

# 淡水湖泊河口区磷的输入迁移及其对藻类生长的影响<sup>①</sup>

钱子俊<sup>1</sup>, 高海鹰<sup>1</sup>, 王晓龙<sup>2\*</sup>

(1 东南大学市政工程系, 南京 210096; 2 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

**摘要:** 淡水湖泊河口区 P 的输入与积累是影响湖泊富营养化过程的主要因素之一, 国内外学者对湖泊中 P 等营养物质开展了大量研究工作, 取得了许多重要进展。然而, 对湖泊内源 P 的释放、转化等方面的研究相对较多, 而对湖泊河口区 P 的输入、迁移的研究较少。本文简要分析了当前外源 P 的研究进展, 从湖泊外源 P 的来源、形态特征、迁移转化和对藻类的影响 4 个方面综述了当前的研究工作。研究表明: 对湖泊河口区 P 输入、形态、迁移特征的研究比较清楚, 但对影响河口区 P 的形态、迁移转化等各种因子之间的交互作用, 以及对河口区 P 各种形态与藻类的生长关系的定量研究, 将是未来的主要研究方向。

**关键词:** 河口; 外源磷; 形态特征; 迁移

**中图分类号:** X524

在自然条件下, P 通常是湖泊生态系统富营养化的限制性因子, 控制了湖泊的初级生产力水平。外河口区 P 的输入强度、赋存形态、迁移和转化规律, 是影响湖泊富营养化过程的决定性因素之一。研究表明河口区 P 的输入强度的增加能明显提高局部湖泊水体 P 的浓度, 甚至提高整个湖泊中的 P 浓度, 对湖泊富营养化的长期变化起着决定性的作用<sup>[1-2]</sup>。河口区 P 的输入、迁移、转化是一个复杂的物理、化学及生物化学过程, 决定了湖泊水体及沉积物中 P 的形态、分布以及藻类生长状况, 同时也在一定程度上也影响着湖泊的长期富营养化过程<sup>[3-4]</sup>。

## 1 湖泊河口区磷的输入途径

### 1.1 河流输入

湖泊河口区 P 主要源自于环湖河流的输入。而河流中 P 的来源主要包括: 流域岩石土壤的风化侵蚀产物、河岸植被的凋落物、河区地表径流以及人为活动导致的 P 的输入<sup>[5-7]</sup>。此外, 一些洄游鱼类也可能使河口区 P 的含量增加<sup>[8]</sup>。目前大多数河口区 P 来自于人为因素。对太湖流域环境监测表明, 2002 年进入太湖的总 P 负荷量已达 1890 t<sup>[9]</sup>, 而由河道进入太湖的全 P 量已占湖泊 P 负荷总量的 65% 以上<sup>[10]</sup>。

### 1.2 大气沉降

大气沉降也是湖泊中 P 的重要来源之一, 尤其是

对于受到人类影响较小的湖泊。大气中 P 的沉降以颗粒态 P 为主<sup>[11]</sup>, 且具有明显的地域和季节差异性。在工业区和农业区, 大气 P 的总沉降率在夏季较大, 相反在偏远地区, 其大气沉降值较小<sup>[12]</sup>; 大气 P 的沉降在夏季较大, 翟水晶等<sup>[11]</sup>对太湖流域调查得出, 大气总 P 月总沉降通量 7 月最高, 平均值为 7.0 kg/(km<sup>2</sup>·mon)。

### 1.3 环湖岸地表径流

湖泊及入湖河道周边的土地地表径流也是河口区 P 的输入途径之一。以太湖流域为例, 太湖地区水网密布, 降水较多, 地势低平, 在降雨时, 容易引起农田 N、P 流失, 从而通过河道进入太湖。徐爱国<sup>[13]</sup>研究得出, 地表径流下稻田平均总 P 流失量为 0.13 kg/hm<sup>2</sup>, 总 P 流失浓度为 0.17 mg/L。张水铭等<sup>[14]</sup>采用封闭体系和 P 素平衡方法研究苏南太湖地区农业面源中 P 的排出负荷量, 得出雨水较丰富的 1987 年, 苏南太湖流域农田地表排出 P 的总负荷量为 440.4 t/a。

