

浙北下渚湖湿地上覆水-底泥界面磷素特征与水质响应研究

沈建国¹ 朱焕潮¹ 王兆德^{2,3} 林渊² 厉帅² 谢贯虹² 张志剑^{2*}

(1. 杭州市余杭区农业局 临平 311118; 2. 浙江大学生态环境研究中心 杭州 310029; 3. 中国科学院南京地理与湖泊研究所 南京 210008)

摘要 健康湿地是面源污染生态修复的有效途径. 以浙北下渚湖湿地为研究对象, 同步开展上覆水及底泥磷素野外调查, 模拟湿地枯水季节设计微型静态湿地水柱试验, 揭示上覆水-底泥界面磷素交换规律、磷库特征及其潜在水质响应机制. 结果表明, 下渚湖湿地底泥总磷(TP)含量范围为 0.187~0.591 mg·g⁻¹, 属于中度富磷, 全年水体 TP 浓度为 0.022~0.718 mg·L⁻¹, 水体磷素(即 TP、溶解性磷(DP)及颗粒磷(PP))浓度大小的季节性特征为冬季>夏季>春季>秋季. 在上覆水磷素浓度梯度(0.0~10.5 mg·L⁻¹)胁迫下, 微型静态湿地水柱模拟表明湿地底泥吸附上覆水磷素依次呈现缓冲吸附过程、快速吸附过程、及慢速吸附过程等 3 个特征性过程. 在上覆水 DP 为 1.0 mg·L⁻¹ 的胁迫下, 枯水季节湿地底泥磷库增量分配代表性比例分别为: 弱结合态磷 0.0%、铁/锰结合态磷(Fe-P)19.9%、碱可提取磷 66.3%(其中铝结合态磷(Al-P)58.0%、碱可提取有机磷(OPaIk)8.3%)、钙结合态磷(Ca-P)1.9% 及闭蓄态磷(Res-P)11.3%. 在枯水期可以通过补充铝盐的技术手段增加下渚湖湿地底泥对水体磷素的净化容量.

关键词 下渚湖 湿地 磷素 底泥 上覆水 静态模拟

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06-

Phosphorus Characteristics and the Impact to Water Quality Across Interface of Overlying Water and Sediment of Xiazuhuhu Wetland in Northern Zhejiang Province, China

SHEN Jian-guo¹, ZHU Huang-chao¹, WANG Zhao-de^{2,3}, LIN Yuan², LI Shuai², XIE Guan-hong², ZHANG Zhi-jian²

(1. Hangzhou Yuhang District Agricultural Bureau, Linping 311118, China; 2. Research Center of Eco-environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 3. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academic of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Healthy wetland system is regarded as an effective way for biological remediation of non-point source pollutants. A case field investigation on phosphorus (P) status of overlying water and sediment was carried out for Xiazuhuhu wetland located in Northern Zhejiang Province, China. A static wetland microcosm experiment was conducted to understand the characteristics and mechanisms related to P exchanging, P forms changing, and water quality impact across the interface of water and sediment. Field investigation showed that total P (TP) concentrations of sediments were found from 0.187 mg·g⁻¹ to 0.591 mg·g⁻¹, and TP in overlying water reached from 0.022 mg·L⁻¹ to 0.718 mg·L⁻¹ where the seasonal concentration variations of TP, dissolved P (DP), and particulate P (PP) were commonly found in order as winter > summer > spring > fall. Fed by synthetic solution containing P levels of 0.0~10.5 mg·L⁻¹, a 35-day-lasting microcosm study showed that P retention by sediments could be divided into three basic phases in order, i. e., buffer reaction, rapid adsorption, and slow adsorption. Under a typical stress concentration of 1.0 mg·L⁻¹ in overlying water, the increment of P tanks in different forms was found as NH₄Cl-P (0.0%), Fe-P/Mn-P (around 20%), NaOH-TP (around 66%, mainly as the form of Al-P), Ca-P (1.9%), and Res-P (11.3%), on the condition of Xiazuhuhu wetland under low water season. Application of Al to wetland would increase the capacity of sediment P retention in Xiazuhuhu wetland.

