

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.6
第41卷 第6期

目次

基于SPAMS的天津市夏季环境受体中颗粒物的混合状态及来源	林秋菊, 徐娇, 李梅, 王伟, 史国良, 冯银厂 (2505)
南京北郊降水无机离子和有机酸的化学特征及来源分析	杨笑影, 曹芳, 林煜棋, 章炎麟 (2519)
西安市PM _{2.5} 中水溶性离子的季节变化特征	黄含含, 王羽琴, 李升苹, 陈庆彩 (2528)
新疆石化工业区颗粒物含水量和酸度对二次无机组分形成的影响	刘会斌, 迪丽努尔·塔力甫, 王新明, 张潇潇, 王威, 阿布力克木·阿不力孜, 买里克扎提·买合木提, 刘伟 (2536)
长秋季生物物质燃烧对PM _{2.5} 中WSOC吸光性的影响	孟德友, 曹芳, 翟晓瑶, 张世春, 章炎麟 (2547)
2019年5月上海复合污染过程中挥发性有机物的污染特征及来源	王倩 (2555)
南京工业区秋季大气挥发性有机物污染特征及来源解析	曹梦瑶, 林煜棋, 章炎麟 (2565)
郑州市春季大气污染过程VOCs特征、臭氧生成潜势及源解析	任义君, 马双良, 王思维, 于世杰, 李一丹, 张瑞芹, 尹沙沙 (2577)
上甸子区域背景站VOCs污染特征及其对臭氧生成贡献	韩婷婷, 李颖若, 邱雨露, 何迪, 王焱, 马志强 (2586)
北京市餐饮业大气污染物排放特征	孙成一, 白画画, 陈雪, 翟翼飞, 高启天, 何万清, 聂磊, 石爱军, 李国傲 (2596)
北京市农业机械排放因子与排放清单	王凯, 樊守彬, 亓浩云 (2602)
北京市土壤风蚀扬尘排放因子本地化	李贝贝, 黄玉虎, 毕晓辉, 刘李阳, 秦建平 (2609)
基于MODIS_C061的长三角地区AOD与Angström指数时空变化分析	张颖蕾, 崔希民 (2617)
环渤海地区2,4,4'-三氯联苯的多介质归趋模拟	张毅, 马艳飞, 宋帅, 吕永龙, 张盛, 吴强 (2625)
岗南水库沉积物间隙水有色溶解有机物的时空分布特征及差异分析	周石磊, 孙悦, 苑世超, 彭瑞哲, 刘世崇, 岳奇丞, 张航, 王周强, 李再兴, 罗晓 (2635)
“河-湖”沉积物重金属环境特征及来源解析	李悦昭, 陈海洋, 孙文超 (2646)
伊通河(城区段)沉积物重金属形态分布特征及风险评价	姜时欣, 翟付杰, 张超, 王蒙蒙, 单保庆 (2653)
典型岩溶地下河流域水体中硝酸盐源解析	赵然, 韩志伟, 申春华, 张水, 涂汉, 郭永丽 (2664)
沉积物参与氮磷脉冲式输入对太湖水体营养盐浓度和藻类生长的影响	陈洁, 许海, 詹旭, 许笛, 朱广伟, 朱梦圆, 李鹏飞, 康丽娟 (2671)
丰水期东洞庭湖超微型浮游藻类时空分布特征及其影响因素	李胜男, 陈豪宇, 彭华, 李芸君, 朱坚, 简燕, 纪雄辉 (2679)
胶网藻对水体中恩诺沙星的毒性响应及去除作用	王振方, 韩子玉, 王梦雪, 马逸驰, 王婷, 王丽卿, 张玮 (2688)
不同光照和磷水平下两种沉水植物磷富集和钙磷含量的比较	桑雨璇, 杨珈乐, 熊怡, 尹文博, 汪华, 王和云 (2698)
过氧化钙复合片剂对水体修复和底泥磷控制的作用	张帅, 李大鹏, 丁玉琴, 徐楚天, 许鑫澎, 孙培荣, 赵哲豪, 黄勇 (2706)
基于区域DNDC的稻田轮作氮素空间分异与驱动分析:以晋江流域为例	王亚楠, 祝伟, 祁新华, 范水生 (2714)
不同铁锰浓度的低温铁锰氨地下水净化中氨氮去除途径	张杰, 梅宁, 刘孟浩, 叶雪松, 李冬 (2727)
高晶度Mn-Fe LDH催化剂活化过一硫酸盐降解偶氮染料RBK5	李立, 吴丽颖, 董正玉, 王霖, 张倩, 洪俊明 (2736)
Fe-cyclam/H ₂ O ₂ 体系催化降解罗丹明B机制	余雨清, 陈翔宇, 蔡荣华, 黄歆珏, 陈曼 (2746)
微生物光电化学池去除硝酸盐氮:以PANl/TiO ₂ -NTs为光阳极	卢忆, 周海珊, 彭瑞建, 叶杰旭, 陈建孟, 宋爽, 张士汉 (2754)
缺氧MBR-MMR处理海水养殖废水性能及膜污染特性	陈凡雨, 徐仲, 尤宏, 柳锋, 李之鹏, 陈其伟, 韩红卫 (2762)
HRT对改良式A ² /O-BAF反硝化除磷脱氮的影响	赵凯亮, 刘安迪, 南彦斌, 梁利民, 王云霞, 陈永志 (2771)
重金属Ni(II)对厌氧氨氧化脱氮性能的影响及其动力学特征变化	孙琪, 赵白航, 范飒, 周邦磊, 李玉璋 (2779)
异养硝化-好氧反硝化混合菌对尿素的去除及重金属和盐度的影响	王萌萌, 曹刚, 张迪, 冯乃亮, 潘涌璋 (2787)
火山岩填料曝气生物滤池的SNAD工艺启动特性及功能菌丰度演替	薛嘉俊, 张绍青, 张立秋, 李淑更, 姚海楠, 耿忠轩, 李鸿, 刘晓玲 (2796)
游离胺对两种典型亚硝态氮氧化菌活性的影响	沈琛, 张树军, 彭永臻 (2805)
死菌DNA对厌氧消化污泥中抗生素抗性基因及微生物群落分析的干扰	苏宇傲, 刘宏波, 毛秋燕, 张慧旻, 张衍, 刘和 (2812)
中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价	陈文轩, 李茜, 王珍, 孙兆军 (2822)
土壤环境质量预警体系构建与应用	李笑诺, 丁寿康, 陈卫平, 王夏晖, 吕斯丹, 刘睿 (2834)
不同母质发育土壤团聚体分布对外源输入秸秆的响应及其与有机碳矿化的关系	毛霞丽, 邱志腾, 张爽, 沈倩, 章明奎 (2842)
长期施肥稻田土壤胞外酶活性对底物可利用性的响应特征	宁玉菲, 魏亮, 魏晓梦, 祝贞科, 袁红朝, 葛体达, 吴金水 (2852)
生物质炭对磷富集土壤中两种元素生物有效性及作物镉积累的影响	黄洋, 郭晓, 胡学玉 (2861)
基于田块尺度的农田土壤和小麦籽粒镉铅污染特征及健康风险评价	肖冰, 薛培英, 韦亮, 刘成程, 高培培, 樊利敏, 杜佳燕, 刘文菊 (2869)
重构土壤垂直剖面重金属Cd赋存形态及影响因素	胡青青, 沈强, 陈飞, 尹炳, 邹宏光, 庄红娟, 张世文 (2878)
新乡市镉污染土壤细菌群落组成及其对镉固定效果	陈兆进, 李英军, 邵洋, 林立安, 徐鸽, 陈彦, 田伟, 姚伦广, 韩辉 (2889)
三峡消落带适生植物根系活动调控土壤养分与细菌群落多样性特征	李丽娟, 李昌晓, 陈春桦, 杨治华, 陈雪梅 (2898)
滇池水中细菌和古菌氮代谢功能基因的空间分布	张宇, 左剑恶, 王丝可, Alisa Salimova, 李爱军, 李玲玲 (2908)
模拟升温对冰川前缘地微生物种群的影响	王愉琬, 马安周, 种国双, 谢飞, 周汉昌, 刘国华, 庄国强 (2918)
水肥气耦合对温室番茄土壤N ₂ O排放及番茄产量的影响	商子惠, 蔡焕杰, 陈慧, 孙亚楠, 李亮, 朱艳, 王晓云 (2924)
矸石山及其周边村庄土壤浸出液对大麦的毒性作用	尚誉, 杨丰隆, 宁夏, 董铁茹, 桑楠 (2936)
海南省昌化江河口海域生物体中多环芳烃污染特征、来源解析及健康风险评价	汪慧娟, 旷泽行, 周贤, 覃晓青, 黄洪辉 (2942)
春季北京市河流大型底栖动物群落结构特征及影响因素分析	贺玉晓, 李珂, 任玉芬, 王思琪, 方文颖 (2951)
热解温度和时间对香蒲生物炭性质的影响及生态风险评估	蔡朝卉, 楚沉静, 郑浩, 罗先香, 李锋民 (2963)
长江经济带交通碳排放测度及其效率格局(1985~2016年)	蒋自然, 金环环, 王成金, 叶士琳, 黄艳豪 (2972)
《环境科学》征订启事(2595) 《环境科学》征稿简则(2687) 信息(2697, 2713, 2811)	