## 2 湖泊河口区磷的迁移转化

### 2.1 湖泊河口区磷的赋存形态

河口区上覆水体中 P 的形态可分为总 P (TP)、溶解态 P (DP)、颗粒态 P (PP)、溶解无机 P (DIP) 和溶解有机 P (DOP)<sup>[15-16]</sup>。陈永川等<sup>[17]</sup>研究滇池水体中全年总 P 的平均浓度为 0.10 ~ 0.20 mg/L, 其中可溶

①基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目 (2008ZX07103-003) 和国家科技部 973 项目 (2008CB418104) 资助。

通讯作者 (wangxl@niglas.ac.cn)

作者简介: 钱子俊 (1989—), 男, 安徽枞阳人, 硕士研究生, 主要从事水体污染及防治研究。E-mail: aworldadream@126.com

性P的平均浓度为0.003~0.0021 mg/L。孙晓杭等<sup>[18]</sup>对太湖水体中P分析得出,悬浮物中P的主要形态为铁结合态P和有机态P,二者的相对含量之和约为80%,而表层沉积物中P的主要形态是有机态P,相对含量为50%;悬浮物中铁结合态P的绝对含量平均值为1271 mg/kg;悬浮物中铁结合态P相对含量平均值是沉积物中的2.7倍。

河口区沉积物中的P一般以Ca-P、有机P、残余P和闭蓄态P等相对稳态P为主,这是因为它们很难从沉积物中释放和转化,并参与P的循环<sup>[19-20]</sup>。此外沉积物中还包括Fe-P、Al-P等活性P,它们在氧化还原环境改变的条件可以转化成可溶性P,通过间隙水进入上覆水体。倪栋<sup>[21]</sup>调查了鄱阳湖、洞庭湖表层沉积物,得出原生碎屑P的含量占全部钙结合态P的比重较高为50%~80%,太湖也有相似结果。黄清辉等<sup>[22]</sup>发现,太湖、巢湖中Ca-P占总P的30%左右,而沉积物中有机P形态差别十分明显,其中太湖沉积物中的有机P主要以酸可提取有机P形式存在,巢湖沉积物中酸可提取有机P约占总有机P的一半。

此外,根据沉积物中各形态P的分级分离方法的不同,可对P进行不同的分类<sup>[19-20]</sup>。按照SMT连续提取法,可分为NaOH-P(主要是Al、Fe、Mn氧化物和水化物结合的P)、HCl-P(主要是与Ca结合的P)、无机P、有机P和TP。还有一些提取方法还可区分弱结合态P(NH<sub>4</sub>Cl-P)、可还原水溶性P(BD-P)、残留态(Res-P)和沉积物有效P(Olsen-P)等。

## 2.2 湖泊河口区磷的迁移转化

河水携带的各种形态的P进入湖泊水体后会发生一系列物理化学变化及生物反应。河口区作为河流与湖泊交汇区,是河口区P进入湖泊后迁移转化的主要区域。大量研究表明<sup>[23-24]</sup>,河流中的P存量与赋存形态与入湖河口区差异明显,尤其是在春夏季易爆发富营养化污染事件期间。

**2.2.1 河口区水体中的P的迁移** 河口区P的不同形态间的转化主要在可溶态之间进行。河口区P迁移的主要机制是水流紊动引起的对流和在沉积物间隙水中的扩散作用。对流可能导致颗粒态P的迁移(如被河水携带走,再悬浮)和溶解态P从沉积物-水界面间隙水中释放,浓度差与水流动力是这一过程驱动因素,局部水流紊动可能促使P从细颗粒物中释放出来<sup>[25]</sup>,导致悬浮颗粒中的P含量增加<sup>[24]</sup>,并使得高生物活性溶解态P可能转变成生物利用性较低的颗粒P和有机P,从而进入沉积物中或被生物吸收<sup>[26]</sup>;颗粒态P会随湖泥沙发生扩散、絮凝与沉降等过程<sup>[27]</sup>。此外,河

口区P进入河口区后还会伴随从金属的氢氧化物的吸附、解吸过程。如溶解态P可以与硅铝酸盐、金属氢氧化物等颗粒物发生吸附反应<sup>[28-29]</sup>。此过程受溶解氧、pH值和盐度等影响。在厌氧条件下,金属的氢氧化物被还原溶解,被吸附的磷酸盐解吸出来;随着pH和盐度的增加,金属的氢氧化物的吸附能力也会减弱。