Key words Xiazuhuhu wetland; phosphorus; sediment; overlying water; static wetland microcosm

随着人类活动对磷素生物地球化学循环影响的日益加剧,水生生态系统越来越多地面临着营养状态升高的考验^[1].我国的天然湖泊半数以上处于中营养化至高度富营养化状态^[2].分析预测认为:若按现在技术及其管理模式,随着人口膨胀、粮食需求的增长,未来 40~50 a 内全球水体富营养化程度将会提高到 21 世纪初的 2.4~2.7 倍,并有可能伴随大

量严重的生态系统破坏和生物多样性锐减^[3].21 世纪初,我国水污染的核心问题之一是水体富营养化^[4].浙江省北部位于太湖流域南翼,是太湖流域水

收稿日期 2008-07-10; 修订日期 2008-09-05

基金项目 国家自然科学基金项目(40701162) 浙江省自然科学基金项目(Y506215)

作者简介 沈建国(1966~),男,博士研究生,高级农艺师,主要研究方向为生态农业, E-mail zhenghao825@163.com

* 通讯联系人, E-mail zhazhanghijian@zju.edu.cn

体富营养化控制的关键区域之一,然而问题仍十分突出^[5],其核心问题仍然是氮、磷等生源要素过剩及由此而产生的藻类大量增殖、溶解氧减少、透明度下降与水体生态功能恶化。

健康湿地发挥着保护生物多样性、调节气候、防洪、提供动植物栖息地及涵养水源与净化水体等生态功能^[6,7]。湿地土壤生源要素(碳、氮、磷及硫等)循环过程与归宿密切影响着健康生态系统的维持及其生态功能的发挥^[8-10]。磷元素是水体富营养化的限制因子,其生物地球化学循环是一种沉积性的不完全循环。在一定条件下,湿地可在磷素进入目标水体之前综合物理吸附作用、水生动植物作用、微生物作用、化学沉降作用等的多途径复杂过程进行有效截留^[11],其中底泥的吸附作用占主导地位^[12]。湿地磷素生态截留功能最大化的研究与实践已成为目前国内外面源污染控制首选的生态控制途径之一^[11,43,44]。然而,利用湿地的磷素调节与管理过程如果违反了湿地自身的基本规律,将有可能导致整个生态系统发生难以逆转的变化^[15,16]。因此,揭示湿地上覆水-底泥界面磷素吸附与解析(或固定与释放)的特征性过程及其规律性机制,可为科学合理实施湿地磷素生态修复提供理论基础与技术指导。

尽管太湖水体年复一年的水体富营养化发生的根源错综复杂,但面源贡献为公认的主要污染源之一^[17]。浙江北部杭嘉湖平原位于我国太湖流域的南翼,总面积约为 35 km² 的下渚湖湿地是浙北区域内少有的天然湿地群,它为太湖流域南翼提供了区域面源污染生态修复的高效机制与有效途径。雨季通常是流域典型面源污染物在时空范围内高强度大规模迁移的主要时期,而旱季或枯水期是受面源污染水体生态修复的关键期。枯水季节内湿地上覆水-底泥界面磷素特征及其交换机制有可能决定着湿地就地且持续地消除接纳水体面源磷素的强度大小及其容量水平,担负着下游段水体富营养化发生的预防屏障作用。

本实验以浙北下渚湖湿地为研究对象,选取代表性区块,同步开展年内季节性上覆水及底泥磷素野外调查,在此基础上,模拟湿地枯水季节设计微型静态湿地水柱试验,并设置上覆水磷素梯度胁迫条件,揭示上覆水-底泥界面磷素交换规律及其磷库分配特征,探讨枯水季节底泥磷素与上覆水水质的响应机制,以期最大化地发挥下渚湖湿地磷素生态截留提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 湿地底泥、上覆水样品采集

在地处浙北杭嘉湖平原的下渚湖湿地保护区内(120°02'54.01"E ~ 120°01'52.69"E; 30°31'28.41"N ~ 30°30'53.22"N),选取典型河道、支流、及中央水面等 31 处进行采样布点(图 1)。于 2007 年 6 月底(夏季)采用直径为 10 cm 的 PVC 柱状底泥采样器采集 0~10 cm 表层底泥,同时采集对应上覆水样。另外,分别于 2007 年 09 月初(秋季)与 11 月底(冬季)及 2008 年 03 月初(春季)再次原位采集系列水样。底泥样品置于阴凉通风处自然风干后研磨,制成过 20 目及过 100 目土样,密封避光保存待分析。

