度与总溶解固体（TDS）呈显著负相关，与 pH 无相关性，表明 TDS 升高可能通过促进磷的共沉淀或稀释作用降低总磷水平，而 pH 在该弱碱性范围内不是控制总磷浓度的关键因子。这一发现为基于水质常规参数（如 TDS）快速评估水体磷污染风险提供了潜在依据。

草海河湖系统中胶体磷的 ZETA 电位整体表现为负值，介于−30~−10 eV 之间，表明其在天然水

表3 河流–湖泊系统水质参数

Table 3 Water quality parameters of river-lake systems

点位		温度/℃	DO/（mg/L）	EC/（μS/cm）	TDS/（mg/L）	pH
中河–草海	Z1	17.80	8.10	380.00	455.20	8.46
	Z2	15.50	7.35	400.00	457.80	7.66
	Z3	15.70	7.56	436.00	468.60	8.02
	Z4	13.70	6.11	459.00	304.20	7.93
	Z5	13.50	6.17	481.00	310.70	8.35
东山河–草海	S1	17.60	7.10	266.00	171.60	7.98
	S2	16.90	6.59	359.00	233.40	8.36
	S3	16.70	5.27	422.00	300.90	8.18
	S4	13.70	6.18	446.00	283.40	8.57
	S5	12.70	6.79	468.00	288.60	8.66

体中表面带负电，具有一定的静电稳定作用。尽管各种磷形态浓度变化不同，但河流–湖泊系统的胶体磷粒径都是逐渐减小的（图5）。粒径分析显示，胶体磷的尺寸在不同点位间存在明显波动，其中部分点位粒径可达600 nm，反映其处于聚集状态或与其他颗粒物结合。值得注意的是，中河各点位胶体磷的ZETA电位与粒径分布相较于东山河呈现更高的一致性；而东山河各点位之间胶体磷性质差异较大，表明其受局部输入或环境因子的影响更为显著。pH与离子强度对磷的调控并非彼此独立，而是协同作用。具体表现为：pH决定反应路径，主导磷是与Fe/Al结合还是与Ca结合；离子强度则调节反应强度，通过改变双电层效应来调控吸附/解吸平衡。二者共同影响胶体行为：pH影响胶体表面电荷的符号与大小，离子强度决定电荷的有效作用范围，二者的竞争结果决定了胶体是分散迁移还是聚集沉降。此外，环境波动（如干湿交替等）会同时引起pH和离子强度的变化，从而对胶体态磷产生动态调控效应[40]。总体而言，胶体磷的物理化学性质具有明显的空间异质性，其稳定性与粒径分布受河流水环境条件的综合调控，为进一步理解胶体磷的迁移转化行为及环境效应提供了重要依据。

中河C/P摩尔比为610，进入草海水域后上升至1 990；东山河–草海系统中，C/P比从河流段的较低值变化至湖区的720~2 346范围。两者均显著高于Redfield比（106）[40]，表明研究区域内溶解性有机物（DOM）富含高度降解的有机组分。这是由于含磷有机化合物优先降解导致残余有机质中碳相对富集，从而使C/P比升高。然而，在半封闭环境（如长期淹水的土壤或沉积物）中，有机质高度降解时，有机碳主要以CO_2形式损失，同时磷酸盐可被再同化进入有机质库，反而使C/P比降低[41]。对比上述规律可知：河水中低C/P比的DOM指示了土壤有机质来源，而草海中高C/P比的原生DOM则反映出磷相较于碳具有更快的循环周转速率，即磷优先再生、碳相对滞留。随着河水向草海过渡，胶体态有机磷（COP）浓度呈现逐渐上升趋势，湖泊中的COP部分可来源于湖泊沉积物的再悬浮与释放[42]，尤其在风浪扰动或底栖活动较强的时期。其来源具有时空异质性，上覆水体中的藻类代谢及陆源输入同样贡献显著。已有研究证实，颗粒态磷在其他河湖系统中构成磷的主要赋存形态，促进DIP与DOP向水体中释放，与相较于天然水体中的原生颗粒磷，陆源颗粒磷通常富含更高比例的颗粒态无机磷（PIP）[43]。陆源有机质（土壤腐殖质、高等植物残体）富碳而贫磷，C/P比值高；自生有机质（浮游植物、微生物代谢产物）因含丰富的核酸、磷脂和ATP等含磷生物分子，C/P比值低，趋近或低于Redfield比（C∶P≈106∶1）。当胶体有机质的C/P比值偏低时，意味着其中有机磷的相对含量高，指示自生来源贡献大；反之则指示陆源有机质主导[44]。河流水体中胶体磷占比较高，尤其是高分子量胶体态有机磷组分，在水生生态系统的磷生物地球化学循环过程中发挥着多样且更为活跃的作用。