沉积物参与下氮磷脉冲式输入对太湖水体营养盐浓度和藻类生长的影响

陈洁^{1,2}, 许海², 詹旭^{1*}, 许笛², 朱广伟², 朱梦圆², 季鹏飞^{1,2}, 康丽娟²

(1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 太湖湖泊生态系统研究站, 南京 210008)

摘要: 湖泊沉积物既是氮磷等营养物质的储存库,也是水体营养盐的二次污染源,可以缓冲水体氮磷浓度变化,进而影响水体营养盐的生物可利用性和藻类生长. 本文以太湖梅梁湾为研究对象,通过模拟实验研究沉积物参与下外源氮磷脉冲式输入对水体营养盐浓度和藻类生长的影响,并阐明氮磷在沉积物、水和藻类间的迁移转化及再分配过程. 结果表明,当以 $0.30 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率脉冲式输入氮时,实验组(有沉积物)水体氮浓度远低于相应的对照组(无沉积物),沉积物参与下水体氮约以 $0.144 \sim 0.156 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率脱除,根据单位面积估算水体脱氮速率约为 $40.793 \sim 44.193 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,脱氮量约占外源氮的 48%~52%;而相应对照组水体约以 $0.021 \sim 0.039 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率脱氮,脱氮量仅占外源氮的 7%~13%,可见沉积物-水界面作为浅水湖泊反硝化等脱氮过程的主要场所,对减轻湖泊氮负荷具有重要贡献. 当以 $0.015 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率脉冲式输入磷时,沉积物表现出明显的“汇”效应,约 52%~58% 外源磷以 $2.210 \sim 2.422 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率汇入沉积物,其余约 23%~26% 外源磷被藻类吸收,约 20%~22% 则以溶解态存在水体,可见沉积物的参与能有效地缓冲水体磷浓度对外源磷的响应. 无外源输入时,沉积物充当磷源,以约 $0.310 \sim 0.468 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率释放磷供给藻类生长. 薄膜梯度扩散技术(ZrO-Chelex DGT)原位高分辨分析显示,沉积物间隙水中有效态磷浓度远高于上覆水,并与二价铁显著相关,表明受铁结合态磷的影响,沉积物-水界面氧化还原状况发生改变会造成内源磷的大量释放. 总的说来,在外源得到有效控制时,沉积物中的磷可以缓慢释放进入上覆水中并供给藻类生长,延滞水体对外源控制的响应. 因此,在湖泊蓝藻水华治理时,氮磷协调治理可以起到更快的治理效果.

关键词: 磷; 氮; 沉积物; 脉冲式输入; 藻类; 太湖

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)06-2671-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201911198

Influence of Nutrient Pulse Input on Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Algal Growth in the Sediment-Water System of Lake Taihu

CHEN Jie^{1,2}, XU Hai², ZHAN Xu^{1*}, XU Di², ZHU Guang-wei², ZHU Meng-yuan², JI Peng-fei^{1,2}, KANG Li-juan²

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: Lake sediments not only act as a reservoir of nutrients, but are also a source of secondary pollution of nutrients for overlying water, which can buffer the variations in nutrients in overlying water and affect nutrient bioavailability and algal growth. In the current study, a simulation experiment was conducted using sediment cores collected in Meiliang Bay. Our aim was to elucidate the effect of nitrogen (N) and phosphorus (P) pulse input on variations in the water nutrient level and algal growth. We also clarified the migration and redistribution process of N and P between the sediment overlying water and algae. The results showed that the concentration of N in overlying water of the treatment group (with sediment) was much lower than that in controls (no sediment) when N was input at a pulse rate of $0.30 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$. The loss rate of N in the overlying water of the treatment group ranged from $0.144 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.156 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ and that in the control ranged from $0.021 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.039 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$. On the contrary, the denitrification rate of overlying water in the treatment group ranged from $40.793 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ to $44.193 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, accounting to 48%~52% of the external N loading. In contrast, the denitrification rate of overlying water in controls was from $0.021 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.039 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, only accounting for 7%~13% of the external N loading. These results indicated that the sediment-water interface is the main site of denitrification in shallow lakes and plays an essential role in reducing N pollution in lakes. With respect to the pulse input of P at a rate of $0.015 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, the majority of P (about 52%~58%) was imported into the sediment at a rate from $2.210 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ to $2.422 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, and only a small proportion, approximately 23%~26%, was utilized by algae. The

收稿日期: 2019-11-22; 修订日期: 2019-12-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(41573076); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07203-001); 中国科学院南京地理与湖泊研究所一三五项目(NIGLAS2017GH04); 中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDJ-SSW-DQC008); 江苏省研究生科研与实践创新计划项目(SJCX17-0501); 江苏省自然科学基金项目(BK20130145)

作者简介: 陈洁(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为营养盐生物地球化学循环及其生态效应, E-mail: chen95jie@163.com

* 通信作者, E-mail: xuzhan@jiangnan.edu.cn

remaining P existed in overlying water in a dissolved state. These results implied that the sediment can buffer the external P input as an obvious “sink” effect of nutrients. Our results also showed that the sediment acts as a “source” of P when no external P was added. The release rate of P from the sediment to overlying water was from $0.310 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ to $0.468 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. In situ high-resolution analysis of ZrO-Chelex DGT showed that the DGT-P concentration in the interstitial water was much higher than that in the overlying water, and the concentration of DGT-P was significantly correlated with the concentration of DGT-Fe in interstitial water. These results indicate that changes in the redox potential may cause considerable release of internal phosphorus. In summary, our study showed that internal P in sediments can be released into the overlying water and support the growth of algae when the external nutrients are controlled. As a result, a delayed response was observed in the nutrient concentration in overlying water to external P reduction. Therefore, the dual control of N and P may have a better practical application to mitigate cyanobacteria blooms in shallow lakes.

Key words: phosphorus; nitrogen; sediment; pulse input; algae; Lake Taihu

湖泊富营养化是我国当前面临的主要水环境问题之一^[1]. 氮磷作为藻类生长繁殖的重要物质基础^[1],其浓度、形态与藻类的生物量、丰度及群落结构密切相关^[2~5]. 传统观点认为淡水湖泊藻类生长主要受磷限制影响,因此外源控制主要集中在控磷方面.但越来越多的证据显示,浅水湖泊(淡水)中藻类生长也会受到氮限制或氮磷的共同限制^[4,5]. 沉积物作为浅水湖泊的重要组成,既是氮磷的储存库,又是水体氮磷的二次污染源.外源氮进入浅水湖泊后,通过反硝化作用等脱氮过程可以使氮从湖泊水体中永久脱除^[6],驱使水体向氮限制转变.然而,于磷而言,部分外源磷经吸附、络合、絮凝和沉降等过程截留于沉积物^[7,8],但这部分内源负荷可能在适宜的溶解氧、pH、氧化还原状况和风浪扰动等环境驱动下通过解吸、溶解或生物分解等过程再次进入水体^[7~11].因而,沉积物缓冲水体氮磷浓度变化,一定程度延缓了湖泊对外源负荷的响应.

太湖作为中国第三大淡水湖泊,承担着水源、航运、渔业和防洪等诸多功能,对流域社会经济可持续发展意义重大^[12].自1998年,太湖部分湖区夏秋季周期性出现蓝藻水华,严重威胁周边居民饮水安全和湖泊生态系统的可持续发展^[13].太湖水体氮磷浓度变化受河道输入的影响很大^[12,14],Wang等^[15]调查发现,太湖氮的年负荷约为2.96万t,其中约61.1%来自河道,约15.4%来自沉积物;磷的年负荷约为0.28万t,其中河道贡献了42.8%,沉积物贡献了39.3%.自2007年“贡湖水危机”后,太湖流域陆续开展产业结构调整 and 流域污染综合整治,2010~2017年太湖水体总氮和氨氮浓度下降了52.2%和35.5%,但总磷浓度却增加16.9%^[16].在历经十多年高强度治理,外源污染和沉积物内源负荷仍是太湖蓝藻水华问题依旧严峻的重要原因^[14,16].