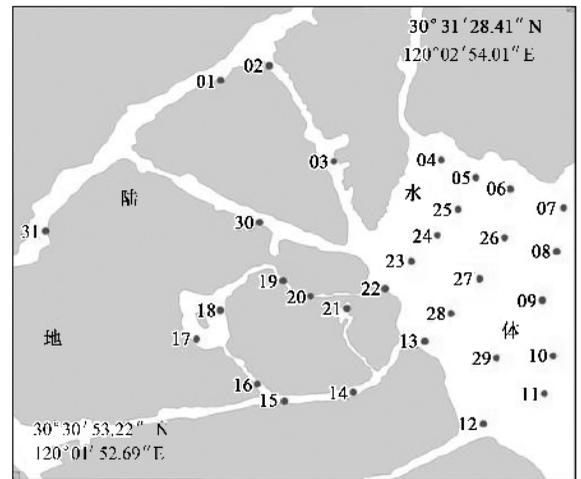


图 1 下渚湖湿地保护区内底泥与水样采样分布

Fig.1 Locations of water and sediment sampling Xiaozhu wetland

1.2 上覆水样品理化分析

部分水样经 0.45 μm 滤膜过滤制得过滤水样。pH 利用 PHS-25C 酸度计进行测定;总氮(TN):未滤水样通过 K₂S₂O₈ 消化-紫外分光光度法测定;总磷(TP):未滤水样通过 K₂S₂O₈ 消化-钼锑抗分光光度法测定;溶解性磷(DP):过滤水样直接通过钼锑抗分光光度法测定^[18]。颗粒态磷(PP)为 TP 与 DP 之差。

1.3 底泥理化分析与磷库特征分析

总磷(TP):过 100 目泥样采用 HClO₄-H₂SO₄ 消化-钼锑抗分光光度法测定;NaHCO₃ 浸提磷(Olsen-P):过 20 目泥样于水土比 20:1 的 0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃(pH = 8.5)浸提,分析滤液磷含量^[19]。NaOH + EDTA 提取磷(NaOH + EDTA-P):过 20 目泥样用 0.5 mol·L⁻¹ NaOH + 0.1 mol·L⁻¹ EDTA(1:1)以水土比 20:1 浸提,滤液用 K₂S₂O₈ 消化-钼锑抗分光光度

法测定磷含量^[20]。有机质:过 100 目泥样采用 $K_2Cr_2O_7$ 容量法-外加热法测定^[19]。底泥 Fe 含量采用元素分析仪测定。

底泥磷素吸附参数测定:水土比 20:1,加入含磷 $0 \sim 50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 溶液,绘制 Langmuir 等温吸附曲线,求得最大吸附容量 Q_{\max} 以及吸附强度参数 k ^[21]。底泥磷素形态分级按照 Psenner 法提取工艺^[22,23]进行。0.5 g 风干泥样采用 25 mL 浸提液进行提取,通过多次连续提取、分离及测定,分别得到 $NH_4Cl\text{-P}$ 、 $BD\text{-P}$ 、 $NaOH\text{-TP}$ 、 $NaOH\text{-DP}$ 、 $NaOH\text{-OP}$ 、 $HCl\text{-P}$ 和 $Res\text{-P}$,即弱结合态磷、铁结合态磷(Fe-P)、碱可提取磷、铝结合态磷(Al-P)、碱可提取有机磷(OPalk)、钙结合态磷(Ca-P)及闭蓄态磷(Res-P)。浸提液采用钼锑抗分光光度法进行含磷量的测定。闭蓄态磷由 TP 减去各提取工序的磷素计算而得。

1.4 微型静态湿地水柱模拟实验

待试底泥样为研究区混合样,其基本理化性质参数 pH 7.67、有机质 $21.53 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、TP $0.430 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、速效磷 $24.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $NaOH + EDTA$ 浸提磷 $193.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、最大吸附容量 Q_{\max} $389.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 及吸附强度参数 k 为 0.275。每组实验预制一系列内径 12 cm,高 50 cm,下端封口的 PVC 柱状容器。每一实验柱底部加入等量新鲜底泥至 5 cm 高度。配置磷浓度系列为 0、0.5、1.0、2.0、4.0、7.0、10.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KH_2PO_4 溶液,即系列模拟水柱的上覆水磷素梯度胁迫条件。将不同磷浓度的系列溶液不扰动表层底泥缓慢依次注入每组 7 支预装新鲜底泥的实验柱

中,灌注至水深 40 cm。盖住柱口并留通气孔,于 25°C 室温避光静止培养。分别在第 1、3、7、14、21、28、35 d 于平均水深处采集上覆水样,随即分析 DP 浓度。每次取样之前用蒸馏水补充上覆水至原水深刻度,以补充上覆水的蒸发损失;每次采样并分析 DP 之后,配制相同 DP 浓度的溶液补充上覆水至原刻度。实验结束后,小心采取表层 1 cm 底泥进行理化性质分析和磷素分级测定。