**2.2.2 河口区沉积物中P的迁移** 河流输入的P很大部分通过物理、化学和生物作用沉降进入底泥中,P在沉积物-水界面的循环过程与机理得到了广泛的研究<sup>[30]</sup>。在一定条件下沉积物中P可以重新从沉积物中释放进入上覆水体中,被微生物与植物吸收利用。在P的沉降、再释放过程中,伴随着P在不同形态之间的相互转化。

沉积物的物理释放包括在沉积物-水界面浓度梯度作用下的扩散作用和人为或风浪作用下的扰动作用。在沉积物-水界面浓度梯度和扰动作用下,P也可以从沉积物中释放出来<sup>[31]</sup>。秦伯强等<sup>[32]</sup>从野外观测结果角度分析,认为风速大于6.5 m/s以上,沉积物将发生大规模悬浮,引起水体溶解性P含量增加。朱广伟等<sup>[33]</sup>研究认为,风浪扰动引起的沉积物中P的释放是一个持续性动态过程。在这个过程的初期,风浪扰动引起了水体溶解性P浓度的显著提高,但随着风浪过程的继续,水体P浓度呈现不断下降趋势,当风浪过程过去后,水体P的浓度恢复到很低的水平,并可以持续相当长的时间。

沉积物中P的化学释放包括铁氧化物的还原、金属阳离子的螯合与络合、有机质矿化等。对非碳酸钙性沉积物而言,厌氧条件下铁磷矿物的还原是P释放的主要途径;而在碳酸钙性沉积物中,不同pH条件下P与Ca的沉淀-溶解反应是P吸附-释放的主要机制<sup>[34]</sup>。有研究表明,间隙水中P主要来自有机质降解和铁氧化物释放,Al-P、Fe-P在氧化还原环境改变的条件可以转化成可溶性P,通过间隙水进入上覆水体,是生物可利用性P的重要组成部分<sup>[35]</sup>。在还原条件下,沉积物中有机质的分解不完全,会产生许多有机络合物,能和Fe<sup>3+</sup>、Al<sup>3+</sup>等产生络合和螯合作用,不仅能减少P的固定,而且还可以使被固定的P再溶解而释出。有机质的矿化分解也可以释放出溶解性的磷酸盐,其中一部分通过间隙水向上扩散,另一部分被沉积物矿物颗粒吸附,并在间隙水中的P释放以后,解吸补充到间隙水中去<sup>[36]</sup>。

沉积物中的生物作用也可以促使P释放到水体中。细菌分解可使沉积物中的有机化合物矿化释放多磷酸盐,并把不溶性的磷化合物转化为可溶性的磷化

合物, 进而向水体释放<sup>[37]</sup>。大型水生植物的分泌作用将 P 释放到水中, 而且在死亡后的分解过程中可把 P 释放到上覆水体<sup>[38]</sup>。

**2.2.3 湖泊河口区 P 迁移转化的影响因素** (1) P 的含量和化学形态。湖泊河口区 P 的迁移转化首先取决于湖泊中 P 的含量和形态<sup>[39]</sup>。沉积物中 P 的结合态及形态之间的相互转化是控制沉积物 P 迁移和释放的一个主要因子。P 释放量是由 P 的各形态间的不同的迁移和转化过程决定的。沉积物释 P 量的多少并不与沉积物中的总 P 量成比例关系, 释放进入间隙水中的 P 大部分是无机可溶性 P<sup>[40]</sup>。在厌氧释放过程中, 存在着有机 P 向无机 P 转化, Fe-P、Al-P 向 Ca-P、O-P 转化的趋势, 沉积物中总 P 浓度不断减少, 就是 P 形态迁移转化动态平衡的结果<sup>[41]</sup>。