以往多通过野外调查和模拟实验探究氮磷对藻类生长及其群落结构演替的影响^[2~5],但对外源氮磷进入湖泊后的具体归趋尚不清楚,沉积物作为湖泊生态系统重要组成部分,量化其对氮磷迁移转化作用的研究仍相对较少.因此,本文以太湖梅梁湾为

研究对象,构建沉积物-水系统,并以无沉积物的系统为参照,探究沉积物参与下外源氮磷脉冲式输入对水体氮磷浓度变化和藻类生长的影响,并定量估算氮磷在水、沉积物和藻类间的迁移和再分配过程,以为治理太湖富营养化和蓝藻水华问题提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

太湖($30^{\circ}55'40'' \sim 31^{\circ}32'58''\text{N}$, $119^{\circ}52'32'' \sim 120^{\circ}36'10''\text{E}$)位于中国长江中下游南缘,平均水深1.89 m,水域面积2338 km²,70%水域含软性沉积物^[17].据调查,太湖大部分湖区的沉积物1a内至少发生一次源-汇转化^[18].调查发现,河道的外源负荷对太湖水体TN和TP浓度的贡献分别为5.31 mg·L⁻¹和0.259 mg·L⁻¹,而沉积物内源负荷对太湖水体TN和TP浓度的贡献约为0.134 mg·L⁻¹和0.013 mg·L⁻¹^[19].梅梁湾作为太湖北部富营养较严重的湖区之一,水域面积约124 km²,其中约41 km²水域含软性沉积物^[17].途经无锡和常州的梁溪河和直湖港与梅梁湾联通,河道入湖所携带的外源负荷对梅梁湾水质影响很大^[20].

1.2 实验方法

本实验于2019年夏季在太湖湖泊生态系统研究站(TLLER)野外实验区的回型水池中开展.利用50 L培养桶($\Phi=31 \text{ cm}$, $H=40 \text{ cm}$)构建沉积物-水-藻系统,设置4种氮磷输入处理模拟太湖外源污染控制情景:加氮处理模拟在外源治理过程中仅控磷的情景,加磷处理模拟仅控氮的情景,不加氮磷处理模拟氮磷同时控制的情景,加氮磷处理模拟外源污染不控制的情景,同步设有沉积物的水-藻类系统作为参照,实验共8组处理(如表1),每组3个平行.为模拟外源营养盐脉冲式输入对太湖水质的影响^[19],营养盐按照少量多次的方式逐日向水体添加,共添加20次.每次添加提前配置好的氮、磷母液5 mL,氮的添加形态为KNO₃,每日添加的氮进入培养桶的终浓度为0.30 mg·L⁻¹,磷的添加形态为

KH_2PO_4 , 每日添加的磷进入培养桶的终浓度为 $0.015\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 20 次脉冲式输入分别对水体 TN 和 TP 的浓度累计增加 $6.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

表 1 实验设计方案¹⁾

Table 1 Bioassay experiment design			
组别	处理	氮	磷
W 组	无沉积物, 无外源氮磷	-	-
N 组	无沉积物, 仅脉冲输入氮	+	-
P 组	无沉积物, 仅脉冲输入磷	-	+
NP 组	无沉积物, 同时脉冲输入氮磷	+	+
S 组	有沉积物, 无外源氮磷	-	-
S + N 组	有沉积物, 仅脉冲输入氮	+	-
S + P 组	有沉积物, 仅脉冲输入磷	-	+
S + NP 组	有沉积物, 同时脉冲输入氮磷	+	+

1) “+”表示逐日脉冲式添加营养盐,“-”表示不添加营养盐

实验正式开始前用彼得逊采泥器采集梅梁湾湾内开敞水域表层沉积物, 运回 TLLER 后, 去除沉积物中植物残体和大颗粒物, 混匀. 利用采集的沉积物和经 25 号浮游植物网过滤的湖水构建沉积物-水系统(沉积物厚约 10 cm, 湖水体积 20 L), 在水池中静置 20 d, 待沉积物分层稳定后开始实验. 实验开始时, 另取 500 L 左右梅梁湾湖水混匀, 用于更换沉积物组的上覆水和构建水-藻类系统作为对照(湖水体积均为 20 L). 将构建的 24 个培养系统均悬挂在水池中, 使系统水温较恒定且与太湖相近. 实验期间用遮阳网遮盖培养体系以避免阳光直射沉积物表面.

实验过程监测: 每日 18:30 用 YSI 6600 探头测定水体温度、溶解氧和 pH 等水质参数. 每 3 d 采集水样(水样采集后再脉冲输入氮磷)测定水化指标; 实验前后采集沉积物样品测定 TN 和 TP; 同时实验前后投放 DGT 装置原位高分辨分析沉积物-水界面有效态磷、铁分布. DGT 装置于 $0.03\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl 溶液中氮吹 16 h, 再投放至相应沉积物中, 并在平衡 48 h 后回收 DGT 装置. 标记沉积物-水界面后, 并用去离子水冲洗装置, 装于自封袋中, 带回实验室尽快提取测定^[20,21].

1.3 测定方法

采集的水样测定总氮(TN)、总磷(TP)、溶解性总氮(DTN)、溶解性(DTP)、硝态氮(NO_3^-)、磷酸盐(SRP)和叶绿素 a(Chl-a)等水化指标. 水样经碱性过硫酸钾消解后分别用紫外分光光度法测定 TN (210 nm) 和钼锑抗分光光度法测定 TP (700 nm)^[22]. 水样经 Whatman GF/F 膜过滤后按相同方法测定 DTN 和 DTP, 部分滤后水用 Skalar 流动分析仪(荷兰)测定 NO_3^- 和 SRP. Chl-a 采用热乙醇法测定^[23]. 沉积物 TN 和 TP 测定: 精确称取 20 ~ 30 mg 沉积物干样, 用去离子水定容至 25 mL 后, 按照水体

TN 和 TP 的方法测定^[22].

DGT-P 和 DGT-Fe 的测定参照 Xu 等^[20]的研究方法, 用陶瓷切刀取出固定膜, 按 1 cm 间隔切片, 每份切片先以 $2.0\text{ mL } 1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ HNO}_3$ 提取铁, 再以 $2.0\text{ mL } 1.0\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaOH}$ 提取磷, 提取液中的铁和磷分别采用邻菲罗啉微量比色法和钼蓝微量比色法测定^[20].

2 结果与分析

2.1 培养期间水体不同形态氮浓度的动态变化

培养期间水体不同形态氮浓度的动态变化如图 1 所示. 无外源氮输入时, W 组、P 组、S 组和 S + P 组培养过程中水体 TN、DTN 和 NO_3^- 浓度均无明显变化($P < 0.05$), 培养期间平均浓度依次为 (1.08 ± 0.10) 、 (0.86 ± 0.10) 和 $(0.039 \pm 0.006)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 脉冲式输入氮时, 培养期间 N 组水体 TN、DTN、PN 和 NO_3^- 日均增量分别约占外源输入的 87%、78%、9% 和 73%; NP 组水体 TN、DTN、PN 和 NO_3^- 日均增量依次占外源的 93%、64%、29% 和 50%. 培养过程中 N 组和 NP 组水体 TN 浓度无显著差异($P > 0.05$), 而 N 组的 DTN 和 NO_3^- 浓度明显高于 NP 组, PN 浓度则低于 NP 组, 说明氮磷协同效应有利于藻类利用水体溶解态氮. 而沉积物参与下, S + N 组 TN、DTN、PN 和 NO_3^- 日均增量分别约为外源的 52%、38%、13% 和 28%, S + NP 组 TN、DTN、PN 和 NO_3^- 日均增量分别约为外源的 48%、41%、7% 和 23%, 沉积物参与下水体氮浓度明显低于相应的对照组. 氮以 $0.30\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$ 速率脉冲输入时, 沉积物参与下水体氮以 $0.144 \sim 0.156\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$ 的速率去除了 48% ~ 52% 外源氮; 相应对照组水体约以 $0.021 \sim 0.039\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$ 的速率去除了 7% ~ 13% 外源氮; 按照沉积物-水界面面积估算, 沉积物参与时水体脱氮速率约为 $40.793 \sim 44.193\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$.