2 结果与讨论

2.1 湿地底泥及上覆水磷素环境学特征分析

下渚湖湿地保护区 31 处底泥基本理化指标见表 1。统计发现,该区域内湿地底泥 TP 含量范围为 $0.187 \sim 0.591 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,均值为 $0.351 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,比较而言属于中等富磷^[17,23]。最低值位于第 3 采样点(为河道区),该点在保护区建立后,因管理需要于 2003 年进行了底泥疏浚,最高值出现在第 31 采样点(为湖荡区),同时该处底泥的速效磷也为所有采样点最高,这主要是在建立保护区之前曾经是当地农户大规模水产/珍珠养殖、生活污水及邻近餐饮业主要排放区域,因而有可能造成底泥磷库的积累。调查区域底泥有机质及全氮含量适中,均值分别达到了 $25.65 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $0.948 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。文献^[24,25]认为:底泥中的铁磷比(Fe/P)小于 10~15 时则底泥吸附磷素的功能减弱。调查区内底泥铁磷比均值为 2.3,显著低于 10,从这一指标来看区域内湿地底泥对上覆水磷素的固定作用较弱。

表 1 下渚湖底泥样基本理化性质¹⁾

Table 1 Selected physico-chemical parameters of sediment samples collected from Xiaozhuhu wetland

项目	总 P / $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	速效 P / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	有机质 / $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	Fe / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	全 N / $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$
平均值	0.351	26.12	25.65	818.34	0.948
最大值	0.59(31)	77.32(31)	39.9(14)	952.5(1)	1.227(14)
最小值	0.187(3)	10.09(5)	18.98(9)	674.9(31)	0.351(11)

1) 括号中为采样点编号

水样呈现弱碱性,pH 为 7.12~7.86。水样中总磷浓度最高为第 16 采样点(春季, $0.718 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),浓度最低为第 5 处(春季, $0.022 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) (图 2)。统计表明全年 63% 的采样点 TP 浓度小于 $0.110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,依据水体富营养等级 TP 浓度 $0.023 \sim 0.110 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为中营养级至富营养级^[26],下渚湖水体水质总体为中营养级,并存在富营养化的趋势。采样点位于第 3~6 等处水样磷素浓度普遍最低,该区为底泥疏浚区,同时河道两岸湿地植被茂密,生物净化与

污染源截留能力较强,其次位于第 8~10 处、第 26~29 处采样区,即湖心区,相对远离污染源;而水样磷浓度最高的区块为第 12~25 等处,此区为内河道区及沿岸区,底泥淤积、各种污染源汇入处、航道扰动等。

在全年采样期间内,就季节性变化特征而言,上覆水 TP、DP 及 PP 含量均呈现冬季 > 夏季 > 春季 > 秋季的趋势,各水样综合平均值分别为 0.241、0.150、0.117、0.056 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,0.089、0.024、0.015、

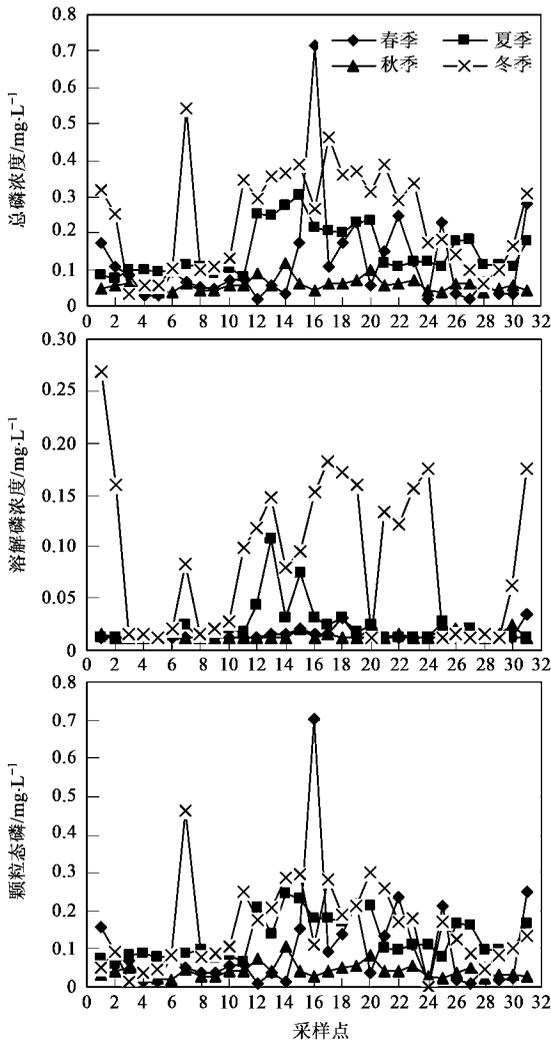


图2 下渚湖代表性季节各采样点水样磷素浓度变化

Fig.2 Seasonal variations of phosphorus concentrations in overlying water of Xiazhuhu wetland

0.014 mg·L⁻¹和 0.152、0.127、0.101、0.042 mg·L⁻¹. 冬季水生植物残体分解与矿化有可能向水体释放数量相当的磷素,夏季则由于温度较高而促进底泥磷素向水体释放的趋势加强,而春季与秋季由于温度适中及水生植物仍处于生长积累期从而导致水体磷浓度下降. 现场调查发现湿地冬季打捞蚌类现象普遍, 打捞过程一定程度上搅动了底泥,使得底泥中的磷素向水体中扩散.