(2) 沉积物组成。对于非碳酸钙性湖泊, 在好氧条件下, 由于沉积物中 Fe 含量较高, P 的释放受 Fe 氧化吸附作用的抑制; 对于碳酸钙性湖泊,  $\text{Ca}^{2+}$  浓度是影响沉积物释放 P 的重要因子, 在不同 pH 下磷灰石的溶解平衡影响着湖泊水体中 P 的含量。沉积物中释放的 P 与 Fe-P 浓度关系密切相关, 沉积物中 P:Fe 比例可作为表层沉积物 P 释放能力的一个参数, 两者存在显著负相关关系<sup>[42]</sup>。此外沉积物中硫酸盐含量、磷矿物的类型也是控制 P 释放的极其重要的变量<sup>[43]</sup>。在氧化条件下红磷铁矿是稳定存在的; 而在还原条件下尤其在酸性环境中, 大量 P 和 Fe 从矿物中溶解出来。在 Fe 为主的系统中, 氧化条件下  $\text{Fe}^{2+}$  和  $\text{Fe}^{3+}$  的羟磷灰石是最稳定的矿物形式, 而在还原条件下蓝铁矿是主要的存在形式<sup>[44]</sup>。

(3) 环境因子。①氧化还原电位: 对非碳酸钙性湖泊沉积物而言, P 释放对表层沉积物的氧化还原电位 (Eh) 的变化非常敏感。当表层沉积物 Eh 较高时 ( $> 350 \text{ mv}$ ),  $\text{Fe}^{3+}$  与磷酸盐结合成不溶的磷酸铁, 可溶性 P 也被氢氧化铁吸附而逐渐沉降; 而当 Eh 较低时 ( $< 200 \text{ mv}$ ) 有助于  $\text{Fe}^{3+}$  向  $\text{Fe}^{2+}$  转化, 使 Fe 及被吸附的磷酸盐转变成溶解态而析出, 且不溶的  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  转化成可溶的  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , 沉积物 P 释放量增加<sup>[45]</sup>。与氧化还原电位有关的因子 (如电子受体  $\text{O}_2$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ ) 均影响着沉积物中 P 的释放<sup>[46]</sup>。

②溶解氧: 底层水体中溶解氧含量 (DO) 对沉积物 P 的释放起着决定性的作用, 厌氧状态可大大促进 P 在沉积物的迁移和释放, 而在好氧状态下释放速率远小于厌氧释放速率<sup>[20]</sup>。一些研究认为, 在厌氧条件下不溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  变成可溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , 有利于 P 的释放, 好氧条件下有利于 P 的吸附, 但是也能释放

P, 只是其释放量较小<sup>[47-48]</sup>。

③pH 值: pH 对 P 素的循环转化过程影响十分明显。对非碳酸钙性湖泊沉积物而言, pH 在中性范围时, 沉积物释 P 量最小; 而升高或降低 pH 值释 P 量成倍地增大, 溶解 P 总的释放量与 pH 值呈抛物线 (或 U 型) 相关<sup>[42]</sup>。在 pH 值较低时, 沉积物释 P 以溶解作用为主; 而在高 pH 值时, 体系中  $\text{OH}^-$  可与无定形 Fe-Al 胶合体中的磷酸根发生交换, 沉积物中 P 释放量的增加是水合氧化物负电荷数量的增加以及  $\text{OH}^-$  和  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  竞争吸附点位两者综合作用的结果<sup>[49]</sup>。在碳酸钙性湖泊沉积物中, 提高上覆水的 pH 值, 可使沉积物对 P 的吸附能力增加, 这是方解石吸收和共沉淀的结果。

④物理扰动: 对浅水湖泊来说扰动是影响沉积物-水界面反应的重要物理因素。动态条件下 P 从沉积物的释放量远大于静态条件的释放量<sup>[50]</sup>。扰动使表层沉积物再悬浮, 增加沉积物颗粒的反应界面并促进沉积物中 P 的释放, 同时加速了沉积物间隙水中 P 的扩散, 这一效应直至释放与沉积吸附达到一种动态平衡。对浅水系统而言, 表层沉积物的悬浮深度大约是  $10 \text{ cm}$ <sup>[51]</sup>。

