

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



2019

Vol.40 No.3
第40卷 第3期

目次

2014~2017北京市气象条件和人为排放变化对空气质量改善的贡献评估	尹晓梅, 李梓铭, 熊亚军, 乔林, 邱雨露, 孙兆彬, 寇星霞 (1011)
利用多元线性回归方法评估气象条件和控制措施对 APEC 期间北京空气质量的影响	李颖若, 汪君霞, 韩婷婷, 王焱, 何迪, 权维俊, 马志强 (1024)
京津冀郊区站点秋冬季大气 PM _{2.5} 来源解析	王彤, 华阳, 许庆成, 王书肖 (1035)
四川省典型工业行业 PM _{2.5} 成分谱分析	冯小琼, 陈军辉, 熊文朋, 梅林德, 徐雪梅, 尹寒梅, 范武波, 姜涛, 钱骏, 叶宏 (1043)
典型物流城市 2016 年冬季 2 次污染过程 PM _{2.5} 污染特征及来源解析	赵雪艳, 杨文, 王静, 刘盈盈, 白雯宇, 徐艳萍, 王歆华, 白志鹏 (1052)
沈阳市采暖期与非采暖期空气 PM _{2.5} 污染特征及来源分析	张显, 田莎莎, 刘盈盈, 赵雪艳, 余浩, 张辉, 陈莉, 王歆华 (1062)
新乡冬季 PM _{2.5} 中金属元素与水溶性离子年际变化及其来源解析	闫广轩, 雷豪杰, 张靖雯, 唐明双, 张佳羽, 曹治国, 李云蓓, 王跃思, 樊静, 李虎 (1071)
烟台市环境受体 PM _{2.5} 四季污染特征与来源解析	刘童, 王晓军, 陈倩, 温杰, 黄渤, 朱红霞, 田瑛泽, 冯银厂 (1082)
常州市冬季 PM _{2.5} 中类腐殖质昼夜特征分析	顾远, 李清, 黄爱倩, 赵竹子, 马帅帅, 叶招莲 (1091)
西北某电子垃圾拆解厂室内外重金属污染特征及暴露风险	曹红梅, 赵留元, 穆熙, 李尧捷, 毛潇萱, 黄韬, 马建民, 高宏 (1101)
京津冀一次污染过程的星地同步动态监测分析	邱昀, 李令军, 姜磊, 王新辉, 赵文慧, 张立坤, 鹿海峰 (1111)
中国城市 O ₃ 浓度时空变化特征及驱动因素	黄小刚, 赵景波, 曹军骥, 宋永永 (1120)
基于卫星和地面观测的 2013 年以来我国臭氧时空分布及变化特征	张倩倩, 张兴赢 (1132)
舟山市臭氧污染分布特征及来源解析	王俏丽, 董敏丽, 李素静, 吴成志, 王刚, 陈必新, 李伟, 高翔, 叶荣民 (1143)
中国建筑涂料使用 VOCs 排放因子及排放清单的建立	高美平, 邵霞, 聂磊, 王海林, 安小桂 (1152)
异戊二烯和甲苯二次有机硫踪物的臭氧非均相氧化	黄亚娟, 曹罡, 朱荣淑, 欧阳峰 (1163)
兰州市农牧业源氨排放清单及其时空分布特征	栗世学, 郭文凯, 何昕, 朱玉凡, 陈强 (1172)
成都降水稳定氢氧同位素特征及水汽来源分析	胡月, 刘国东, 孟玉川, 张文江, 夏成城 (1179)
基于 TBL 模型的闽江口围垦养虾塘水-大气界面 CO ₂ 扩散通量估算	张逸飞, 杨平, 赵光辉, 李玲, 谭立山, 全川 (1188)
渤海和北黄海有色溶解有机物 (CDOM) 的分布特征和季节变化	刘兆冰, 梁文健, 秦礼萍, 唐建辉 (1198)
思林水库荧光溶解性有机质的特征、来源及其转化动力学	劳心宇, 原杰, 刘瑜, Khan M. G. Mostofa (1209)
厦门湾海滩微塑料污染特征	刘启明, 梁海涛, 锡桂莉, 胡欣, 葛健 (1217)
高分辨率监测下的漓江省里断面生物地球化学特征分析	王奇岗, 肖琼, 赵海娟, 王健力, 郭永丽, 张清华 (1222)
鲜水河断裂带拉沁盆地断面地下水化学特征及控制因素	何锦, 张幼宽, 赵雨晴, 韩双宝, 刘元晴, 张涛 (1236)
成都市锦江表层水和沉积物中有机磷酸酯的污染特征	吴迪, 印红玲, 李世平, 王增武, 邓旭, 罗怡, 罗林 (1245)
丹江口库区表层浮游细菌群落组成与 PICRUS1 功能预测分析	张菲, 田伟, 孙峰, 陈彦, 丁传雨, 庞发虎, 姚伦广, 李玉英, 陈兆进 (1252)
蓝藻水华对太湖水柱反硝化作用的影响	刘志迎, 许海, 詹旭, 朱广伟, 秦伯强, 张运林 (1261)
基于微生物生物完整性指数的城市河道生态系统健康评价	苏瑶, 许育新, 安文浩, 王云龙, 何振超, 楼颖雯, 沈阿林 (1270)
生物炭添加对湿地植物菖蒲根系通气组织和根系泌氧的影响	黄磊, 梁根坤, 梁岩, 罗星, 陈玉成 (1280)
城市不同材料屋面径流的污染负荷特性	何湖滨, 陈诚, 林育青, 严晗璐, 董建玮, 陈求稳 (1287)
BiOCl-(NH ₄) ₃ PW ₁₂ O ₄₀ 复合光催化剂制备及其光催化降解污染物机制	张文海, 吉庆华, 兰华春, 李静 (1295)
微米铁复合生物碳源对地下水中 1,2-二氯乙烷的高效去除	吴乃瑾, 宋云, 魏文侠, 王海见, 孙仲平 (1302)
鸟粪石天然沸石复合材料对水中铅离子的去除	邓曼君, 王学江, 成雪君, 景焕平, 赵建夫 (1310)
Ca/Mg 负载改性沼渣生物炭对水中磷的吸附特性	易蔓, 李婷婷, 李海红, 黄巧, 杨金娥, 陈玉成, 杨志敏 (1318)
两种生物炭的制备及其对水溶液中四环素去除的影响因素	程扬, 沈启斌, 刘子丹, 杨小莹, 张太平, 廖志钟 (1328)
静止和水动力扰动状态下铅改性沸石添加对河道底泥磷迁移转化的影响	俞阳, 林建伟, 詹艳慧, 何思琪, 吴小龙, 王艳, 赵钰颖, 林莹, 刘鹏茜 (1337)
4 种磺胺类药物及乙酰化代谢物在污水处理厂的去除及机制	王大鹏, 张烟, 颜昌宙 (1347)
以膜分离为主的物化法对城市污水中污染因子的去除特性分析	徐婷, 李勇, 朱怡嘉, 薛梦娜, 汤同欢 (1353)
进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统的影响	李冬, 曹美忠, 郭跃利, 梅宁, 李帅, 张杰 (1360)
除磷亚硝化颗粒工艺启动及性能恢复	李海玲, 李冬, 张杰, 刘博 (1367)
CAST 工艺高温短程硝化的实现及其除磷性能	马娟, 杨蕊春, 俞小军, 周猛, 陈永志 (1375)
不同曝气量 and 好氧时间下 SPNDPR 系统处理低 C/N 城市污水的脱氮除磷性能	袁梦飞, 于德爽, 巩秀珍, 王晓霞, 陈光辉, 杜世明, 甄建国 (1382)
ABR 除碳-亚硝化耦合厌氧氨氧化处理城市污水	李田, 曹家炜, 谢凤莲, 沈耀良, 吴鹏, 宋吟玲 (1390)
室温低氨氮基质单级自养脱氮颗粒污泥启动效能与污泥特性	谢璐琳, 王建芳, 钱飞跃, 张泽宇, 沈耀良, 齐泽坤 (1396)
不同种泥的厌氧氨氧化反应器的启动及动力学特征	任君怡, 陈林艺, 李慧春, 秦玉洁, 曹雁, 王桐屿, 周少奇 (1405)
降温过程中生物膜 CANON 反应器的运行特征	付昆明, 廖敏华, 周厚田, 付巢, 姜娜, 仇付国, 曹秀芹 (1412)
IEM-UF 同步分离反硝化系统脱氮特性及种群结构分析	刘子奇, 张岩, 马翔山, 张博康, 曹孟京, 曹昌明 (1419)
温度对硝化杆菌 (Nitrobacter) 活性动力学影响	于雪, 孙洪伟, 李维维, 祁国平, 马娟, 陈永志, 吕心涛 (1426)
零价铁和微波预处理组合强化污泥厌氧消化	牛雨彤, 刘吉宝, 马爽, 李亚明, 解立平, 魏源送, 孟晓山 (1431)
牛粪堆肥系统环境因子对抗性基因的影响	彭磊, 王科, 谷月, 王爱杰 (1439)
环境因子对土壤微生物呼吸及其温度敏感性变化特征的影响	张彦军, 郭胜利 (1446)
三峡库区典型林分土壤呼吸及其组分对模拟酸雨响应	李一凡, 王玉杰, 王彬, 王云琦 (1457)
三峡库区柑橘园施肥量对土壤氮淋失及残留量的影响	王甜, 黄志霖, 曾立雄, 肖文发, 宋文梅 (1468)
长期施肥下水稻根际和非根际土壤微生物碳源利用特征	宁赵, 程爱武, 唐海明, 葛体达, 邓扬悟, 苏以荣, 陈香碧 (1475)
不同碳负荷梯度下稻田土壤有机碳矿化特征	童瑶瑶, 王季斐, 祝贞科, 邓扬悟, 陈珊, 葛体达, 袁红朝, 吴金水 (1483)
桂林会仙喀斯特湿地水位梯度下不同植物群落土壤有机碳及其组分特征	徐广平, 李艳琼, 沈育伊, 张德楠, 孙英杰, 张中峰, 周龙武, 段春燕 (1491)
缙云山 4 种森林植被土壤团聚体有机碳分布特征	王富华, 吕盛, 黄容, 高明, 王子芳, 徐畅 (1504)
大气污染对居民健康影响研究进展	秦耀辰, 谢志祥, 李阳 (1512)
《环境科学》征订启事 (1042)	《环境科学》征稿简则 (1162)
信息 (1208, 1235, 1286)	