2.2 微型静态湿地水柱模拟实验上覆水 DP 动态变化特征

在不同浓度胁迫下,模拟湿地水柱的上覆水 DP 浓度随时间的动态变化见图 3. 除初始磷浓度 0 mg·L⁻¹的实验柱,其余柱内上覆水 DP 均表现出随培养时间下降的总体趋势. 但初始阶段下降比较缓慢,之后下降速度加快,后期维持在较低水平. 其中

原因可能为:初始阶段主要为上覆水中磷酸盐沿浓度梯度向底泥间隙水迁移,该过程可被定义为缓冲吸附阶段. 据前人研究,上覆水扰动程度越低则此缓冲阶段持续时间越长^[27],可能因加液过程扰动程度不同导致初始阶段上覆水 DP 发生波动变化. 含有大量吸附空位的底泥颗粒逐渐被较高磷浓度的溶液包围,则吸附磷素的反应速率开始增大,同时持续地形成上覆水-间隙水磷素浓度梯度,在吸附作用以及上覆水-间隙水浓度梯度双重作用下,上覆水 DP 浓度下降速度持续较高,即属于快速吸附阶段. 之后,随着底泥颗粒吸附位逐渐饱和以及上覆水-间隙水浓度梯度逐渐降低,底泥吸附磷素的驱动力弱化,从而进入慢速吸附阶段.

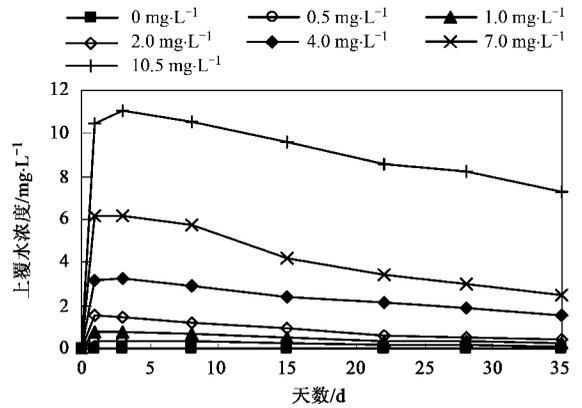


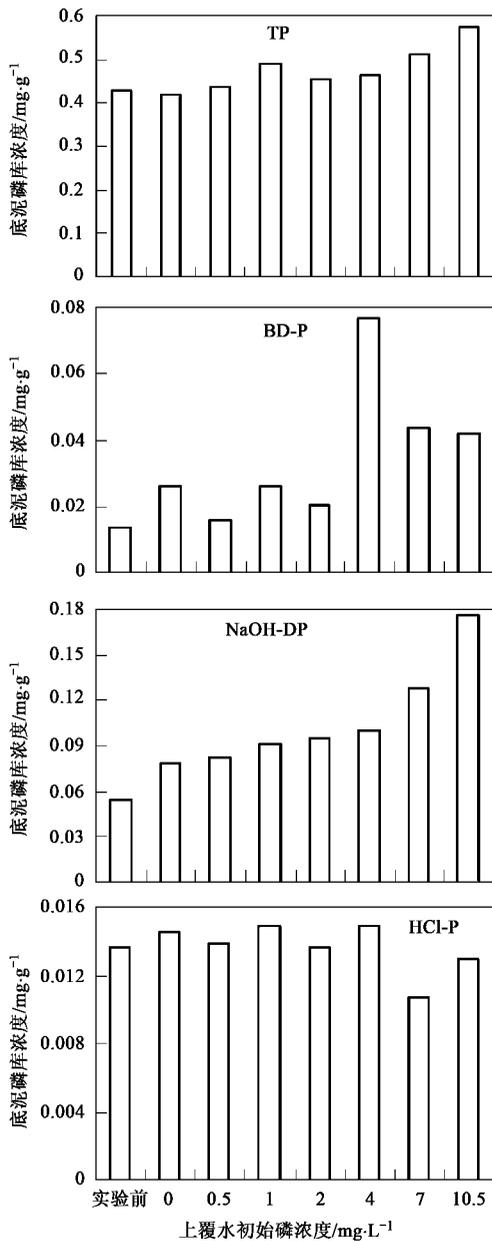
图3 静态模拟实验上覆水溶解磷(DP)浓度变化

Fig.3 Dissolved phosphorus concentrations of overlying water over time during static simulation experiment