⑤生物影响: 细菌分解的直接结果是加快了溶解氧的消耗, 同时微生物作用可把沉积物中有机态 P 转化、分解成无机态 P, 把不溶性 P 转化成可溶性 P。藻类对沉积物 P 的释放有促进作用<sup>[52]</sup>, 藻类生长地越多, P 就释放地越多; 反过来, 沉积物中 P 的释放又进一步促进藻的生长, 两者有相互促进的关系<sup>[53]</sup>。在微生物活动中, 碱性磷酸酶发挥着重要作用, 它是一种诱导酶, 当水中的溶解性无机 P 的浓度小于  $2 \mu\text{mol/L}$  时, 藻类、细菌体中的酶被诱导大量产生, 在酶的作用下, 水体中的不溶性颗粒 P 被水解, 转化成可溶性 P<sup>[54]</sup>。

⑥温度: 温度升高有利于沉积物释 P。沉积物 P 的释放因季节而变化, 在冬天释放量很低, 在夏天达到最大值<sup>[55]</sup>。这是由于温度升高会增加沉积物中微生物和生物体的活动, 促进生物扰动、矿化作用和厌氧转化等过程, 导致间隙水耗氧使表层沉积物呈还原状态, 促使  $\text{Fe}^{3+}$  还原为  $\text{Fe}^{2+}$ , 加速磷酸盐的释放。

### 3 河口区磷对藻类生长的影响

河流 P 素输入量与形态对河口区藻类生长及群落组成有着重要影响。在营养盐浓度较低的湖泊 (如  $\text{TP} < 0.2 \text{ mg/L}$ ) 藻类生长与入湖河流 P 输入总量具有很好的相关性<sup>[56]</sup>。通常在河口生态系统中浮游植物初级生产和丰度年平均值与径流 P 输入的平均浓度呈正相关, 河口区藻类的总生物量随水体中总 P 的增加而增

加, 而其多样性则随水体中溶解性 P 浓度的升高而下降<sup>[57-58]</sup>。

有研究显示, 当总 P 浓度大于 0.25 mg/L 时, 绿藻和隐藻在浮游生物群落中占优势, 硅藻和鞭毛藻次之, 蓝藻和金藻比例很少, 而随着 P 浓度的下降, 蓝藻逐渐成为优势种<sup>[59-60]</sup>。史小丽等<sup>[61]</sup>采用同位素示踪法, 研究外源性无机磷盐在模拟水生生态水体中对铜绿微囊藻类的影响, 得出铜绿微囊藻的生长在外源 P 添加后 10 min 内迅速增加, 接着缓慢上升, 达到最大值后, 然后逐渐下降并趋向平衡。

河口区 P 的输入形态也会对藻类的生长产生影响。在富营养化较严重河口区, 随着溶解态无机 P 很快被消耗, 可溶性有机 P 和悬浮态 P 逐渐成为水体中 P 的主要存在形式, 当藻大量生长时, 藻类对有机 P 的利用能力决定了藻的竞争能力, 从而驱动藻类群落演替<sup>[56, 62]</sup>。

#### 4 结论

淡水湖泊 P 主要经河流输入进入河口区, 并最终汇入湖泊, 大气沉降和环湖岸地表径流也是河口区 P 输入的重要途径。淡水湖泊水体中河口区 P 主要以颗粒态 P 为主, 而在沉积物中则以相对稳态 P 为主。在河口区, 上覆水体中 P 经历对流、扩散、吸附、生物吸收、絮凝与沉降等作用, 从而进入沉积物中; 同时沉积物中的 P 在自然、生物和人为作用下, 会在水-沉积物界面经过扩散作用重新释放到上覆水体中, 在 P 的沉降、再释放过程中, 伴随着 P 在不同形态之间的相互转化。在河口区 P 的迁移转化过程中, 受到各种环境条件的影响, P 的含量和化学形态是主要的影响因子。同时, P 作为藻类生长重要的营养元素, 影响着河口区藻类的生长和群落组成, 一般来说, 浮游植物初级生产和丰度年平均值与径流 P 输入的平均浓度呈正相关, 河口区藻类的总生物量随水体中总 P 的增加而增加, 而其多样性则随水体中溶解性 P 浓度的升高而下降。目前对湖泊河口区 P 输入、形态、迁移特征的研究比较清楚, 但对影响河口区 P 的形态、迁移转化等各种因子之间的交互作用有待于进一步深入研究<sup>[32, 52, 54]</sup>。