水动力扰动初期可促使底泥中胶体态磷向水体大量释放[45]，表明适度的扰动可促进沉积物来源胶体的再悬浮；然而，在低流速或静水条件下，水体滞留时间延长，有利于藻类等内源有机质的积累和降解，而藻类代谢及其有机质分解过程已被证实是COP的重要自生来源[46]。因此，

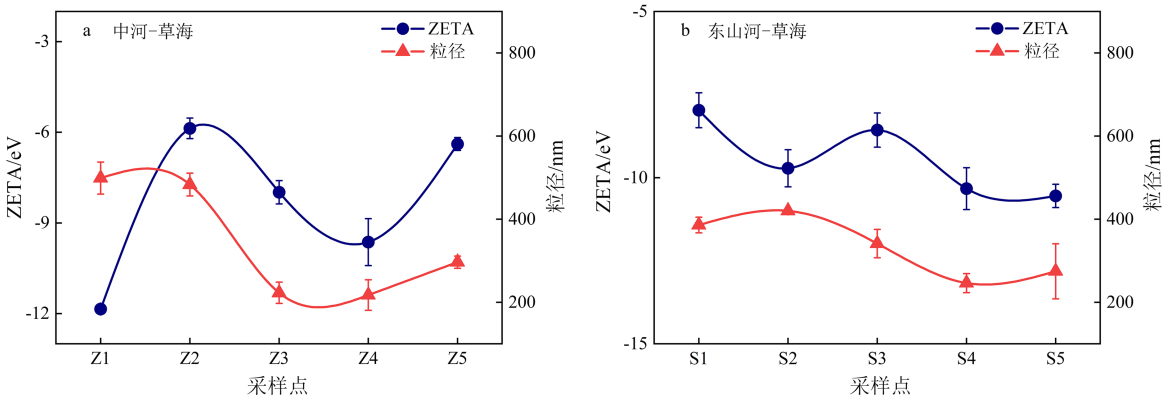


图5 胶体平均粒径与电位

Fig. 5 Average colloidal particle size and zeta potential in river-lake systems

流速减缓更主要的作用是为内源COP的形成提供了时间，延长胶体颗粒的悬浮稳定期、促进生物来源有机质的累积与转化。河流中胶体磷主要是陆源，湖泊主要为自生源，在水动力作用下，颗粒磷、胶体磷与溶解磷之间通过吸附、解吸、聚合、沉淀及水解等方式实现了磷在不同形态之间的转化。胶体磷平均粒径的变化影响了电位，表明了胶体稳定性受粒径变化的影响，粒径越大，胶体稳定性越差，受河流水动力作用影响，胶体的聚集与分散是动态过程，进入草海后相对稳定。

3 结论

在草海河–湖系统中，磷的形态转化呈现明显梯度：溶解态磷中DOP占比从河流到湖泊上升（如东山河–草海系统从53%升至60%），DIP占比相应下降，表明在河–湖系统中，磷的形态正由无机态向有机态转化，而这一转化过程是湖泊浮游植物生长旺盛、初级生产力显著高于河流的直接证据，同时也指示湖泊正处于或正在向富营养化方向发展。颗粒态磷则表现为PIP逐步取代POP成为湖区主要贡献者（中河PIP/TPP从27%升至43%，东山河从24%升至44%，POP占比同步下降），揭示湖泊内源生物生产增强，磷在河–湖界面由无机态向有机态、陆源主导向内源主导转化；同时，颗粒磷与胶体磷呈现“陆源输入–湖泊内生”的双源特征，其中胶体磷在河流中以陆源大尺寸、高度降解的有机组分为主，在湖泊中转变为内源、与藻类/植物分泌物相关的小尺寸胶体。

参 考 文 献

[1] Duhamel S. The microbial phosphorus cycle in aquatic ecosystems[J]. Nature Reviews Microbiology, 2025, 23(4):239-255.