蓝藻水华对太湖水柱反硝化作用的影响

刘志迎¹, 许海², 詹旭^{1*}, 朱广伟², 秦伯强², 张运林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: 反硝化作用是湖泊水体最主要的脱氮过程, 对减轻湖泊的氮素污染和富营养化控制具有重要意义。蓝藻水华暴发和衰亡可能会通过改变水体氮素循环途径及微环境来促使反硝化作用直接在水柱中发生, 加速氮的去除。为了验证这一假设, 取太湖湖水添加不同生物量的蓝藻和连续 10 d 的 NO_3^- -N、 PO_4^{3-} -P 营养盐, 进行蓝藻生长与降解对反硝化影响的模拟实验, 测定蓝藻水华期水体藻类生物量和各形态氮浓度的动态变化, 同时利用 ^{15}N 同位素添加培养结合膜进样质谱仪 (MIMS) 实时定量测定反硝化速率。结果表明, 蓝藻在生长期吸收氮素转变为颗粒氮, 在衰亡期藻细胞通过降解矿化释放大量的 NH_4^+ -N, 继而转化为 NO_3^- -N, 为反硝化作用提供底物, 是大幅度促进水体反硝化作用的关键; 反硝化速率 (以 N_2 计, 下同) 最高达到 $(1\,614.52 \pm 301.57) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 是同时期最低蓝藻生物量组反硝化速率 $[(534.45 \pm 242.18) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$ 的 3 倍, 实验结束时添加初始蓝藻生物量倍数最高组的 TN 去除率达最高 (40.02%), 是未添加蓝藻组 TN 去除率 (17.72%) 的 2.26 倍, 说明蓝藻堆积会显著促进反硝化作用的强度, 加速水体氮素的去除。蓝藻衰亡时反硝化速率的快慢受 NH_4^+ 浓度的影响显著, 表明附着在藻团的微生物的耦合硝化-反硝化作用是氮盐去除的主要途径。本研究结果表明, 水华蓝藻生长期快速吸收氮素转变为颗粒氮, 蓝藻死亡降解后通过耦合硝化-反硝化作用加速氮素去除, 这可能是太湖夏季氮素浓度降低的原因之一。

关键词: 太湖; 蓝藻浓度; ^{15}N 同位素添加; 膜进样质谱仪 (MIMS); 反硝化速率

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)03-1261-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201808056

Influence of Cyanobacterial Blooms on Denitrification Rate in Shallow Lake Taihu, China

LIU Zhi-ying¹, XU Hai², ZHAN Xu^{1*}, ZHU Guang-wei², QIN Bo-qiang², ZHANG Yun-lin²