2.2 培养期间水体不同磷浓度的动态变化

通过追踪水体磷浓度的动态变化可以推测磷在沉积物、水和藻类间的迁移转化过程. 培养期间水体 TP、DTP、PP 和 SRP 浓度变化如图 2. S 组和 S + N 组水体 TP 浓度在培养期间整体呈波动上升, 由于水生态系统与气相磷交换微量^[6], 水体 TP 的增加主要来自于沉积物, 据此估算 S 组和 S + N 组内源磷分别以 $0.310\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.468\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 的速率释放供给藻类生长. 脉冲式输入磷源, P 组和 NP 组水体 TP 浓度在培养期间无显著差异($P > 0.05$), 其中 P 组水体 DTP、SRP 增量约占外源磷的 75% 和 72%, 而 NP 组水体 DTP、SRP 增量约占外源磷的 27% 和 11%. 而沉积物参与下, S + P 组水体

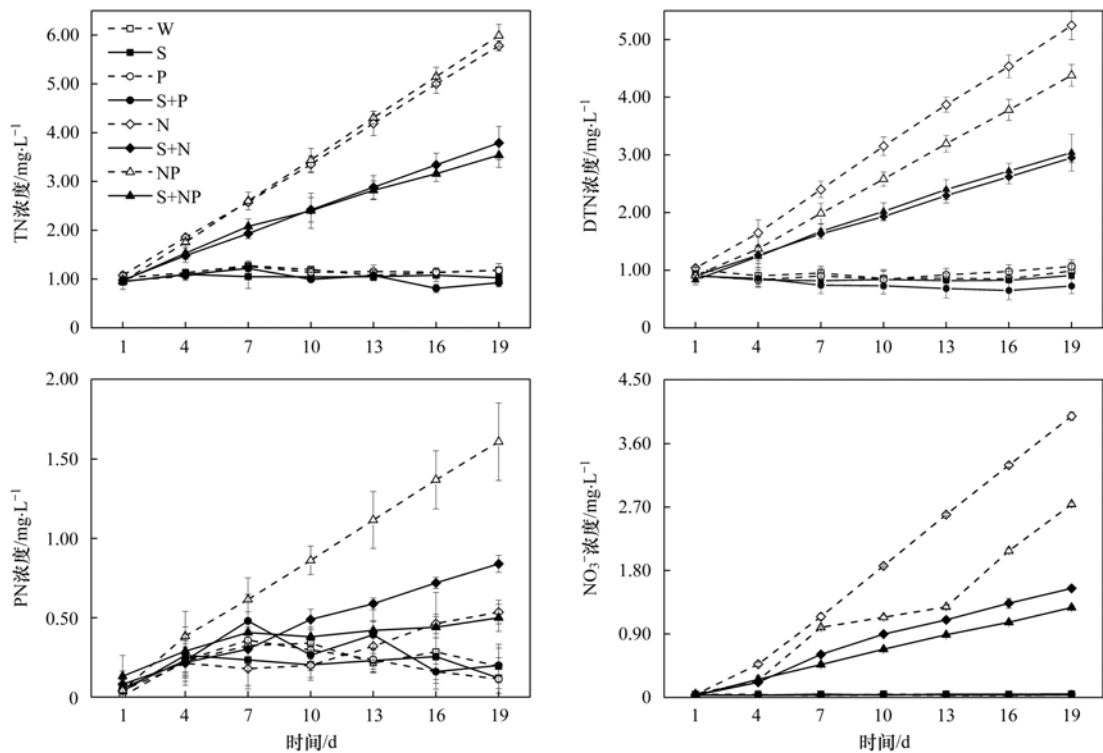


图1 培养期间水体 TN、DTN、PN 和 NO_3^- 浓度动态变化特征

Fig. 1 Trends of the concentrations of TN, DTN, PN, and NO_3^- in overlying water during cultivation

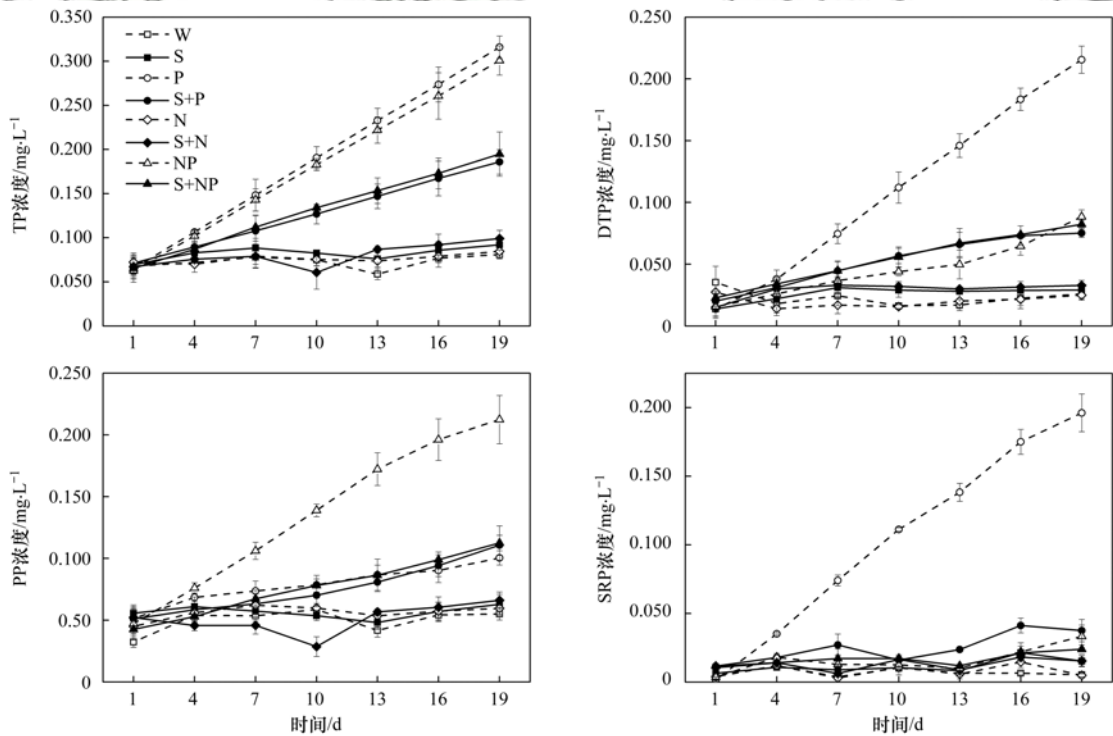


图2 培养期间水体 TP、DTP、PP 和 SRP 动态变化特征

Fig. 2 Trends of the concentrations of TP, DTP, PP, and SRP in overlying water during cultivation

TP、PP 和 SRP 浓度的日增量依次约占外源磷的 43%、23% 和 10%; S + NP 组水体 TP、PP 和 SRP 浓度的日增量占外源磷的比例依次为 48%、26% 和 5%。因而脉冲输入等量的磷, 沉积物参与下水体 TP 浓度明显低于相应的对照体系, 沉积物“磷汇”效应

明显, 约以 $2.210 \sim 2.422 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率吸附了 52%~58% 外源磷, 对水体磷浓度变化起到缓冲作用。根据水体磷浓度变化推算, 约 23%~26% 外源磷被藻类吸收后以颗粒态存在, 约 20%~22% 外源磷以溶解态存在。

2.3 培养期间水体 Chl-a 浓度的动态变化

氮磷是藻类生长的物质基础,而藻类的生长状况对水体氮磷浓度变化起着反馈作用. 由于 Chl-a 在藻类中的比重相对稳定,常用 Chl-a 来表征藻类的生长状况及其对环境的适应性. 培养期间水体 Chl-a 浓度变化如图 3 所示,W 组和 S 组培养前期(1~10 d)平均生长速率分别为 $-0.644\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $1.157\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ (表 2). 其中 W 组 Chl-a 浓度呈波动下降,由初始的 $35.5\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至第 19 d 的 $22.4\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;S 组 Chl-a 浓度呈波动升高,由初始的 $22.3\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 缓慢增至第 19 d 的 $42.7\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. 仅脉冲输入氮时,N 组和 S+N 组培养前期平均生长速率为 $4.304\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $1.000\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$. 其中 N 组 Chl-a 浓度呈上升趋势,在第 7 d 达到峰值 $93.9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随后下降,并在第 19 d 降至 $46.5\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;而 S+N 组 Chl-a 浓度在 $31.7\sim44.1\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内波动变化. 仅脉冲输入磷时,P 组和 S+P 组培养前期平均生长速率为 $3.039\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $-0.567\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$. P 组 Chl-a 浓度在前期缓慢增加,在第 10 d 达到峰值 $57.8\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随后呈下降趋势;而 S+P 组 Chl-a 浓度在培养第 4 d 增至 $39.5\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随后下降. 同时脉冲

输入氮磷,NP 组和 S+NP 组培养前期 Chl-a 浓度平均增长率分别为 $23.103\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $1.646\ \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$. NP 组藻类生长状况最优,Chl-a 浓度由初始的 $38.4\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 迅速增至第 13 d 的 $361.9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随后呈下降趋势,在第 19 d 降至 $170.5\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. S+NP 组 Chl-a 浓度缓慢增加,由初始的 $31.4\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增至第 7 d 的 $59.4\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,随即缓慢下降,在第 19 d 降至 $19.9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