#### 参考文献:

- [1] Lau SSS, Lane SN. Biological and chemical factors influencing shallow lake eutrophication: A long-term study. *Science of the Total Environment*, 2002, 228(3): 167-181
- [2] Mainstone C, Dils D, Withers PJA. Controlling sediment and phosphorus transfer to receiving waters—A strategic management perspective for England and Wales. *Journal of Hydrology*, 2008, 350(3): 87-97
- [3] Turner RE, Rabalais NN, Justic D, Dortch Q. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 2003, 64(3): 297-317
- [4] French TD, Petticrew EL. Chlorophyll a seasonality in four shallow eutrophic lakes (northern British Columbia, Canada) and the critical roles of internal phosphorus loading and temperature. *Hydrobiologia*, 2007, 575: 285-299
- [5] Edwards AC, Withers PJA. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 2008, 350(3/4): 144-153
- [6] Walling DE, Collins AL, Stroud R. Tracing suspended sediments and particulate phosphorus sources in catchments. *J. Hydrol.*, 2008, 350(3/4): 274-289
- [7] 张利民, 王水, 韩敏, 何卿, 潘国权, 王春. 太湖流域望虞河西岸地区氮磷污染来源解析及控制对策. *湖泊科学*, 2010, 22(3): 315-320
- [8] Nislow KH, Armstrong JD, McKelvey S. Phosphorus flux due to Atlantic salmon (*Salmo salar*) in an oligotrophic upland stream: Effects of management and demography. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 2004, 61(12): 2401-2410
- [9] 许朋柱, 秦伯强. 2001-2002 水文年环太湖河道的水量及污染物通量. *湖泊科学*, 2005, 17(3): 213-218
- [10] 郑一, 王学军, 江耀慈, 周修炜. 环太湖河道水质分析与入湖污染物负荷量估算. *地理学与国土研究*, 2001, 17(1): 40-44
- [11] 翟水晶, 杨龙元, 胡维平. 太湖北部藻类生长旺盛期大气氮、磷沉降特征. *环境污染与防治*, 2009, 31(4): 4-10
- [12] 王雨春. 湖泊现代化沉积物中磷的地球化学作用及环境效应. *重庆环境科学*, 2000, 22(4): 39-41, 59
- [13] 徐爱国. 原位模拟降雨条件下太湖地区不同农田类型氮磷流失特征研究 (博士学位论文). 北京: 中国农业科学院, 2009: 10-50
- [14] 张水铭, 马杏法, 汪祖强. 农田排水中磷素对苏南太湖水系的污染. *环境科学*, 1993, 14(6): 24-29
- [15] 高永霞, 孙小静, 张战平, 朱广伟, 逢勇. 风浪扰动引起湖泊磷形态变化的模拟试验研究. *水科学进展*, 2007, 18(5): 668-672
- [16] 张敏, 谢平, 徐军, 刘兵钦, 杨洪. 大型浅水湖泊—巢湖内源磷负荷的时空变化特征及形成机制. *中国科学D辑*. 2005, 35(增刊11): 63-72
- [17] 陈永川, 汤利, 谌丽, 李杰. 滇池水体中磷的时空变化特征研