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

Abstract: Denitrification is the most important nitrogen removal process in lake waters, and is of great significance for mitigating nitrogen pollution and controlling eutrophication in lakes. The outbreak and decline of cyanobacterial blooms may promote denitrification directly in the water column by changing the nitrogen circulation pathway and microenvironment of the water body, and accelerate the removal of nitrogen. In order to verify this hypothesis, the cyanobacteria with different biomass and the NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P nutrient for 10 days were taken from Taihu Lake water to simulate the effects of cyanobacteria growth and degradation on denitrification. The dynamic changes of algal biomass and various forms of nitrogen concentration were simultaneously determined by ^{15}N isotope addition culture combined with membrane inlet mass spectrometer (MIMS) for real-time quantitative determination of denitrification rate. The results showed that cyanobacteria absorbed nitrogen into particle nitrogen during the growth period. During the decay period, algae cells released a large amount of NH_4^+ -N by degrading mineralization, which was then converted into NO_3^- -N to provide a substrate for denitrification. That is the key to promoting denitrification in water; the denitrification rate (as N_2) reaches $(1\,614.52 \pm 301.57) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, which is three times higher than the denitrification rate $[(534.45 \pm 242.18) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$ of the lowest concentration cyanobacterial group at the same time. At the end of the experiment, the highest rate of TN removal was highest in the group with the highest initial biomass of cyanobacteria (40.02%), which was 2.26 times of the TN removal rate (17.72%) in the control, indicating that cyanobacterial accumulation can significantly promote the intensity of denitrification and accelerate the removal of nitrogen in water. The rate of denitrification in the decline of cyanobacteria is significantly affected by the concentration of NH_4^+ -N, indicating that the coupling of nitrification-denitrification of microorganisms attached to algae is the main route of nitrogen removal. The results study indicate that the cyanobacteria bloom rapidly during the growth period. Nitrogen is converted into particle nitrogen. The degradation of cyanobacteria is accelerated by coupled nitrification-denitrification, which may be one of the reasons for the decrease of nitrogen concentration in Taihu Lake.

Key words: Taihu Lake; cyanobacteria concentration; ^{15}N isotope addition; membrane inlet mass spectrometer (MIMS); denitrification rate

收稿日期: 2018-08-06; 修订日期: 2018-09-28

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41573076, 41661134036); 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”重点项目 (IGLAS2017GH04); 江苏省研究生科研与实践创新计划项目 (SJCX17-0501)

作者简介: 刘志迎 (1994 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为湖泊生态系统修复技术, E-mail: 970412850@qq.com

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

反硝化作用使氮素彻底离开了水生生态系统进入大气,是水体最主要的脱氮过程^[1-3]。湖泊中反硝化作用去除的氮可占总氮去除量的 80%^[4]。全球湖泊每年通过反硝化作用去除的氮超过外源氮输入负荷的 30%^[5,6]。因此,反硝化作用对于湖泊的氮素平衡和富营养化控制具有重要的意义。反硝化过程依赖于硝态氮(NO_3^- -N)的供应,许多情况下 NO_3^- -N浓度是反硝化作用的控制因子, NO_3^- -N浓度越高反硝化速率越高,直至达到饱和^[7]。

以往自然水体的反硝化研究对象主要集中在沉积物-水界面上^[8],这是由于沉积物为反硝化作用提供了厌氧的还原环境,而且沉积物中的微生物以及有机底物的含量是上层水体含量的数倍,在沉积物中的停留时间要远远长于在上覆水体中的停留时间^[9,10]。然而 Liu 等^[11]在室内模拟了黄河悬浮物的反硝化作用,证明好氧水体悬浮物反硝化的存在可能归因于颗粒物内部厌氧微位点,这些微位点在悬浮物中形成类似的好氧-无氧微界面从而提供了反硝化作用发生的必要条件。在富营养化水体,蓝藻水华暴发可能会强烈影响水生生态系统中的硝化-反硝化过程:①白天水华暴发时,蓝藻的强烈光合作用使水体产生富氧环境;而到了夜间,大量藻类的呼吸作用会降低水体溶解氧浓度,并且藻类生长堆积或者衰亡腐烂时会消耗大量溶解氧,使水体产生缺氧甚至厌氧条件^[12-14],水华期间溶解氧浓度的昼夜变化可能会导致发生白天硝化作用之后,夜间发生反硝化作用的现象;②在蓝藻生长过程中,藻细胞分泌大量的多糖到细胞外形成附着的胞外多糖^[15],水中浮游微生物可以附着在藻团的多糖上,形成好氧-缺氧微生境,使硝化作用和反硝化作用可以同时发生;③在衰亡分解阶段,蓝藻的快速降解将显著增加水溶性有机碳浓度^[16]和氨氮浓度,因此为反硝化作用提供了额外的碳源和氮源,加强水柱中反硝化作用的发生。

太湖是我国大型浅水富营养化湖泊。在过去的 30 年中,微囊藻水华暴发已成为湖泊中的一个主要环境问题^[17]。太湖水体中氮浓度存在非常大的季节变化,据太湖湖泊生态系统研究站逐月监测资料统计,冬、春季节部分湖区总氮可以超过 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而夏、秋季节则可能低于 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;尤其是藻华易暴发的梅梁湾等北部湖区夏秋季节氮浓度下降的幅度更大,导致浮游植物生长受到严重的氮制限^[18]。到目前为止,这种氮浓度动态变化的原因还没有得到很好地解释。推测夏季太湖水体氮浓度的降低可能是因为藻类先吸收无机氮大量生长,然后死亡分解后通过硝化-反硝化去除,或者无机氮

在水体通过直接反硝化作用离开水体,也可能是两者同时发生,其中的转化过程并不清楚。

本研究在夏季太湖蓝藻水华严重暴发期开展了为期 33 d 的模拟培养实验,主要目的是分析蓝藻生长和降解期对水体氮素动态变化的影响,探究蓝藻存在下水柱中反硝化作用发生过程及其机制,揭示蓝藻堆积是否会促进水柱反硝化作用和脱氮效率,及蓝藻水华发生是否是太湖夏季水体氮营养盐降低的主要原因。

1 材料与方法

1.1 研究站点和实验设置

本研究站点位于太湖西北部的梅梁湾,与一些主要入湖河流相连(图 1)。湾中积聚了大量的蓝藻,经镜检藻类主要以微囊藻属的水华微囊藻、铜绿微囊藻和惠氏微囊藻为优势种,占蓝藻总生物量的 90% 以上^[19]。梅梁湾夏季 Chl-a 的平均值为 $40 \sim 50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[17]。因此选择位于梅梁湾太湖湖泊生态系统研究实验室(TLLER)的实验港池作为培养实验的场所,以便泵取梅梁湾湖水作为实验用水,实验点位(北纬 $31^\circ 25' 12''$, 东经 $120^\circ 12' 57''$)如图 1 所示。

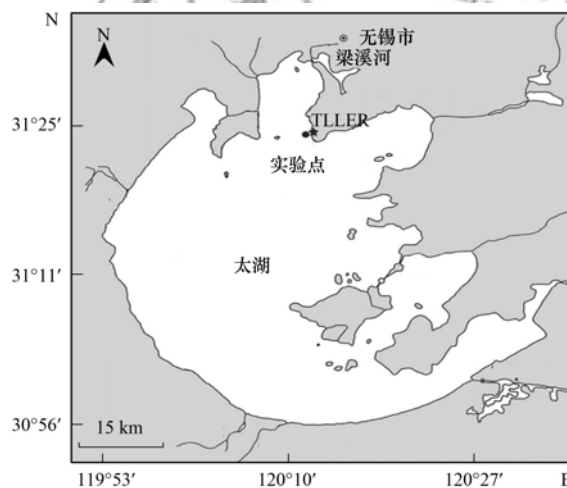


图 1 实验点位示意

Fig. 1 Site of the experiment

本实验培养装置是 100 L 的白色有机塑料桶($H = 100 \text{ cm}$, 底部直径 $\varphi = 40 \text{ cm}$)。抽取湖水 70 L 到培养桶中,有机塑料桶被固定在室外模拟实验池中,保持实验环境温度和光照条件与太湖一致。