大多关于底泥磷素吸附动态特征的研究都基于人工强化手段使土-水相之间迅速达到平衡^[28-29],而鲜见本实验初始的缓冲阶段特征,此微型静态湿地水柱模拟实验恰是细化了此初始阶段,并基本反映了枯水期湿地的上覆水磷素在底泥吸附作用下的动态变化过程. 由此机制,在水流状况较微弱的湿地中,需要保持一定的水力停留时间(HRT)才能充分发挥湿地截留磷素的生态功能. Toet 等^[30]关于平流湿地除磷的研究中指出 HRT > 15 d 才会对磷素有较为显著的去除效果. 另外,通过对于水平潜流湿地的中试模拟得出在 15℃ 以上 HRT > 8 d 可以达到有效去除磷酸盐的结论^[31]. 另外,由于静态湿地复氧功能较差,具有形成缺氧环境的风险,这也是静态水体发生富营养化现象几率更高的重要因素. 基于生态学理论,假如将湿地底泥系统性地看作一个生态学单位,枯水期湿地正常发挥截留磷素功能的“生态幅”的重要参数^[32]应当确保足够的 HRT.

2.3 外源磷素输入对底泥磷库分配特征分析

在微型静态湿地水柱模拟实验前后,湿地底泥



磷库各组分变化特征见图 4.

NH₄Cl-P组分在处理前后均几乎没有被检出,

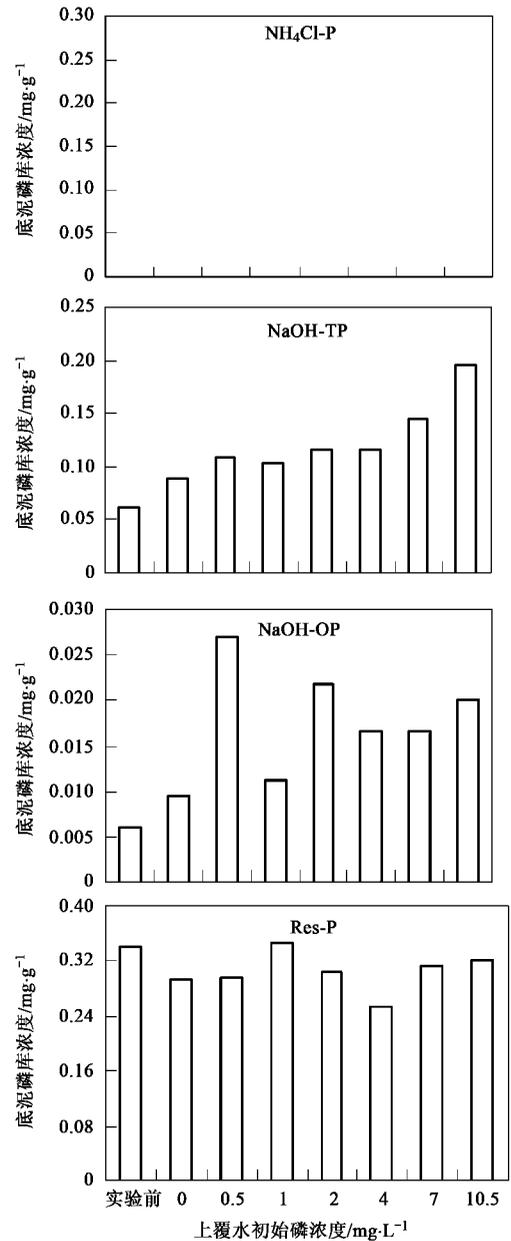


图 4 上覆水不同磷素浓度条件下静态模拟湿地底泥前后磷库形态变化

Fig.4 Comparison on sediment phosphorus tanks before and after static columns fed by overlying water containing different phosphorus concentration

仅有极少量 NH₄Cl-P (0.001 ~ 0.003 mg·g⁻¹) 存在于底泥中,说明底泥在吸附磷素过程中,很少以弱结合的交换态赋存.底泥 BD-P 组分表现出随上覆水 DP 升高而增加的特征,但升高到一定程度便在一较高水平上波动,最大增幅高达 466.7%. NaOH-TP 组分包含了铝结合态磷 (NaOH-DP) 以及部分活性较强的有机磷 (NaOH-OP),其变化规律表现为在较低上覆水 DP 浓度范围变化平稳,而在较高上覆水 DP 时则