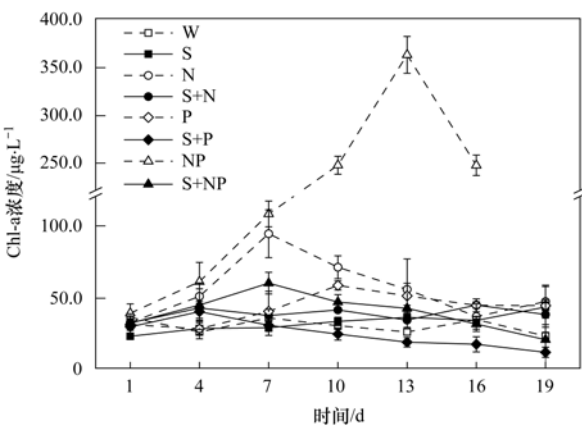


图3 培养期间不同处理组水体 Chl-a 浓度动态变化特征
Fig. 3 Trends of the concentrations of Chl-a in overlying water during cultivation

表2 培养期间不同处理组藻类的平均生长速率 $\mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$

处理组	W 组	S 组	N 组	S+N 组	P 组	S+P 组	NP 组	S+NP 组
培养期	-0.726	1.132	0.819	0.322	0.736	-0.988	7.340	-0.638
培养前期(1~10 d)	-0.644	1.157	4.304	1.000	3.039	-0.567	23.103	1.646
培养后期(10~19 d)	-0.808	1.107	-2.667	-0.356	-1.567	-1.408	-8.422	-2.922

2.4 实验前后沉积物-水界面 DGT-P 和 DGT-Fe 的高分辨分布特征

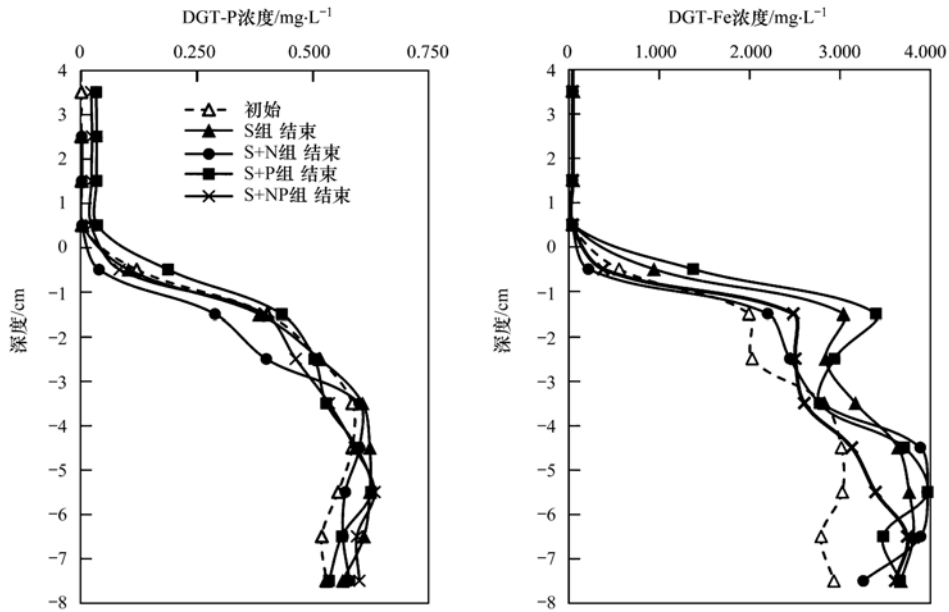
如图 4, S、S+N、S+P 和 S+NP 组沉积物-水界面上 0~3 cm 范围内 DGT-P 浓度分布较均匀,平均浓度依次为 (0.004 ± 0.001) 、 (0.003 ± 0.001) 、 (0.034 ± 0.001) 和 $(0.024\pm0.001)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;界面下 0~1 cm 处间隙水 DGT-P 浓度依次为 0.104、0.040、0.189 和 $0.084\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,随着深度的增加,DGT-P 浓度显著增加,在界面下 3~4 cm 附近达到较大值,介于 $0.601\sim0.634\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,且在随后 4~8 cm 内 DGT-P 浓度变化幅度较小. 如图 4,不同体系界面下 0~4 cm 内间隙水 DGT-P 浓度存在明显差异($P<0.05$),说明界面下 0~4 cm 区域是沉积物间隙水与上覆水交换的主要区域. S、S+N、S+P 和 S+NP 组 DGT-Fe 浓度在界面上 0~3 cm 分布较均匀,平均浓度为 $(0.047\pm0.004)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 沉积物间隙水中 DGT-Fe 浓度与 DGT-P 同步变化,在 4~5 cm 深度附近达到较大值,介于 $3.019\sim3.891\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

且在随后 5~8 cm 浓度变化较小. 从图 5 可见,沉积物间隙水剖面 DGT-P 和 DGT-Fe 呈显著线性正相关($R^2=0.9454$),即 DGT-P 和 DGT-Fe 浓度变化耦合正相关.

3 讨论

3.1 氮磷输入对藻类生长的影响

夏季梅梁湾的蓝藻优势形成与蓝藻自身生理特征及营养盐、温度、光照、水文和气象等因素密切相关^[3,24]. 通过控制氮磷负荷治理富营养化湖泊和蓝藻水华是目前主要管理策略,但究竟是控氮、控磷,还是氮磷协同双控,尚存在很大争议. 营养盐加富实验考虑了氮磷的循环和藻类的“奢侈吸收”,被广泛用于判断湖泊的限制性营养盐^[5,25,26]. 向对照体系脉冲输入氮磷,藻类同化吸收部分外源氮磷,培养前期藻类的平均生长速率依次为:W 组<P 组<N 组<NP 组,可见梅梁湾夏季藻类生长同时受到氮磷的限制,且氮限制作用相对更明显. 因此在外源管理时,应考虑氮磷的协同效应,实施氮磷双控.



“初始”指 DGT 测定的实验开始前 48 h 的有效态浓度;“结束”指 DGT 测定的实验最后 48 h 的有效态浓度

图 4 不同处理组沉积物间隙水 DGT-P 和 DGT-Fe 质量浓度垂直分布

Fig. 4 Conditions of DGT-P and DGT-Fe in pore waters under different treatments

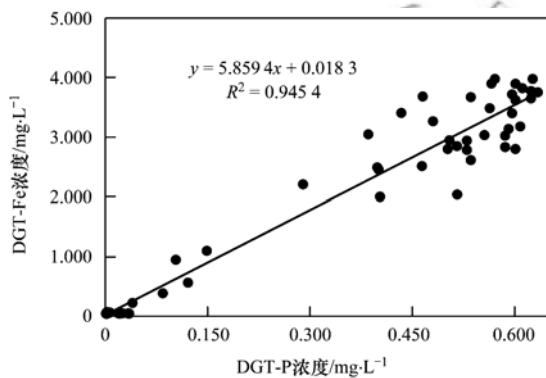


图 5 不同处理组沉积物间隙水 DGT-P 和 DGT-Fe 浓度的线性相关性

Fig. 5 Linear correlations between DGT-P and DGT-Fe concentrations in pore waters under different treatments

S 组 Chl-a 最大浓度和培养前期平均生长速率均大于 W 组(表 2),说明无外源时,沉积物作为“营养源”供给藻类生长. 脉冲添加氮磷,沉积物参与时体系 Chl-a 最大浓度与培养前期平均生长速率均小于相应的对照体系,沉积物通过缓冲水体对外源氮磷的响应,进而限制了藻类的生长. 藻类在培养到一定阶段后,均出现了不同程度的降解(表 2),这可能由于藻细胞内部竞争加剧藻体衰解,或使藻体氮磷重新释放到水体,或使氮磷随衰亡藻颗粒一起沉降.