[2] Zhang J, Liu X, Zhang J F, et al. The phosphorus sink–source processes of sediments and mechanisms controlling phosphorus dynamics during cyanobacterial decomposition and growth in shallow lakes[J]. Journal of Soils and Sediments, 2025, 25(5): 1722-1736.

[3] Zhao M Y, Mills B J W, Poulton S W, et al. Drivers of the global phosphorus cycle over geological time[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2024, 5(12): 873-889.

[4] Klump J V, Brunner S L, Grunert B K, et al. Evidence of persistent, recurring summertime hypoxia in Green Bay, Lake Michigan[J]. Journal of Great Lakes Research, 2018, 44(5): 841-850.

[5] Duan Z P, Liang J, Shi L, et al. Eutrophication heterogeneously enhances organic matter and phosphorus exchanges among dissolved, particulate, and sedimentary phases in a large shallow lake[J]. Environmental Science & Technology, 2025, 59(26): 13264-13274.

[6] Xu C, Dan S F, Yang B, et al. Biogeochemistry of dissolved and particulate phosphorus speciation in the Maowei Sea, northern Beibu Gulf[J]. Journal of Hydrology, 2021, 593: 125822.

[7] Yang B, Lin H, Bartlett S L, et al. Partitioning and transformation of organic and inorganic phosphorus among dissolved, colloidal and particulate phases in a hypereutrophic freshwater estuary[J]. Water Research, 2021, 196: 117025.

[8] Sun Z X, Chen L, Pu Y, et al. The variability of phosphorus fractions and transport driven by rainfall at both plot and catchment scales[J]. Journal of Hydrology, 2026, 664: 134506.

[9] Yuan H J, Zhang R Y, Li Q X, et al. Bacterially mediated phosphorus cycling favors resource use efficiency of phytoplankton communities in a eutrophic plateau lake[J]. Water Research, 2025, 277: 123300.

[10] Liu B Y, Lu Y Y, Yang J, et al. Navigating the complexity of colloidal phosphorus in water: sources, occurrence, transformations, and eco-friendly removal strategies[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2024, 54(20): 1459-1477.

[11] Xu C, Yang B, Wang J L, et al. Dissolved and particulate phosphorus turnover in a river dominated marginal sea traced by cosmogenic ^{32}P and ^{33}P[J]. Water Research, 2026, 291: 125222.

[12] Gu Y G, Wang Y S, Jordan R W, et al. Impact of coastal industrialization and urbanization on marine phosphorus cycle: Insights from Daya Bay and Zhelin Bay[J]. Gondwana Research, 2025, 140: 81-88.

[13] Kang X M, Song J M, Yuan H M, et al. Phosphorus speciation and its bioavailability in sediments of the Jiaozhou Bay[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2017, 188: 127-136.

[14] Feng W Y, Wang T K, Zhu Y R, et al. Chemical composition, sources, and ecological effect of organic phosphorus in water ecosystems: a review [J]. Carbon Research, 2023, 2(1): 12.

[15] Hu Y S, Chen M L, Pu J, et al. Enhancing phosphorus source apportionment in watersheds through species-specific analysis[J]. Water Research, 2024, 253: 121262.

[16] 张鸿志, 朱超, 崔康平, 等. 巢湖流域"河流-湖泊"系统沉积物中氮、磷赋存特征的研究[J]. 环境污染与防治, 2024, 46(1): 50-54, 63.

[17] 何芸, 杨海全, 王敬富, 等. 贵州草海重污染区生态修复水质效果评估[J]. 水生态学杂志, 2021, 42(5): 78-85.