- 究. 农业环境科学学报, 2005, 24(6): 1 145-1 151
- [18] 孙晓杭, 张昱, 杨敏, 张斌亮. 太湖悬浮物磷的形态分布特征. 安全与环境学报, 2005, 5(4): 19-22
- [19] 范成新, 张路, 尹洪斌, 王兆德, 钟继承, 尤本胜, 郑超海, 王同成, 姜晓辉, 赵中华, 王建军, 吴朝明, 包先明, 陈开宁, 李宝, 韩红娟. 太湖沉积物污染与修复原理. 北京: 科学出版社, 2009
- [20] 吴晓娜. 西湖沉积物中磷的形态及迁移转化的沉积剖面研究(硕士学位论文). 浙江: 浙江大学, 2006: 10-86
- [21] 倪栋. 东部平原浅水湖泊沉积物磷的赋存特征(硕士学位论文). 内蒙古: 内蒙古农业大学, 2009: 21-37
- [22] 黄清辉, 王东红, 王春霞, 马梅, 王子健. 沉积物中磷形态与湖泊富营养化的关系. 环境科学, 2003, 23(6): 583-586
- [23] Jarvie HP, Neal C, Juergens MD, Suttona EJ, Neala M, Wickhama HD, Hilla LK, Harmana SA, Daviesa JLL, Warwicka A, Barretta C, Griffithsa J, Binleyb A, Swannackc A, McIntyre N. Within-river nutrient processing in Chalk streams: The Pang and Lambourn. UK. J. Hydrol. 2006, 330(1/2): 101-125
- [24] Némery J, Garnier J. Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets. J. Geophys Res-Biogeosciences, 2007, 112 (G3) Article No. G03012: 275-287
- [25] Gainswin BE, House WA, Leadbetter BC, Armitage PD, Patten J. The effects of sediment size fraction and associated algal biofilms on the kinetics of phosphorus release. Sci. Total Environ., 2006, 360(1/3): 142-157
- [26] Svendsen LM, Kronvang B, Kristensen P, Graesbol P. Dynamics of phosphorus-compounds in a lowland river system—importance of retention and nonpoint sources. Hydrol. Process, 1995, 9(2): 119-142
- [27] 翁焕新. 河流和海陆交汇带现代沉积磷的环境地球化学. 地球化学, 1995, 24(增刊): 119-225
- [28] House WA, Jickells TD, Edwards AC, Praska KE, Denison FH. Reactions of phosphorus with sediments in fresh and marine waters. Soil Use Manage., 1998, 14(s4): 139-146
- [29] Zhang JZ, Huang XL. Relative importance of solid-phase phosphorus and iron on the sorption behavior of sediments. Environ. Sci. Technol., 2007, 41(8): 2 789-2 795
- [30] Ernstberger H, Edwards AC, Balls PW. The distribution of phosphorus between soluble and particulate phases for seven Scottish east coast rivers. Biogeochemistry, 2004, 67(1): 93-111
- [31] 李勇, 王超. 城市浅水型湖泊底泥磷释放的环境因子影响实验研究. 环境科学与技术, 2002, 15(4): 4-6
- [32] 秦伯强, 胡维平, 高光, 罗敛葱, 张金善. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式. 科学通报, 2003, 48(17): 1 822-1 831
- [33] 朱广伟, 秦伯强, 张路, 罗敛葱, 孙小静, 洪大林. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽试验. 湖泊科学, 2005, 17(1): 61-68
- [34] Olila OG, Reddy RH. Phosphorus sorption characteristics of sediments in two eutrophic lakes in Florida. Arch. Hydrobiol., 1993, 129(1): 45-65
- [35] Ting DS, Appan A. General characteristics and fractions of phosphorus in aquatic sediments of two tropical reservoirs. Water Sci. Technol., 1996, 34(7/8): 53-59
- [36] 王雨春, 万国江, 黄荣贵, 邹申清, 陈刚才. 湖泊现代化沉积物中磷的地球化学作用及环境效应. 重庆环境科学, 2000, 22(4): 39-41
- [37] 尹大强, 谭秋荣. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响. 湖泊科学, 1994, 6(3): 240-245
- [38] 李文朝. 浅水湖泊生态系统的多稳态理论及其应用. 湖泊科学, 1997, 9(2): 97-104
- [39] Sundby B, Gobeil C, Silverberg N, Mucci A. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. Limnology and Oceanography, 1992, 37(6): 1 129-1 145
- [40] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. Water Research, 2000, 34(7): 2 037-2 042
- [41] 王晓蓉, 华兆哲, 徐菱, 赵闯, 吴重华. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响. 环境化学, 1996, 15(1): 15-19
- [42] Lucotte M, D'anglejan B. Processes controlling phosphate adsorption by iron hydroxides in estuaries. Chemical Geology, 1988, 67(1/2): 75-83
- [43] Caraco NF, Cole JJ, Cole JJ, Likens GE. Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. Letters to Nature, 1989, 341(28): 316-318
- [44] Torrent J, Schwertmn U, Barron V. Fast and slow phosphorus sorption by goethite rich natural materials. Clays and Clay Minerals, 1992, 40(1): 14-21
- [45] Ingall E, Jahnke R. Evidence for enhanced phosphorus regeneration from marine sediments overlain by oxygen depleted waters. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1994, 58(11): 2 571-2 575
- [46] D'Angelo EM, Reddy KR. Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II. Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. J. Environ. Qual., 1994, 23: 937-943
- [47] House WA. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. Appl. Geochem., 2003, 18(5): 739-748