本实验研究不同蓝藻生物量对反硝化的影响,设置 1 个原湖水对照组和 4 个不同生物量的蓝藻添加处理(生物量用叶绿素 a 表征,对照组、1 倍、2 倍、4 倍和 8 倍实验组的初始生物量分别为 45.90、245.22、408.36、803.63 和 $1501.58 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$),每个实验组有 3 个平行,本文数据均以平均值表示。

实验开始第 1 ~ 10 d, 每天取样后在每组添加 1 mg·L⁻¹ 的硝酸钾 (KNO₃) 和 0.05 mg·L⁻¹ 磷酸二氢钾 (KH₂PO₄), 模拟水体氮磷的脉冲式供应, 共添加了 10 mg·L⁻¹ 的硝态氮和 0.5 mg·L⁻¹ 的磷酸盐, 为水体硝化菌、反硝化菌、蓝藻提供足够的营养

盐, 观测蓝藻水体反硝化作用的最大潜力. 本实验处理信息和水体其它基础理化性质如表 1 所示. 在空白对照实验组中, Chl-a 浓度由湖泊 (水库) 富营养化指数 TLI(Chl-a) > 60 表示, 显示出太湖中度富营养化状态.

表 1 实验水体初始基础理化性质

Table 1 Initial physical and chemical properties in the test water body					
项目	对照	1 倍蓝藻	2 倍蓝藻	4 倍蓝藻	8 倍蓝藻
温度/℃	35.20	35.19	35.22	35.21	35.20
pH	10.63	10.64	10.58	10.22	9.53
TN /mg·L ⁻¹	2.70	4.49	5.95	9.99	17.38
PTN /mg·L ⁻¹	1.32	3.27	4.78	8.76	16.26
NO ₃ ⁻ /mg·L ⁻¹	1.09	0.86	0.75	0.64	0.48
NH ₄ ⁺ /mg·L ⁻¹	0.22	0.22	0.22	0.27	0.27
TP /mg·L ⁻¹	0.17	0.46	0.49	0.77	1.33
Chl-a/μg·L ⁻¹	45.90	245.22	408.36	803.63	1 501.58

1.2 水样采集与指标测定

取水样时先搅匀水面堆积蓝藻, 然后取 0.5 L 水样用来做营养盐、叶绿素的测定分析, 取样频率 1 ~ 2 d 一次. 蓝藻的培养周期为 33 d, 实验前期每隔 4 d 取一次水样进行反硝化培养, 实验后期 5 ~ 6 d 一次. 采样时用 YSI (Yellow Springs Instruments, USA) 测定在水面下 0.2 m 处水温 (WT)、溶解氧 (DO)、pH 值. 总氮 (TN)、总磷 (TP)、NO₃⁻-N、颗粒态总氮 (PTN)、NH₄⁺-N 等指标, 参考文献 [20] 的方法进行测定. 叶绿素浓度 (Chl-a) 采用热乙醇萃取叶绿素法测定 [21].

1.3 同位素培养与反硝化速率计算

1.3.1 样品采集与处理

现场用蠕动泵抽水样, 进口端橡胶导管 (φ = 5 mm) 插入水面 0.2 m 下, 出口端橡皮管插入 12 mL Labco 培养瓶 (H = 100 mm, φ = 10 mm) 的底部, 用排空法排走瓶内空气, 瓶子快满时缓慢抽出橡皮管, 瓶口留下饱满的水珠, 垂直旋紧瓶盖, 避免培养瓶内存在气泡.

每个实验组取 3 个培养瓶样品: 1 个空白样 (原湖水), 1 个添加同位素 ¹⁵NO₃-N (99.29% ¹⁵N) 做为第 0 h 的水样, 1 个添加同位素 ¹⁵NO₃-N 做培养 24 h 的水样. 添加同位素时用移液枪向瓶内缓慢加入 ¹⁵NO₃-N 使终浓度为 20 μmol·L⁻¹, 添加同位素后, 摇匀. 空白组和第 0 h 的培养瓶迅速用 0.1 mL 注射器从瓶盖加入 0.05 mL 的饱和氯化锌, 添加时避免进入空气, 室内冷藏保存; 培养样品放在实验水池里, 暗箱避光培养 24 h 后, 注射饱和氯化锌固定, 冷藏保存.

1.3.2 反硝化速率测定与计算方法

¹⁵N 同位素示踪结合 MIMS 膜接口质谱仪测量.

¹⁵N 同位素示踪法测定反硝化速率由 Binnerup 等 [22] 提出, 后来经 Nielsen 等 [23] 改进. 它是将 ¹⁵NO₃⁻ 加入到水体中, 加入的 ¹⁵NO₃⁻ 与水柱中本底的 ¹⁴NO₃⁻ 混合后, 经过脱氮微生物的硝化反硝化作用产生 ²⁸N₂、²⁹N₂、³⁰N₂.

通过 MIMS 装备的半透性硅胶膜将溶解性气体从待测水样中分离、冷冻纯化, 在真空系统驱动下进入四级杆质谱在线测定水样中 ¹⁵N-N₂ (²⁹N₂、³⁰N₂), 然后根据 ²⁹N₂ 和 ³⁰N₂ 的产生比例计算水体中反硝化潜势, 具有测定直接、需要样品量少以及速度快的特点.

1.3.3 MIMS 电子信号值转化浓度的计算

以 20℃ 盐度为 0 的标准纯水测得 ²⁸N₂ 标准电子信号值 $M(^{28}\text{N}_2)_s$ [其中右下标 S 表示标准纯水 (standard water)], $M(^{28}\text{N}_2)_s$ 值随时间 t 变化可以得到漂移回归曲线 $y = At + B$, 代入样品的测定时间到曲线方程中得到该时刻对应的标准 ²⁸N₂ 的电子信号值 $M(^{28}\text{N}_2)_{s,t}$, 此刻样品所测的 ²⁸N₂ 信号值 $M(^{28}\text{N}_2)_t$ 与 $M(^{28}\text{N}_2)_{s,t}$ 的比值乘以标准纯水中的 ²⁸N₂ 浓度值 [$c(^{28}\text{N}_2)_s$], 所得结果即为样品校正后的 ²⁸N₂ 实际浓度值, 其中标准纯水中的 ²⁸N₂ 浓度 [$c(^{28}\text{N}_2)_s$] 可以按照 Weiss [24] 计算得到的 20℃, 且盐度为 0 的标准纯水溶解态氮气浓度.

$$c(^{28}\text{N}_2)_t = M(^{28}\text{N}_2)_t \times c(^{28}\text{N}_2)_s / (At + B)$$

$$c(^{29}\text{N}_2)_t = c(^{28}\text{N}_2)_t \times M(^{29}\text{N}_2)_t / M(^{28}\text{N}_2)_t$$

$$c(^{30}\text{N}_2)_t = c(^{28}\text{N}_2)_t \times M(^{30}\text{N}_2)_t / M(^{28}\text{N}_2)_t$$

式中, $c(^{28}\text{N}_2)_t$ 、 $c(^{29}\text{N}_2)_t$ 、 $c(^{30}\text{N}_2)_t$ 分别表示 t 时刻的 ²⁸N₂、²⁹N₂、³⁰N₂ 实际浓度值, μmol·L⁻¹; $M(^{28}\text{N}_2)_t$ 、 $M(^{29}\text{N}_2)_t$ 、 $M(^{30}\text{N}_2)_t$ 表示 t 时刻的 ²⁸N₂ 信号值.