[18] 徐林, 郭艳敏, 刘迪, 等 . 2013—2022年贵州草海水质变化与影响因素分析[J]. 环境保护科学, 2024, 50(5): 127-133.
[19] 殷超, 杨海全, 陈敬安, 等 . 基于水化学和氮氧同位素的贵州草海丰水期水体硝酸盐来源辨析[J]. 湖泊科学, 2020, 32(4): 989-998.
[20] Wan HF, Jiang J, Mu GT, et al. Impact of differences in vegetation cover on soil organic carbon composition and stability in Caohai]. Huan Jing Ke Xue. 2025, 46(2):1046-1055.
[21] Yu W, Yang H Q, Chen J G, et al. Molecular insights into the microbial degradation of sediment-derived DOM in a macrophyte-dominated lake under aerobic and hypoxic conditions[J]. Science of the Total Environment, 2024, 916: 170257.
[22] Long Y C, Wang L Y, Hu J, et al. Biogeochemical characteristics and bioavailability of organic phosphorus in sediments of degrading Plateau Lake Caohai: implications for internal phosphorus loading and eutrophication risk[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2025, 237(3): 161.
[23] Yang X Y, Wan Z Y, Long Y C, et al. Water quality evolution of karst lakes controlled by regional climate and human-land economic dynamics, southwestern plateau of China[J]. Environment, Development and Sustainability, 2024:1-24
[24] Zhang Z M, Wu X L, Zhang J C, et al. Distribution and migration characteristics of microplastics in farmland soils, surface water and sediments in Caohai Lake, southwestern plateau of China[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 366: 132912.
[25] Xu H C, Guo L D. Molecular size-dependent abundance and composition of dissolved organic matter in river, lake and sea waters[J]. Water Research, 2017, 117: 115-126.
[26] Han X T, Xun F, Zhu X L, et al. Mechanism of organic phosphorus transformation and its impact on the primary production in a deep oligotrophic plateau lake during stratification[J]. Water Research, 2024, 254: 121420.
[27] Asahi T, Ichimi K, Yamaguchi H, et al. Horizontal distribution of particulate matter and its characterization using phosphorus as an indicator in surface coastal water, Harima-Nada, the Seto Inland Sea, Japan[J]. Journal of Oceanography, 2014, 70(3): 277-287.
[28] Stolpe B, Guo L D, Shiller A M, et al. Size and composition of colloidal organic matter and trace elements in the Mississippi River, Pearl River and the northern Gulf of Mexico, as characterized by flow field-flow fractionation[J]. Marine Chemistry, 2010, 118(3-4): 119-128.
[29] Gottselig N, Nischwitz V, Meyn T, et al. Phosphorus binding to nanoparticles and colloids in forest stream waters[J]. Vadose Zone Journal, 2017, 16(3):1-12 vzj2016.07.0064.
[30] Mosley L M, Hunter K A, Ducker W A. Forces between colloid particles in natural waters[J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37 (15): 3303-3308.
[31] Xu H C, Lin H, Jiang H L, et al. Dynamic molecular size transformation of aquatic colloidal organic matter as a function of pH and cations[J]. Water Research, 2018, 144: 543-552.
[32] Qu F S, Liang H, He J G, et al. Characterization of dissolved extracellular organic matter (dEOM) and bound extracellular organic matter (bEOM) of Microcystis aeruginosa and their impacts on UF membrane fouling[J]. Water Research, 2012, 46(9): 2881-2890.
[33] Benner R, Amon R M W. The size-reactivity continuum of major bioelements in the ocean[J]. Annual Review of Marine Science, 2015, 7: 185-205.
[34] 余伟, 杨海全, 郭建阳, 等 . 贵州草海水化学特征及离子来源分析[J]. 地球与环境, 2021, 49(1): 32-41.
[35] Lin P, Guo L D. Dynamic changes in the abundance and chemical speciation of dissolved and particulate phosphorus across the river-lake interface in southwest Lake Michigan[J]. Limnology and Oceanography, 2016, 61(2): 771-789.
[36] Liu B C, Guo C L, Ke C D, et al. Colloidal stability and aggregation behavior of CdS colloids in aquatic systems: effects of macromolecules, cations, and pH[J]. Science of the Total Environment, 2023, 869: 161814.
[37] Wang C L, Xu C Y, Ma R T, et al. Comparison for colloidal stability and aggregation behavior of fulvic and humic acids: effects of cations and pH [J]. Frontiers in Soil Science, 2025, 5: 1452870.
[38] Hens M, Merckx R. Functional characterization of colloidal phosphorus species in the soil solution of sandy soils[J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35(3): 493-500.
[39] Gunnars A, Blomqvist S, Johansson P, et al. Formation of Fe(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2002, 66(5): 745-758.
[40] Redfield A C, Ketchum B H, Richards F A. The influence of organisms on the composition of sea-water[J]. Sea, 1963.
[41] Sannigrahi P, Ingall E D, Benner R. Nature and dynamics of phosphorus-containing components of marine dissolved and particulate organic matter[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2006, 70(23): 5868-5882.
[42] Jin Z X, Liao P, Jaisi D P, et al. Suspended phosphorus sustains algal blooms in a dissolved phosphorus-depleted lake[J]. Water Research, 2023, 241: 120134.
[43] Gao L, Zhou Z Z, Reyes A V, et al. Yields and characterization of dissolved organic matter from different aged soils in northern Alaska[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2018, 123(7): 2035-2052.
[44] Lin L S, Chen G X, Sun X W, et al. Abundance of colloidal organic phosphorus in the Taiwan Strait[J]. Marine Chemistry, 2023, 254: 104276.
[45] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟, 等 . 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1223-1229.
[46] Cai Y H, Guo L D. Abundance and variation of colloidal organic phosphorus in riverine, estuarine, and coastal waters in the northern Gulf of Mexico[J]. Limnology and Oceanography, 2009, 54(4): 1393-1402.