3.2 氮磷在上覆水、沉积物和藻类间的迁移转化过程

沉积物可以缓冲水体氮磷浓度变化,藻类的生长、堆积和衰亡等过程又会加速氮磷的迁移转化,多种物理、化学和生物等过程共同塑造湖体氮磷时空分配格局. 脉冲式输入氮源,对照体系中约 64%~78% 外源氮以溶解态存在于水体,约 9%~29% 被藻

类吸收利用,约 7%~13% 外源氮以 $0.021 \sim 0.039 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率从水体脱除. 沉积物参与下,水体氮约以 $0.144 \sim 0.156 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率脱除,约占外源氮的 48%~52%,其余约 38%~41% 外源氮仍以溶解态存在于水体,约 7%~13% 被藻类吸收利用. 可见相同的外源氮,沉积物参与时水体氮流失速率约为相应对照体系的 5 倍左右,根据沉积物-水界面面积推算沉积物参与下水体脱氮速率为 $40.793 \sim 44.193 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 反硝化过程作为湖泊氮输出的主要途径^[27-28],将湖泊中的 NO_3^- 转化为 N_2O 和 N_2 . 调查发现 2009~2010 年太湖反硝化过程脱氮 2.88 万 t,占氮输出量的 89%,是湖泊氮输出的主要途径^[28]. 调查发现,表层沉积物反硝化速率约为 $22.5 \sim 366.2 \text{ nmol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,水体反硝化速率约为 $6 \sim 13.3 \text{ nmol} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$,沉积物的反硝化速率远高于水体^[29-31]. 通常反硝化作用主要发生在湖泊滞水层或沉积物等低氧区域(氧浓度低于 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[32],因而,沉积物-水界面作为浅水湖泊反硝化作用等脱氮过程的活跃区,对湖泊氮去除意义重大. 徐徽等^[33]利用稳定同位素配对技术估算太湖梅梁湾沉积物-水界面冬季反硝化脱氮速率为 $16.34 \sim 46.36 \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$,略低于本实验估算的脱氮速率,可能是本实验中的水温、 NO_3^- 浓度和藻类等环境有利于反硝化等脱氮过程的进行^[34].

沉积物-水界面磷、铁原位高分辨分析表明,虽然梅梁湾内源磷具有释放潜力,但实际释放效应受界面环境条件的影响^[6-8],尤其是界面的氧化还原状况. S 组和 W 组水体氮磷浓度差异不显著($P >$

0.05), 但 S 组藻类生长状况优于 W 组, 说明无外源时, 沉积物充当“营养源”供给藻类生长, 即藻类生长与沉积物释磷存在正反馈关系。逐日脉冲式输入磷源, 约 52%~58% 外源磷被沉积物吸附, 约 23%~26% 被藻类吸收利用, 约 20%~22% 以溶解态存在于水体中。可见, 无外源磷时, 沉积物充当“磷源”, 以 $0.310 \sim 0.468 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率释放供给藻类生长; 沉积物参与下, 受沉积物表层无机胶体和黏性颗粒的物化吸附作用影响^[18], 沉积物充当“磷汇”, 以 $2.210 \sim 2.422 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率吸附约 52%~58% 外源磷, 缓冲了水体氮磷浓度变化。本实验使用的表层沉积物取自梅梁湾湾开敞度较大的水域, TP 含量相对较低, 为 $(447.5 \pm 6.2) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 远低于白洋淀 $608.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[35]、滇池 $1305.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[36], 一定程度说明梅梁湾开敞水域沉积物内源磷污染并不突出。藻类的光合作用和呼吸作用会影响水体 pH 和溶解氧^[16], 而这些因子又会影响内源磷的释放^[7~9]。培养期间含沉积物的体系 pH 为 8.38 ± 0.25 , 偏碱的环境中 OH^- 易与 PO_4^{3-} 竞争 Fe^{3+} , 从而促进铁结合态磷的释放^[18]。但实验体系溶解氧和氧化还原电位分别为 $(4.62 \pm 1.10) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(-105.1 \pm 14.4) \text{ mV}$, 偏氧化的环境易在沉积物表层形成氧化层而阻碍内源磷与水体交换^[18]。

沉积物的参与一定程度会延缓水体对外源负荷输入的响应, 对优化湖泊生态系统具有积极意义。翟淑华等^[37]根据 2010 年太湖出入湖负荷估算太湖 TN 和 TP 的自净率分别为 42% 和 48%。于氮而言, 反硝化等脱氮过程作为湖泊氮去除的主要过程^[9], 可以氮负荷从湖体永久脱除; 于磷而言, 绝大部分外源磷经吸附和沉降等过程被沉积物截留^[6~8], 在环境和生物等因素的驱动下, 沉积物内源磷可能作为二次污染源再次进入水体, 这可能是近年来太湖水体磷浓度升高的驱动机制之一^[16]。

4 结论

(1) 外源氮脉冲式输入期间, 沉积物参与时氮以 $40.793 \sim 44.193 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 速率从水体脱除, 占外源氮的 48%~52% 左右, 导致水体氮的浓度远低于无沉积物的对照体系。因此, 浅水湖泊沉积物-水界面作为湖泊反硝化作用等脱氮过程的主要场所, 对水体脱氮具有重要贡献。

(2) 外源磷脉冲式输入期间, 沉积物的“内汇”效应明显, 约 52%~58% 的外源磷以 $2.210 \sim 2.422 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 的速率汇入沉积物, 仅 23%~26% 外源磷被藻类同化吸收以颗粒态存在, 其余约 20%~22% 则以溶解态在水体中赋存, 沉积物的参与有效

缓冲了水体磷浓度对持续外源输入的响应。

(3) 在外源得到有效控制时, 沉积物内源磷仍会缓慢释放进入水体并供给藻类生长, 延滞水体对外源控制的响应。因此, 在湖泊富营养化和蓝藻水华治理实践中, 实施氮磷协同控制可以起到更快、更好的治理效果。

参考文献:

- [1] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, *et al.* Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus [J]. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014-1015.
- [2] Ding Y Q, Xu H, Deng J M, *et al.* Impact of nutrient loading on phytoplankton: a mesocosm experiment in the eutrophic Lake Taihu, China [J]. *Hydrobiologia*, 2019, **829**(1): 167-187.
- [3] 许海, 陈洁, 朱广伟, 等. 水体氮、磷营养盐水平对蓝藻优势形成的影响 [J]. *湖泊科学*, 2019, **31**(5): 1239-1247.
Xu H, Chen J, Zhu G W, *et al.* Effect of concentrations of phosphorus and nitrogen on the dominance of cyanobacteria [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019, **31**(5): 1239-1247.
- [4] 许海, 秦伯强, 朱广伟. 太湖不同湖区夏季蓝藻生长的营养盐限制研究 [J]. *中国环境科学*, 2012, **32**(12): 2230-2236.
Xu H, Qin B Q, Zhu G W. Nutrient limitation of cyanobacterial growth in different regions of Lake Taihu in summer [J]. *China Environmental Science*, 2012, **32**(12): 2230-2236.
- [5] Xu H, Paerl H W, Qin B Q, *et al.* Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China [J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(1): 420-432.
- [6] McCarthy M J, Lavrentyev P L, Yang L, *et al.* Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China) [J]. *Hydrobiologia*, 2007, **581**(1): 195-207.
- [7] 陈洁, 许海, 詹旭, 等. 湖泊沉积物-水界面磷的迁移转化机制与定量研究方法 [J]. *湖泊科学*, 2019, **31**(4): 907-918.
Chen J, Xu H, Zhan X, *et al.* Mechanisms and research methods of phosphorus migration and transformation across sediment-water interface [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019, **31**(4): 907-918.
- [8] 杨赵. 湖泊沉积物中氮磷源—汇现象影响因素研究进展 [J]. *环境科学导刊*, 2017, **36**(S1): 16-19, 29.
Yang Z. Advances in factors influencing release of nitrogen and phosphorus in sediment [J]. *Environmental Science Survey*, 2017, **36**(S1): 16-19, 29.
- [9] 吴桢, 吴思枫, 刘永, 等. 湖泊氮磷循环的关键过程与定量识别方法 [J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2018, **54**(1): 218-228.
Wu Z, Wu S F, Liu Y, *et al.* Key processes and mechanisms of nitrogen and phosphorus cycling in lakes [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2018, **54**(1): 218-228.
- [10] Zhu G W, Qin B Q, Gao G, *et al.* Effects of hydrodynamics on phosphorus concentrations in water of Lake Taihu, a large, shallow, eutrophic lake of China [J]. *Hydrobiologia*, 2007, **581**: 53-61.
- [11] Zhu G W, Qin B Q, Gao G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2005, **50**(6): 577-582.
- [12] Qin B Q, Xu P Z, Wu Q L, *et al.* Environmental issues of Lake Taihu, China [J]. *Hydrobiologia*, 2007, **581**: 3-14.
- [13] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake [J].