反硝化速率的计算:反硝化作用产生的 N_2 均来自 NO_3^- (或 NO_2^-) 的 N 原子. 对于添加 $^{15}NO_3^-$ 的培养实验, 反硝化作用产生 $^{28}N_2$ 、 $^{29}N_2$ 和 $^{30}N_2$, 速率的比值与培养体系 NO_3^- 中 ^{14}N 和 ^{15}N 的丰度比例一致, 即:

$$\begin{aligned} D_{28} &= (1 - F_N)^2 \times D_{total} \\ D_{29} &= 2 \times (1 - F_N) \times F_N \times D_{total} \\ D_{30} &= F_N^2 \times D_{total}, D_{30} = c(^{30}N_2)_t \end{aligned}$$

式中, F_N 表示 $^{15}N/^{14}N$ 的丰度比值; D_{28} 、 D_{29} 和 D_{30} 分别表示反硝化过程中各自 N_2 产生量的速率 [$\mu mol \cdot (L \cdot d)^{-1}$]. D_{total} 表示反硝化速率, [$\mu mol \cdot (L \cdot d)^{-1}$]. 用 $c(^{29}N_2)_t$ 和 $c(^{30}N_2)_t$ 分别表示 MIMS 测得的各自 N_2 总量, $\mu mol \cdot L^{-1}$. 反硝化速率单位根据进样管的横截面积和体积来转换, 将计算所得单位 [$\mu mol \cdot (L \cdot d)^{-1}$] 转换为通用单位 [$\mu mol \cdot (m^2 \cdot h)^{-1}$].

2 结果与分析

2.1 叶绿素动态变化

根据 Chl-a 浓度的变化(图 2), 蓝藻生长过程可以大致分为 3 个阶段:第一阶段 Chl-a 浓度从第 1 d 开始急剧上升, 在第 4 d 实验各组均达到 Chl-a 浓度最高值, 处理组 4(8 倍蓝藻添加组)最高值达到 $(2662.90 \pm 386.08) \mu g \cdot L^{-1}$, 与初始值 $[(1501.58 \pm 39.45) \mu g \cdot L^{-1}]$ 相比, 单日的平均增长速率最高 (19.34%), 说明实验前期营养盐 N、P 和适宜的光照和水温为蓝藻生长提供了良好的生境, 各组蓝藻生长迅速, 叶绿素 a 浓度剧烈增长;第二阶段, 第 5 d 叶绿素 a 骤然下降, 在第 7 d 达到实验过程最低水平, 8 倍组降低至 $(923.40 \pm 103.39) \mu g \cdot L^{-1}$, 叶绿素 a 降低幅度接近 2/3. 这可能是因为蓝藻细胞在这一时期达到此生境的最大生长阈值, 水体中的氮源或上层空间不足以再支持更多蓝藻细胞的生长, 从而出现藻类细胞大面积衰亡、分解现象. 第三阶段叶绿素 a 浓度略微增加之后处于基本稳定阶段.

2.2 水体氮的动态变化与收支

本实验处理组在第 1~10 d 持续性添加硝酸盐 $1.0 mg \cdot (L \cdot d)^{-1}$, 共加入 $NO_3^- - N$ $10.0 mg \cdot L^{-1}$, 因此对照组、蓝藻堆积 1 倍组、2 倍组、4 倍组、8 倍组的 TN 终浓度均呈现上升趋势(图 3), 从图 3 中可以看到, 4、8 倍蓝藻组在第 4 d 达到第一次峰值, 4 倍和 8 倍蓝藻组的 TN 浓度分别达到 $(20.89 \pm 3.62) mg \cdot L^{-1}$ 和 $(30.81 \pm 3.08) mg \cdot L^{-1}$, 这一期间 TN 和 Chl-a 浓度的骤然上升, 表现出蓝藻生长的最

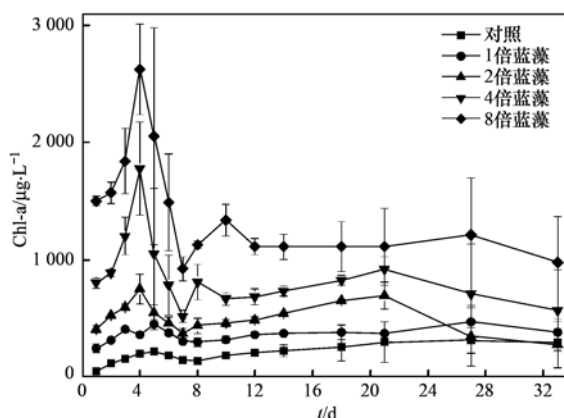


图 2 实验组 Chl-a 浓度随时间变化曲线

Fig. 2 Chl-a concentration versus time curve in the test group

大潜势. 第 4~6 d 后 4 倍和 8 倍 TN 下降至第一次谷底值分别为 $(14.33 \pm 1.09) mg \cdot L^{-1}$ 和 $(19.83 \pm 1.09) mg \cdot L^{-1}$ 而后再出现增幅, 至第 8 d, 达到第二次峰值 $[(22.47 \pm 0.23) mg \cdot L^{-1}]$, 随后开始稳步下降, 至实验结束, TN 浓度分别为 $(14.20 \pm 3.06) mg \cdot L^{-1}$ 和 $(15.42 \pm 1.99) mg \cdot L^{-1}$, 这一时期水体 TN 的变化与蓝藻密度显著相关. 对照组、1 倍组和 2 倍组均在第 8 d 出现一次峰值, 而后表现出 TN 的稳定下降. 从图 2 和图 3 来看, 蓝藻密度和水质 TN 浓度相关性十分明显, 各组 TN 出现升降均与 Chl-a 浓度变化基本同步. 实验结束时 TN 浓度显著低于实验期间系统内的最高 TN 浓度, 显示水体存在脱氮的作用.