Transport and Transformation of Phosphorus in Different Forms in River-Lake Systems: A Case Study of Lake Caohai, Guizhou Province

FU Peixian[1,2], HUANG Xia[2,3], YU Wei[2], LIAO Peng[2], DONG Lisha[2], CHEN Jingan[2,3], XU Xiaorong[1,*], YANG Haiquan[2,3,*]

(1. School of Life Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550025, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 3. Guizhou Province Field Scientific Observation and Research Station of Hongfeng Reservoir Ecosystem, Guiyang 551499, China)

Abstract: The issue of phosphorus-driven eutrophication has long been a central focus in lake research. Elucidating the migration, transformation, and biogeochemical cycling of different phosphorus forms in river–lake systems is essential for understanding the mechanisms of aquatic eutrophication and for developing strategies to control phosphorus pollution. In this study, the Zhonghe River and Dongshan River, together with Lake Caohai, were selected as the study sites. Using multi-stage filtration and ultrafiltration techniques, we systematically analyzed the compositional characteristics and migration–transformation processes of various phosphorus forms, including dissolved organic phosphorus (DOP), dissolved inorganic phosphorus (DIP), colloidal organic phosphorus (COP), colloidal inorganic phosphorus (CIP), particulate organic phosphorus (POP), and particulate inorganic phosphorus (PIP). The results showed that in the river–lake system, DIP predominated in the river section, whereas PIP became dominant upon entering the lake. This finding reveals a critical transition in phosphorus dynamics, shifting from the dominance of terrestrial inputs to that of bioavailable endogenous forms within the lake. In the river segments, POP was the main form; in contrast, in the lake area, it was primarily converted to DOP, indicating an enhanced transformation of POP to DOP and an increasing contribution from endogenous biological production. COP originated from two sources: in the inflowing rivers, COP was predominantly exogenous, largely consisting of large colloidal particles such as soil organic matter. In the lake, however, COP was mainly derived from endogenous sources and was characterized by smaller colloidal particles. The size of colloidal particles was influenced not only by environmental conditions such as pH and EC but also by the combined regulation of biological and physicochemical processes. Overall, research on the migration and transformation of different phosphorus forms in river–lake systems is of great significance for understanding phosphorus cycling mechanisms in lakes and can provide a theoretical basis for the protection and management of shallow lakes such as Lake Caohai.

Keywords: phosphorus cycling; phosphorus forms; migration and transformation; colloidal phosphorus; Lake Caohai