- Science, 2007, **317**(5842): 1166.
- [14] 查慧铭, 朱梦圆, 朱广伟, 等. 太湖出入湖河道与湖体水质季节差异分析[J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1102-1112.
Zha H M, Zhu M Y, Zhu G W, *et al.* Seasonal difference in water quality between lake and inflow/outflow rivers of Lake Taihu, China[J]. Environmental Science, 2018, **39**(3): 1102-1112.
- [15] Wang J J, Zhao Q H, Pang Y, *et al.* Research on nutrient pollution load in Lake Taihu, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, **24**(21): 17829-17838.
- [16] 王华, 陈华鑫, 徐兆安, 等. 2010-2017 年太湖总磷浓度变化趋势分析及成因探讨[J]. 湖泊科学, 2019, **31**(4): 919-929.
Wang H, Chen H X, Xu Z A, *et al.* Variation trend of total phosphorus and its controlling factors in Lake Taihu, 2010-2017[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, **31**(4): 919-929.
- [17] 秦伯强, 朱广伟, 张路, 等. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2005, **35**(增刊 II): 33-44.
- [18] 范成新, 张路, 包先明, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及量化——2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.
Fan C X, Zhang L, Bao X M, *et al.* Migration mechanism of biogenic elements and their quantification on the sediment-water interface of Lake Taihu: II. Chemical thermodynamic mechanism of phosphorus release and its source-sink transition[J]. Journal of Lake Sciences, 2006, **18**(3): 207-217.
- [19] 狄贞珍, 张洪, 单保庆. 太湖内源营养盐负荷状况及其对上覆水水质的影响[J]. 环境科学学报, 2015, **35**(12): 3872-3882.
Di Z Z, Zhang H, Shan B Q. Status of internal nutrient loads and their effects on overlying water quality in Taihu Lake[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, **35**(12): 3872-3882.
- [20] Xu D, Chen Y F, Ding S M, *et al.* Diffusive gradients in thin films technique equipped with a mixed binding gel for simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved iron[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(18): 10477-10484.
- [21] Ding S M, Xu D, Sun Q, *et al.* Measurement of dissolved reactive phosphorus using the diffusive gradients in thin films technique with a high-capacity binding phase[J]. Environmental Science & Technology, 2010, **44**(21): 8169-8174.
- [22] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 246-248.
- [23] 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 550-552.
Chen Y W, Chen K N, Hu Y H. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method[J]. Journal of Lake Sciences, 2006, **18**(5): 550-552.
- [24] 胡鸿钧. 水华蓝藻生物学[M]. 北京: 科学出版社, 2011. 247-250.
- [25] 吴雅丽, 许海, 杨桂军, 等. 太湖春季藻类生长的磷营养盐阈值研究[J]. 中国环境科学, 2013, **33**(9): 1622-1629.
Wu Y L, Xu H, Yang G J, *et al.* Developing the critical phosphorus threshold for spring algal growth in Lake Taihu, China[J]. China Environmental Science, 2013, **33**(9): 1622-1629.
- [26] 杨雪, 王朝晖, 马长江, 等. 大亚湾微表层浮游植物对无机氮磷的响应[J]. 生态科学, 2016, **35**(1): 34-40.
Yang X, Wang Z H, Ma C J, *et al.* Responses of the Daya Bay microlayer phytoplankton to inorganic nitrogen and phosphorus[J]. Ecological Science, 2016, **35**(1): 34-40.
- [27] 曾洪玉. 太湖沉积物反硝化与厌氧氨氧化速率及其动力学特征研究[D]. 南京: 南京大学, 2016.
Zeng H Y. Research on the rates and kinetics of the denitrification and anammox in sediments Lake Taihu [D]. Nanjing: Nanjing University, 2016.
- [28] 陈小锋. 我国湖泊富营养化区域差异性调查及氮素循环研究[D]. 南京: 南京大学, 2012.
Chen X F. Investigation of the Regional differences and nitrogenous cycling in China's lakes [D]. Nanjing: Nanjing University, 2012.
- [29] Yao X L, Zhang L, Zhang Y L, *et al.* Denitrification occurring on suspended sediment in a large, shallow, subtropical lake (Poyang Lake, China) [J]. Environmental Pollution, 2016, **219**: 501-511.
- [30] Liu W Z, Yao L, Jiang X L, *et al.* Sediment denitrification in Yangtze lakes is mainly influenced by environmental conditions but not biological communities [J]. Science of the Total Environment, 2018, **616-617**: 978-987.
- [31] Lu X X, Bade D L, Leff L G, *et al.* The relative importance of anammox and denitrification to total N₂ production in Lake Erie [J]. Journal of Great Lakes Research, 2018, **44**(3): 428-435.
- [32] 曾巾, 杨柳燕, 肖林, 等. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用[J]. 湖泊科学, 2017, **19**(4): 382-389.
Zeng J, Yang L Y, Xiao L, *et al.* Biogeochemical cycling of nitrogen in lakes and the role of microorganisms in conversion of nitrogen compounds[J]. Journal of Lake Sciences, 2017, **19**(4): 382-389.
- [33] 徐徽, 张路, 商景阁, 等. 太湖梅梁湾水土界面反硝化和厌氧氨氧化[J]. 湖泊科学, 2009, **21**(6): 775-781.
Xu H, Zhang L, Shang J G, *et al.* Denitrification and anammox on the sediment-water interface in the Meiliang Bay of Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2009, **21**(6): 775-781.
- [34] 李盼盼. 微囊藻对底泥-水界面反硝化过程的促进作用研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
Li P P. Enhancement of *Microcystis* on the denitrification at the sediment-water interface [D]. Shanghai: East China Normal University, 2018.
- [35] 杜奕衡, 刘成, 陈开宁, 等. 白洋淀沉积物氮磷赋存特征及其内源负荷[J]. 湖泊科学, 2018, **30**(6): 1537-1551.
Du Y H, Liu C, Chen K N, *et al.* Occurrence and internal loadings of nitrogen and phosphorus in the sediment of Lake Baiyangdian [J]. Journal of Lake Sciences, 2018, **30**(6): 1537-1551.
- [36] 邓洪, 包立, 杨浩瑜, 等. 蓝藻衰亡下滇池草海沉积物中各形态磷释放动态的模拟研究[J]. 湿地科学, 2019, **17**(2): 249-254.
Deng H, Bao L, Yang H Y, *et al.* Simulation study on release dynamics of various forms of phosphorus in sediments of Caohai, Dianchi lake under decline of cyanobacteria [J]. Wetland Science, 2019, **17**(2): 249-254.
- [37] 翟淑华, 韩涛, 陈方. 基于质量平衡的太湖氮、磷自净能力计算[J]. 湖泊科学, 2014, **26**(2): 185-190.
Zhai S H, Han T, Chen F. Self-purification capacity of nitrogen and phosphorus of Lake Taihu on the basis of mass balance[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, **26**(2): 185-190.