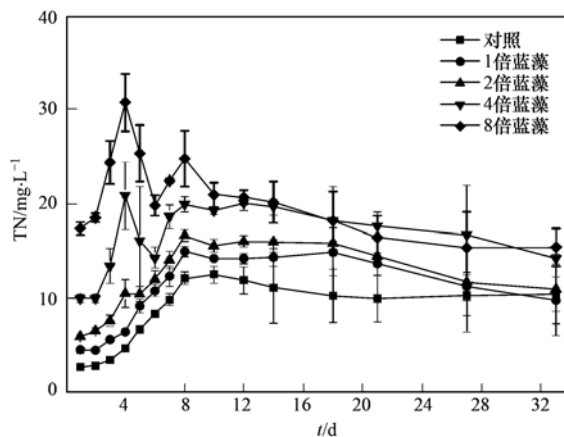


图 3 实验组 TN 浓度随时间变化曲线

Fig. 3 TN concentration versus time curve in the test group

本实验水体中的颗粒态总氮 (PTN) 与叶绿素 a 浓度和 TN 的波动显著相关(图 2~4), 在添加氮源时 PTN 浓度也在稳定增加, 并且水体 PTN 浓度平均占 TN 浓度的 75%, 说明蓝藻细胞吸收水体中的溶解性氮源转化成颗粒态氮, PTN 是氮源的主要存在形态. 第 5 d 和第 12 d, 8 倍蓝藻添加组的 PTN 浓度分别达到谷点值 $13.41 mg \cdot L^{-1}$ 和 13.76

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而后水体颗粒态总氮浓度开始再次上升, 第 14 d 达到峰值 $16.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 后再次下降, 对比其他实验组 PTN 浓度出现降低的时间提前了, 表现出高密度蓝藻组随水体氮磷营养盐浓度变化更敏感, 停止供应氮磷营养盐后, 藻团的衰亡速率比低藻密度组要快。

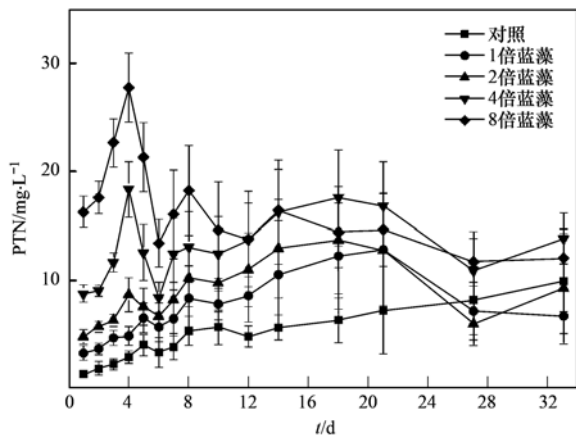


图4 实验组 PTN 浓度随时间变化曲线

Fig. 4 Curve of PTN concentration over time in the test group

本实验持续 10 d 添加 NO_3^- -N 营养盐 $1.0 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 水体 NO_3^- 浓度在 1 ~ 10 d 稳定上升 (图 5), 各蓝藻添加组在第 10 d 停止添加 N 营养盐后水体 NO_3^- 浓度开始持续性降低, 第 10 ~ 18 d 的 NO_3^- 浓度降低幅度显著, 8 倍蓝藻添加组下降幅度值最高为 $0.48 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 说明水体 NO_3^- 被蓝藻细胞或微生物消耗、去除。第 18 d 的 8 倍组水体的 NO_3^- 浓度最快接近太湖夏季水体硝态氮浓度值, 4 倍、2 倍和 1 倍蓝藻添加组的 NO_3^- 浓度 (最低为 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 依次降低到与太湖夏季 NO_3^- 浓度接近 (图 5)。

对照组的水体 NO_3^- 浓度在 N 源添加阶段与蓝藻添加组趋势一样呈现上升趋势, 而后开始出现下降, 但在实验末期对照组水体的 NO_3^- -N 浓度显著高于其他蓝藻添加组水体的硝态氮浓度, 这表明蓝藻水华的存在是太湖夏季水体中硝态氮浓度很低的主要原因。

如图 6 所示, 本实验前期 (1 ~ 6 d), 各组水体 NH_4^+ 浓度均呈现上升趋势, 8 倍蓝藻添加组在第 6 d 达到峰值 $[4.18 \pm 0.36] \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而此时叶绿素 a 浓度在下降, 与 Cardinale^[25] 在分析蓝藻衰亡期水体 NH_4^+ -N 会升高是由于藻细胞降解和氨化有机质产生 NH_4^+ -N 的结论一致, 表明蓝藻在生长的同时也有部分蓝藻在衰亡降解。从第 4 d 到第 8 d 处理组叶绿素 a 均呈现下降趋势 (图 2), 而对照组的叶绿素 a 浓度下降是从第 5 d 开始的, 并且溶解氧浓度