- [48] Jarvie HP, Haygarth PM, Neal C, Butlerb P, Smitha B, Nadena PS, Joynesb A, Neala M, Wickhama H, Armstronga L, Harmana S, Palmer-Felgatea EJ. Stream water chemistry and quality along an upland-lowland rural land-use continuum, south west England. *J. Hydrol.*, 2008, 350(3/4): 215-231
- [49] 刘凡, 介晓磊. 不同 pH 条件下针铁矿表面磷的配位形式及转化特点. *土壤学报*, 1997, 34(4): 367-374
- [50] Sondergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, 228(1): 91-99
- [51] 高丽, 杨浩, 周健民. 湖泊沉积物中磷释放的研究进展. *土壤*, 2004, 36(1): 12-15
- [52] Dodds WK. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *J. Phycol.*, 2003, 39(5): 840-849
- [53] 刘玉生, 邹兰, 郑丙辉. 光照、温度和藻类对底泥释放磷的影响. *环境科学研究*, 1992, 5(2): 41-44
- [54] Wynne D, Kaplan B, Berman T. Phosphatase activities in lake Kinneret phytoplankton // Chrost R Jed. *Microbial enzymes in aquatic environments*. New York: Springer-Verlag, 1991: 220-226
- [55] Gonsiorczyk T, Casper P, Koschel R. Phosphorus binding forms in the sediment of an oligotrophic and an eutrophic hardwater lake of the Baltic district(Germany) . *Water Sci. Technol.*, 1998, 37(3): 51-58
- [56] Jonsson B, Jonsson N. Migratory Atlantic salmon as vectors for the transfer of energy and nutrients between freshwater and marine environments. *Freshw. Biol.*, 2003, 48(1): 21-27
- [57] 黄世玉, 黄邦钦. 不同磷源对藻类生长及其生化组成的影响. *台湾海峡*, 1997, 16(4): 458-464
- [58] Neill M. A method to determine which nutrient is limiting for plant growth in estuarine waters — at any salinity. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(9): 945-955
- [59] Loureiro S, Newton A, Icelly J. Effects of nutrient enrichments on primary production in the Ria Formosa coastal lagoon (Southern Portugal) . *Hydrobiologia*, 2005, 550(1): 29-45
- [60] Labry C, Delmas D, Herbland A. Phytoplankton and bacterial alkaline phosphatase activities in relation to phosphate and DOP availability within the Gironde plume waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2005, 318(2): 213-225
- [61] 史小丽, 王凤平, 蒋丽娟, 杨柳燕, 孔志明, 秦伯强. 光照时间对外源性磷在模拟水生态系统中迁移的影响. *环境科学*, 2003, 4(1): 40-45
- [62] Spijkerman E, Coesel P. Alkaline phosphatase activity in two planktonic desmid species and the possible role of an extracellular envelope. *Freshwater Biology*, 1978, 39: 503-513

## Input and Transfer of Phosphorus in Estuary of Freshwater Lakes and Its Effects on Growth of Lake Algae

QIAN Zi-jun<sup>1</sup>, GAO Hai-ying<sup>1</sup>, WANG Xiao-long<sup>2</sup>

(1 Department of Municipal Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China;

2 Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** The input and transfer of external phosphorus in freshwater lakes is a major factor which affects the process of a lake eutrophication. Domestic and foreign scholars conducted a lot of researches on the nutrient substances such as phosphorus and made many important progresses. However, the researches were more focused on the release and transformation of internal phosphorus but less on the input and transfer of external phosphorus. In this paper, we analyzed the progresses of external phosphorus from its sources, morphological characteristics, migration and transformation, and the impact on the algae. The input, shape and migration of external phosphorus were clear now, the main research trend in the future should focus on the interaction between the influential factors which impact the morphology, migration and transformation and the quantitative relationship between various phosphorus forms and the growth of the algae.

**Key words:** Estuary, External phosphorus, Morphology, Migration and transformation