CONTENTS

Mixed State and Sources of Fine Particulate Matter in the Summer in Tianjin City Based on Single Particle Aerosol Mass Spectrometer (SPAMS)	LIN Qiu-ju, XU Jiao, LI Mei, <i>et al.</i> (2505)
Characteristics and Sources of Inorganic Ions and Organic Acids in Precipitation in the Northern Suburb of Nanjing, China	YANG Xiao-ying, CAO Fang, LIN Yu-qi, <i>et al.</i> (2519)
Seasonal Variation of Water-soluble Ions in PM _{2.5} in Xi'an	HUANG Han-han, WANG Yu-qin, LI Sheng-ping, <i>et al.</i> (2528)
Effect of Liquid Water Content of Particles and Acidity of Particulate Matter on the Formation of Secondary Inorganic Components in Xinjiang Petrochemical Industrial Area	LIU Hui-bin, Dilinuer-Talifu, WANG Xin-ming, <i>et al.</i> (2536)
Effect of Biomass Burning on the Light Absorption Properties of Water Soluble Organic Carbon in Atmospheric Particulate Matter in Changchun	MENG De-you, CAO Fang, ZHAI Xiao-yao, <i>et al.</i> (2547)
Chemical Characteristics and Sources of Volatile Organic Compounds in Shanghai During an Ozone and Particulate Pollution Episode in May 2019	WANG Qian (2555)
Characteristics and Source Apportionment of Atmospheric VOCs in the Nanjing Industrial Area in Autumn	CAO Meng-yao, LIN Yu-chi, ZHANG Yan-lin (2565)
Ambient VOCs Characteristics, Ozone Formation Potential, and Source Apportionment of Air Pollution in Spring in Zhengzhou	REN Yi-jun, MA Shuang-liang, WANG Si-wei, <i>et al.</i> (2577)
Characteristics of VOCs and Their Roles in Ozone Formation at a Regional Background Site in Beijing, China	HAN Ting-ting, LI Ying-ruo, QIU Yu-lu, <i>et al.</i> (2586)
Emission Characteristics of the Catering Industry in Beijing	SUN Cheng-yi, BAI Hua-hua, CHEN Xue, <i>et al.</i> (2596)
Emission Factors and Emission Inventory of Agricultural Machinery in Beijing Under Real-world Operation	WANG Kai, FAN Shou-bin, QI Hao-yun (2602)
Localization of Soil Wind Erosion Dust Emission Factor in Beijing	LI Bei-bei, HUANG Yu-hu, BI Xiao-hui, <i>et al.</i> (2609)
Spatial and Temporal Characteristics of AOD and Angström Exponent in the Yangtze River Delta Based on MODIS_C061	ZHANG Ying-lei, CUI Xi-min (2617)
Fate Simulation of 2,4,4'-Trichlorobiphenyl in the Bohai Rim Using the Multimedia Model	ZHANG Yi, MA Yan-fei, SONG Shuai, <i>et al.</i> (2625)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Difference Analysis of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Sediment Interstitial Water from Gangnan Reservoir	ZHOU Shi-lei, SUN Yue, YUAN Shi-chao, <i>et al.</i> (2635)
Environmental Characteristics and Source Apportionment of Heavy Metals in the Sediments of a River-Lake System	LI Yue-zhao, CHEN Hai-yang, SUN Wen-chao (2646)
Speciation Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments from the Yitong River City Area	JIANG Shi-xin, ZHAI Fu-jie, ZHANG Chang, <i>et al.</i> (2653)
Identifying Nitrate Sources in a Typical Karst Underground River Basin	ZHAO Ran, HAN Zhi-wei, SHEN Chun-hua, <i>et al.</i> (2664)
Influence of Nutrient Pulse Input on Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Algal Growth in the Sediment-Water System of Lake Taihu	CHEN Jie, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2671)
Temporal and Spatial Variation Patterns of Picophytoplankton and Their Correlations with Environmental Factors During the Wet Season in East Lake Dongting	LI Sheng-nan, CHEN Hao-yu, PENG Hua, <i>et al.</i> (2679)
Toxicological Effects of Enrofloxacin and Its Removal by Freshwater Micro-Green Algae <i>Dictyosphaerium</i> sp.	WANG Zhen-fang, HAN Zi-yu, WANG Meng-xue, <i>et al.</i> (2688)
Comparative Phosphorus Accumulation and Ca-P Content of Two Submerged Plants in Response to Light Intensity and Phosphorus Levels	SANG Yu-xuan, YANG Jia-le, XIONG Yi, <i>et al.</i> (2698)
Effect of Calcium Peroxide Composite Tablets on Water Remediation and Phosphorus Control in Sediment	ZHANG Shuai, LI Da-peng, DING Yu-qin, <i>et al.</i> (2706)
Spatial Differentiation and Driving Analysis of Nitrogen in Rice Rotation Based on Regional DNDC: Case Study of Jinjiang River Watershed	WANG Ya-nan, SHUI Wei, QI Xin-hua, <i>et al.</i> (2714)
Low Temperature Ammonia Nitrogen Removal from an Iron, Manganese, and Ammonia Groundwater Purification Process with Different Concentrations of Iron and Manganese	ZHANG Jie, MEI Ning, LIU Meng-hao, <i>et al.</i> (2727)
Degradation of RBKS by High Crystallinity Mn-Fe LDH Catalyst Activating Peroxymonosulfate	LI Li, WU Li-ying, DONG Zheng-yu, <i>et al.</i> (2736)
Mechanisms of Fe-cyclam/H ₂ O ₂ System Catalyzing the Degradation of Rhodamine B	YU Yu-qing, CHEN Xiang-yu, CAI Quan-hua, <i>et al.</i> (2746)
Removal of Nitrate Nitrogen by Microbial Photoelectrochemical Cell; PANI/TiO ₂ -NTs as a Photoanode	LU Yi, ZHOU Hai-shan, PENG Rui-jian, <i>et al.</i> (2754)
Performance and Membrane Fouling Characteristics of Mariculture Wastewater Treated by Anoxic MBR-MMR	CHEN Fan-yu, XU Zhong, YOU Hong, <i>et al.</i> (2762)
Effect of HRT on Denitrifying Phosphorus and Nitrogen Removal in Modified A ² /O-BAF	ZHAO Kai-liang, LIU An-di, NAN Yan-bin, <i>et al.</i> (2771)
Effect of Ni(II) on Anaerobic Ammonium Oxidation and Changes in Kinetics	SUN Qi, ZHAO Bai-hang, FAN Sa, <i>et al.</i> (2779)
Removal of Urea by Heterotrophic Nitrification-Aerobic Denitrification Mixed Strains and Effects of Heavy Metals and Salinity	WANG Meng-meng, CAO Gang, ZHANG Di, <i>et al.</i> (2787)
Start-up Characteristics of SNAD Process and Functional Abundance Succession of Volcanic Rock Biological Aerated Filter	XUE Jia-jun, ZHANG Shao-qing, ZHANG Li-qiu, <i>et al.</i> (2796)
Effect of Free Hydroxylamine on the Activity of Two Typical Nitrite-oxidizing Bacteria	SHEN Chen, ZHANG Shu-jun, PENG Yong-zhen (2805)
Interference of Dead Cell DNA on the Analysis of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Community in Anaerobic Digestion Sludge	SU Yu-ao, LIU Hong-bo, MAO Qiu-yan, <i>et al.</i> (2812)
Spatial Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Arable Land Soil of China	CHEN Wen-xuan, LI Qian, WANG Zhen, <i>et al.</i> (2822)
Construction and Application of Early Warning System for Soil Environmental Quality	LI Xiao-nuo, DING Shou-kang, CHEN Wei-ping, <i>et al.</i> (2834)
Response of Aggregate Distribution to Input Straw and Their Linkages to Organic Carbon Mineralization in Soils Developed from Five Different Parent Materials	MAO Xia-li, QIU Zhi-teng, ZHANG Shuang, <i>et al.</i> (2842)
Response of Extracellular Enzyme Activities to Substrate Availability in Paddy Soil with Long-term Fertilizer Management	NING Yu-fei, WEI Liang, WEI Xiao-meng, <i>et al.</i> (2852)
Effects of Biochar on Bioavailability of Two Elements in Phosphorus and Cadmium-Enriched Soil and Accumulation of Cadmium in Crops	HUANG Yang, GUO Xiao, HU Xue-yu (2861)
Characteristics of Cd, As, and Pb in Soil and Wheat Grains and Health Risk Assessment of Grain-Cd/As/Pb on the Field Scale	XIAO Bing, XUE Pei-ying, WEI Liang, <i>et al.</i> (2869)
Reconstructed Soil Vertical Profile Heavy Metal Cd Occurrence and Its Influencing Factors	HU Qing-qing, SHEN Qiang, CHEN Fei, <i>et al.</i> (2878)
Bacterial Community Composition in Cadmium-Contaminated Soils in Xinxiang City and Its Ability to Reduce Cadmium Bioaccumulation in Pak Choi (<i>Brassica chinensis</i> L.)	CHEN Zhao-jin, LI Ying-jun, SHAO Yang, <i>et al.</i> (2889)
Root Activities of Re-Vegetated Plant Species Regulate Soil Nutrients and Bacterial Diversity in the Riparian Zone of the Three Gorges Reservoir	LI Li-juan, LI Chang-xiao, CHEN Chun-hua, <i>et al.</i> (2898)
Spatial Distribution of Nitrogen Metabolism Functional Genes of Eubacteria and Archaeobacteria in Dianchi Lake	ZHANG Yu, ZUO Jian-e, WANG Si-ke, <i>et al.</i> (2908)
Effect of Simulated Warming on Microbial Community in Glacier Forefield	WANG Yu-wan, MA An-zhou, CHONG Guo-shuang, <i>et al.</i> (2918)
Effect of Water-Fertilizer-Gas Coupling on Soil N ₂ O Emission and Yield in Greenhouse Tomato	SHANG Zi-hui, CAI Huan-jie, CHEN Hui, <i>et al.</i> (2924)
Toxicity of Soil Leachate from Coal Gangue and Its Surrounding Village of Barley (<i>Hordeum vulgare</i>)	SHANG Yu, YANG Feng-long, NING Xia, <i>et al.</i> (2936)
Characteristics, Source Analysis, and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Pollution in Marine Organisms from Estuaries of Changhua River in Hainan Province	WANG Hui-juan, KUANG Ze-xing, ZHOU Xian, <i>et al.</i> (2942)
Characteristics of Macrobenthos Community Structure and Their Relationships with Environmental Factors in Rivers of Beijing in Spring	HE Yu-xiao, LI Ke, REN Yu-fen, <i>et al.</i> (2951)
Effect of Pyrolytic Temperature and Time on Characteristics of <i>Typha angustifolia</i> Derived Biochar and Preliminary Assessment of the Ecological Risk	CAI Zhao-hui, CHU Chen-jing, ZHENG Hao, <i>et al.</i> (2963)
Measurement of Traffic Carbon Emissions and Pattern of Efficiency in the Yangtze River Economic Belt (1985-2016)	JIANG Zi-ran, JIN Huan-huan, WANG Cheng-jin, <i>et al.</i> (2972)