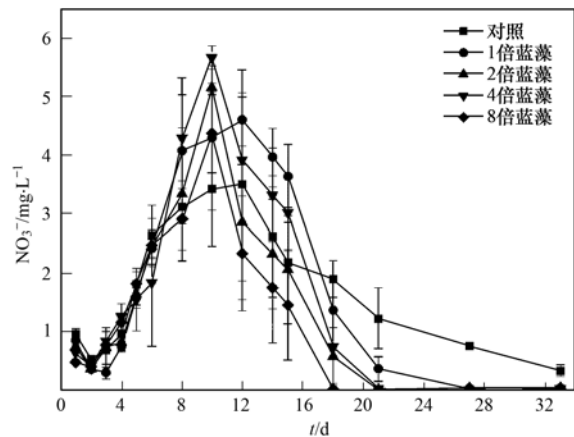


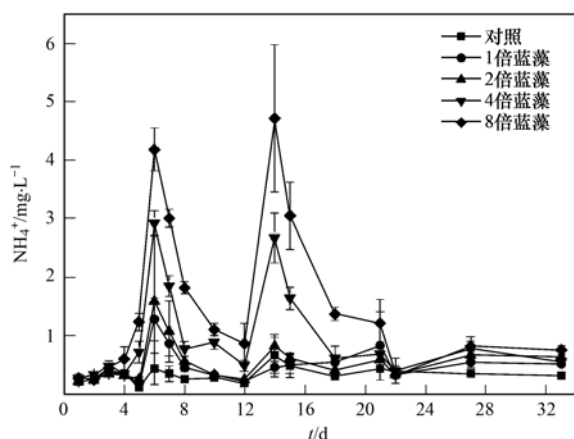
图5 实验组 NO_3^- 浓度随时间变化曲线

Fig. 5 Curve of NO_3^- concentration over time in the test group

比 8 倍蓝藻添加组要高 (图 7), 不适合发生异化还原为氨 (DNRA) 过程, 所以 NH_4^+ -N 的浓度增加是由于氨化作用。之后出现 NH_4^+ 浓度大幅度回落, 直至第 12 d, 再次出现大幅度上升, 到第 14 d 8 倍蓝藻处理组的 NH_4^+ 浓度最高值 $4.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。第 10 ~ 12 d, 8 倍蓝藻处理组的叶绿素 a 浓度呈现下降趋势, 表明是蓝藻细胞衰亡分解氨化作用产生 NH_4^+ 的活动占主体部分, 这点与何东等^[26] 在研究藻降解过程营养盐的形态分析结论契合。然后各蓝藻添加组的 NH_4^+ 浓度开始回落至最低浓度后小幅度增加至稳定波动。其中第 12 d, 1 倍蓝藻组的 NH_4^+ -N 浓度达到最低值 $0.22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第 14 d 各实验组 NH_4^+ -N 浓度增长至实验过程最高, 8 倍蓝藻组达 $(4.72 \pm 1.26) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 4 倍、2 倍、1 倍和对照组分别为 (2.67 ± 0.42) 、 (0.83 ± 0.15) 、 (0.46 ± 0.10) 和 $(0.66 \pm 0.37) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。第 22 d 后各蓝藻处理组 NH_4^+ -N 浓度降至最低 ($0.25 \sim 0.38$) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第 22 之后开始回升至 $(0.55 \sim 0.83) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第 33 d 略微有所下降 (图 6)。可以分析出蓝藻在水体中是处于生长和衰亡降解同时发生, 并且从图 2 和图 6 可以看出, 第 4 ~ 6 d 和第 10 ~ 14 d 有机质氨化降解成 NH_4^+ -N 比藻类死亡时间要滞后 2 ~ 4 d。

2.3 反硝化速率变化

水体溶解氧 DO 监测选择每天的傍晚时分, 经过蓝藻细胞白天的光合作用氧气积累, 溶解氧浓度达到当天最高值。各蓝藻添加组水体 DO 值呈现大幅波动, 但蓝藻密度越高, 水体的溶解氧表现得越低 (图 7)。水体在第 2 d DO 值均呈现上升, 添加蓝藻 2 倍组达到最高值 $22.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 第 3 d 平稳地小幅度下降。各实验组在第 8 d DO 值骤降, 8 倍组下降幅度最大至 $6.47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时第 7 ~ 8 d 蓝藻添加组和对照组的藻密度在降低 (图 2), 单位面积藻类的光合活性强度也降低, 衰亡的蓝藻细胞有机

图6 实验组 NH_4^+ 浓度随时间变化曲线Fig. 6 Curve of NH_4^+ concentration over time in the test group

质降解也可能消耗水体的溶解氧. 之后 DO 值随着叶绿素 a 增长又开始回升后进入稳定阶段且仍保持蓝藻浓度越高溶解氧越低. 在第 15 d 之后, 持续性的阴雨天气, 光照强度过低致使实验各组水体 DO 浓度呈现大幅度波动后持续下降, 第 22 d 转晴后, 随着温度和光照强度上升, 水体 DO 值也开始回升.

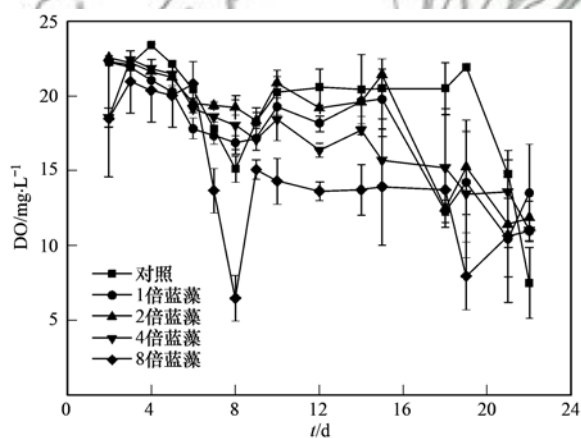


图7 实验组溶解氧 DO 浓度随时间变化曲线

Fig. 7 Curve of dissolved oxygen DO concentration over time in the test group

蓝藻添加对反硝化速率的影响: 添加了蓝藻处理组的反硝化速率比对照组的反硝化速率显著高得多(图8), 蓝藻添加处理1倍组、2倍组、4倍组、8倍组初始反硝化速率分别为 (32.18 ± 0.35) 、 (43.6 ± 17.87) 、 (28.88 ± 9.75) 和 (59.09 ± 8.93) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 第1~14 d, 蓝藻处理组的反硝化速率均呈现上升趋势, 并且在同一时刻反硝化速率从大到小顺序表现为8倍、4倍、2倍、1倍和对照. 第14 d 蓝藻1、2、4和8倍组的反硝化速率达到最高, 分别为: (534.45 ± 242.18) 、 (633.60 ± 114.06) 、 (815.53 ± 334.53) 和 (1614.52 ± 301.57) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 2倍、4倍和8倍在第14

d 后反硝化速率开始持续性降低, 而第21 d, 1倍组的反硝化速率却增加到 (582.74 ± 169.42) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 第33 d 蓝藻添加组的反硝化速率分别降低至 (1.45 ± 1.42) 、 (7.90 ± 3.56) 、 (9.35 ± 1.90) 和 (16.84 ± 1.25) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 实验对照组第1 d 反硝化速率为 (24.09 ± 6.81) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 第10 d 后达到最高值 (88.37 ± 42.89) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 对照组的反硝化最大强度较蓝藻添加组提前出现, 第10 d 后的脱氮作用已经开始回落, 第10~33 d 脱氮作用趋于平稳, 反硝化速率降至最低值 (32.03 ± 6.07) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$. 从图2、图6和图8看到, 水体反硝化速率与 NH_4^+ 浓度相关性显著, 也说明蓝藻降解过程是反硝化作用最适宜的生境条件.

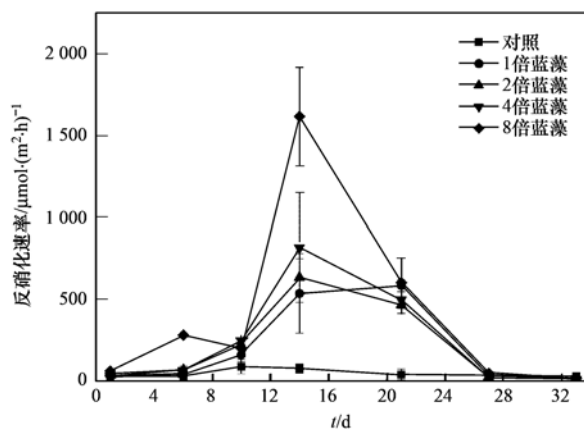


图8 实验组反硝化速率随时间变化曲线

Fig. 8 Curve of the denitrification rate of the experimental group with time

3 讨论

本实验期间, 蓝藻处于生长-衰亡-再生长的循环过程, NH_4^+ 浓度的增加与藻生物量显著相关(图1和图6), 在 NO_3^- -N持续添加的后期(第8~10 d), 各实验组藻生物量增长的速率变缓, NH_4^+ 浓度呈现下降趋势, 而水体的 NO_3^- 降低的速率却上升. 表明在第8~10 d, NO_3^- 离子的消耗不仅是由于蓝藻生长吸收, 水体还存在脱氮过程的协同作用.