快速上升,最大增幅达 222.9%; NaOH-DP 的变化趋势与之一致,最大增幅达 212.3%. 底泥 HCl-P 基本稳定在实验前的水平,最大增幅仅为 8.7%,与浓度梯度响应不明显.闭蓄态 Res-P 在静态实验的变化趋势类似于 HCl-P,最大增幅仅为 2.1%. 因此可以认为:当枯水期湿地上覆水磷素向底泥吸附固定的过程中,其相对反应速率依次为铁/锰结合态磷 > 碱可提取磷 > 钙结合态磷 > 闭蓄态磷.由于底泥铁氧

化物和/或锰氧化物对磷素的吸附属于一种典型的氧化还原敏感型吸附,因而湿地水体-底泥界面磷素的固定-释放平衡容易因水体及底泥氧化还原水平或溶解氧浓度变化而发生较为快速又剧烈的响应,因此相应的水-泥磷素调控(如复氧)可以快速地实现湿地水生态健康,但其稳定性可能较弱。

尽管不同磷素组分各自的绝对增量相差甚远,但吸附引起磷库增量在各磷素组分中的分配比例与前者不可同一而论。由于实验操作不可避免地产生误差以及与实际情况接近的原则,现以上覆水初始磷浓度 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 为例,在上覆水较高磷浓度胁迫条件下,分析模拟枯水期间底泥磷库绝对增量在不同磷素组分之间的分配百分比。结果显示其磷库增量分配比例分别为:弱结合态磷 0.0%、铁/锰结合态磷(Fe-P) 19.9%、碱可提取磷 66.3%(其中铝结合态磷(Al-P) 58.0%、碱可提取有机磷(OP_{Alk}) 8.3%)、钙结合态磷(Ca-P) 1.9%及闭蓄态磷(Res-P) 11.3%。因此可以认为,枯水季节湿地底泥固定上覆水磷素相对容量的主要载体为碱可提取磷(其中又以铝结合态磷为主体),其次为铁/锰结合态磷,而钙结合态磷为最低。通过向水体中施加铁盐和铝盐以将水中磷素增容吸附到底泥中是一种有效的措施,其中铝盐的应用较为普遍^[33,34]。由于下渚湖湿地底泥碱可提取磷特别是 Al-P 为吸附上覆水磷素的主要载体,因此可以通过补充铝盐的技术手段增加湿地水体磷素污染的净化容量。

3 结论

(1) 浙北下渚湖湿地底泥 TP 含量范围为 $0.187 \sim 0.591 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 属于中度富磷; 全年水体 TP 浓度为 $0.022 \sim 0.718 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总体为中营养级但存在富营养化的趋势, 水体磷素(TP、DP 及 PP) 浓度大小的季节性特征为冬季 > 夏季 > 春季 > 秋季。

(2) 在上覆水磷素浓度梯度($0.0 \sim 10.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 胁迫下, 为期 35 d 的微型静态湿地水柱模拟表明, 湿地底泥吸附上覆水磷素首先呈现缓冲吸附过程, 随后发生快速吸附过程, 最后为慢速吸附过程。

(3) 在上覆水磷素浓度梯度($0.0 \sim 10.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 胁迫下, 模拟枯水期底泥固定磷素的相对反应速率依次为铁/锰结合态磷 > 碱可提取磷 > 钙结合态磷 > 闭蓄态磷。枯水季节湿地底泥固定上覆水磷素相对容量的主要载体为碱可提取磷(其中又以铝结合态磷为主体), 其次为铁/锰结合态磷, 而钙

结合态磷为最低。补充铝盐可增加下渚湖湿地水体磷素污染的净化容量。

参考文献:

- [1] Stokstad E. Taking the pulse of earth's life-support systems [J]. *Science*, 2005, **308**: 41-43.
- [2] 中华人民共和国环境保护部. 2006 年中国环境状况公报: 淡水环境 [EB/OL]. <http://www.sepa.gov.cn/>, 2007-06-19.
- [3] Tilman D, Fargione J, Wolff B, et al. Forecasting agriculturally driven global environmental change [J]. *Science*, 2001, **292**: 281-284.
- [4] Fu B J, Zhuang X L, Jiang G B, et al. Environmental problems and challenges in China [J]. *Environ Sci Technol*, 2007 **41**(22): 7597-7602.
- [5] 符建荣. 浙江省肥料面源污染现状及治理对策 [J]. *浙江农业科学*, 2001 (6): 323-325.
- [6] 邓伟, 潘响亮, 梁兆擎. 湿地水文学研究进展 [J]. *水科学进展*, 2003, **14**(4): 521-527.
- [7] Nassauer J I. Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: Cultural sustainability and ecological function [J]. *Wetland*, 2004, **24**(4): 756-765.
- [8] 傅国斌, 李克让. 全球变暖与湿地生态系统的研究进展 [J]. *地理研究*, 2001, **20**(1): 120-128.
- [9] 熊汉锋, 王运华. 湿地碳氮磷的生物地球化学循环研究进展 [J]. *土壤通报*, 2005, **36**(2): 240-243.
- [10] Zedler J B, Kercher S. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability [J]. *Ann Rev Environ Resource*, 2005, **30**: 39-74.
- [11] Verhoeven J T A, Arheimer B, Yin C Q, et al. Regional and global concerns over wetlands and water quality [J]. *Trends Ecol Evol*, 2006, **21**(2): 96-103.
- [12] Bridgman S D, Johnston C A, Schubauer-Berigan J P, et al. Phosphorus sorption dynamics in soils and coupling with surface and pore water in riverine wetlands [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2001, **65**: 577-588.
- [13] 尹澄清, 毛战坡. 用生态工程技术控制农村非点源水污染 [J]. *应用生态学报*, 2002, **13**(2): 229-232.
- [14] Groffman P, Baron J, Blett T, et al. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? [J]. *Ecosystems*, 2006, **9**: 1-13.
- [15] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems [J]. *Nature*, 2001, **413**(6856): 591-596.
- [16] Scheffer M, Carpenter S R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation [J]. *Trends Ecol Evol*, 2003, **18**(12): 648-656.
- [17] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势及控制对策, I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计; II. 欧美国农业面源污染状况及控制; III. 中国农业面源污染控制中存在问题分析 [J]. *中国农业科学*, 2004, **37**(7): 1008-1033.
- [18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [19] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

- [20] Cade-Menun B J , Preston C M . A comparison of soil extraction procedures for ^{31}P NMR spectroscopy [J]. *Soil Sci* , 1996 , **161** (11) : 770-785 .
- [21] 尹澄清 , 邵霞 , 王星 . 白洋淀水陆交错带土壤对磷氮截留容量的初步研究 [J]. *生态学杂志* , 1999 , **18** (5) : 7-11 .
- [22] Rydin E . Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. *Water Res* , 2000 , **34** (7) : 2037-2042 .
- [23] 彭剑峰 , 王宝贞 , 南军 , 等 . 多级生态塘/湿地系统底泥中磷的归趋模式 [J]. *中国环境科学* , 2004 , **24** (6) : 712-716 .
- [24] Jensen H S , Kristensen P , Jeppesen E , *et al.* Iron phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes [J]. *Hydrobiologia* , 1992 , **235-236** : 731-743 .
- [25] Caraco N F , Cole J J , Likens G E . Sulfate control of phosphorus availability in lakes—a test and reevaluation of Hasler and Einsele model [J]. *Hydrobiologia* , 1993 , **253** : 275-280 .
- [26] 常会庆 , 车青梅 . 富营养化水体的评价方法研究 [J]. *安徽农业科学* , 2007 , **35** (32) : 10407-10409 .
- [27] Li T , Wang D S , Zhang B , *et al.* Characterization of the phosphate adsorption and morphology of sediment particles under simulative disturbing conditions [J]. *J Hazard Mater* , 2006 , **B137** : 1624-1630 .
- [28] 邵宗臣 , 赵美芝 . 土壤中积累态磷活化动力学的研究 : I 有机质的影响 [J]. *土壤学报* , 2002 , **39** (3) : 318-325 .
- [29] Wang S R , Jin X C , Zhao H C , *et al.* Effect of organic matter on the sorption of dissolved organic and inorganic phosphorus in lake sediments [J]. *Colloid Surf A : Physicochem Eng Aspect* , 2007 , **297** : 154-162 .
- [30] Toet S , Van Logtestijn RSP , Kampf R , *et al.* The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system [J]. *Wetlands* , 2005 , **25** (2) : 375-391 .
- [31] Akratos C S , Tsihrintzis V A . Effect of temperature , HRT , vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands [J]. *Eco Eng* , 2007 , **29** (2) : 173-191 .
- [32] 李博 . *生态学* [M]. 北京 : 高等教育出版社 , 2000 .
- [33] Kopacek J , Bobovek J , Hejzlar J , *et al.* Aluminum control of phosphorus sorption by lake sediments [J]. *Environ Sci Technol* , 2005 , **39** : 8784-8789 .
- [34] Steinman A D , Ogdahl M . Ecological effects after an alum treatment in Spring Lake , Michigan [J]. *J Environ Qual* , 2008 , **37** : 22-29 .