在第10 d 对照组的 NO_3^- -N浓度增加速率较小, 蓝藻添加1倍组的 NO_3^- 离子浓度增加速率达到最小值 $0.107 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 即1倍蓝藻实验组消耗或去除 NO_3^- 离子的速率越强, 此时1倍蓝藻组的 Chl-a 平均增长速率为 $10.83 \mu\text{g} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 平均反硝化增长速率为 $7.42 \mu\text{mol} \cdot (\text{L} \cdot \text{d})^{-1}$, 显示蓝藻细胞吸收硝态氮的强度和反硝化脱氮速率的增加. 图8显示叶绿素 a 浓度最高的蓝藻添加8倍组在第10 d 反硝化速率 (201.10 ± 13.32) $\mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$

相对于第 1 d $[(59.09 \pm 8.93) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$ 有所提升, 蓝藻添加 1 倍组在第 10 d 反硝化速率 $[(160.48 \pm 43.72) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$ 相对于第 1 d $[(32.18 \pm 0.35) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}]$ 也上升, 2 倍组和 4 倍组均呈现相同增长趋势。蓝藻密度在增加的同时反硝化速率也在增加。

在 NO_3^- -N 持续投入的最后 1 d (第 10 d), 对照组达到最高反硝化速率为 $(88.37 \pm 42.89) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 该处理组在第 10 d 的叶绿素 a 浓度为 $(184.6 \pm 10.32) \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。第 21 d 对照组的 Chl-a 增加至最高浓度为 $(296.6 \pm 172.5) \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 反硝化速率为 $(39.29 \pm 34.14) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 蓝藻添加 1 倍组的 Chl-a 为 $(372.1 \pm 19.33) \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 反硝化速率为 $(582.70 \pm 169.42) \mu\text{mol} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$, 表明蓝藻浓度是影响反硝化速率的主要因素。

在第 14 ~ 33 d, 虽然蓝藻添加 1 倍、2 倍、4 倍和 8 倍组的叶绿素 a 浓度波动幅度很小 (图 2), 但是水体 NH_4^+ 浓度在降低, 高密度蓝藻组的反硝化速率也开始下降, 表明是藻细胞的降解幅度降低导致反硝化强度减弱。第 21 d 各实验组的反硝化速率从大到小依次是 8 倍、1 倍、4 倍、2 倍和对照组, 这与各组的 NH_4^+ 浓度从大到小排列的顺序一致。整体来说, 在添加定量的营养盐的条件下, 蓝藻生物量越高, 越容易形成水体中 NH_4^+ 浓度高的生境, 进而导致反硝化速率越高。

相关性分析表明, 反硝化速率与叶绿素 a 浓度呈现正相关性 ($P < 0.05$), 蓝藻密度越高, 为水体硝化细菌和反硝化微生物提供越优越的生存条件, 促进水体硝化作用和反硝化作用。将蓝藻添加实验分成 3 个阶段: 第一阶段, 第 1 ~ 10 d, 在规律性投入营养盐的条件下, 高密度蓝藻组的 NO_3^- -N 离子浓度去除速率与叶绿素 a 浓度成正相关 ($P < 0.01$)。反硝化速率也呈现上升趋势; 第二阶段: 第 10 ~ 14 d, 停止了对水体添加硝酸盐后, 蓝藻生物量在稳定下降, NO_3^- -N 浓度开始持续降低, 在此期间高密度蓝藻处理组 NO_3^- -N 浓度减小的趋势较大 (各蓝藻处理组平均下降 $2.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 并且 NH_4^+ 浓度整体在大幅度上升, 第 14 d 蓝藻 8 倍组的 NH_4^+ 浓度达到最高点值 $4.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 各蓝藻处理组的反硝化速率也大幅度增加。蓝藻衰亡细胞被分解的速率很快, 平均每天分解掉 41.9%, 呈现出 NH_4^+ -N 浓度大幅度增加, 水体中的 NH_4^+ -N 来源主要是由蓝藻细胞衰亡分解氨化产生的^[27]。表明蓝藻细胞分解蛋白质氨化降解的速率很快, 在蓝藻团外层好氧条件下, NH_4^+ -N 为硝化微生物提供充足底物, 表明在蓝

藻细胞衰亡降解产生 NH_4^+ -N 的速率高于生长吸收 NH_4^+ -N 速率; 而且这一阶段 NH_4^+ -N 的降低幅度仍然在增大, 表明是硝化作用对 NH_4^+ -N 转换成 NO_3^- -N 的速率要高于蓝藻吸收 NH_4^+ -N 速率, 并且在此时期水体中的藻团是有利于反硝化作用的。第三阶段: 第 14 ~ 33 d, 蓝藻浓度趋于稳定, 同期水体的无机盐浓度也在慢慢降低 (图 6 和图 7), 反硝化作用也随之开始减弱, 直至水体硝态氮浓度过低 ($\sim 0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 表明是因为蓝藻吸收了水体中的氮营养盐和反硝化作用去除了氮营养盐。

在本实验第 6 d 的反硝化速率虽然有所增加, 但是增长速率并不特别显著 (图 8), 这一时期的水体环境并不适宜发生脱氮, 但是第 10 ~ 14 d, 反硝化呈现迅猛增加, 说明当蓝藻生长速率慢下来时, NH_4^+ 浓度的增加成为了反硝化作用表现活跃的关键因子。

水体环境溶解氧浓度较高时, 不适宜游离在水体中的反硝化菌产生反硝化作用。反硝化脱氮是一个厌氧过程, 溶解氧会在微生物细胞的新陈代谢过程中与 NO_3^- 竞争电子, 反硝化细菌只有在氧气浓度低于 $6.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 才会转向厌氧呼吸, 用 NO_3^- 作为电子受体^[28], 高浓度的溶解氧会抑制这一过程的发生。而附着水华藻团的自由生活微生物膜形成好氧-厌氧的微环境, 在外部好氧层的硝化细菌将水体中的 NH_4^+ 离子作为内部厌氧层反硝化菌的底物转化成 NO_3^- , 在第 14 d 反硝化速率整体都在大幅度增加, 而水体 NO_3^- -N 浓度含量并不高, 表明在蓝藻分解条件下耦合硝化-反硝化是反硝化作用的主要形式。蓝藻暴发时脱氮微生物丰度会增加, 李洁等^[29]发现藻华的暴发会有利于氨氧化细菌和反硝化细菌丰度的提高, 太湖水体中含 *nirS* 和 *nirK* 基因反硝化菌的数量增加至起始的 100 倍左右。

因此, 蓝藻增殖与脱氮的模式可以总结为: 夏季光照强度和温度适宜藻类的增长, 水体浮游植物生物量的增加, 为微生物的表面附着提供基床条件, 形成生物膜, 藻类光合作用产氧为附着在蓝藻细胞团分泌的多糖上的硝化细菌提供了有氧气环境, 使硝化菌通过硝化作用产生 NO_3^- 成为可能^[1], 藻团生物膜的内部可能形成厌氧环境, 发生反硝化作用, 将氮从水体去除, 其概念模式如图 9 所示。

在实验结束后, 用下式计算 $\text{TN}_{\text{去除率}}$, 表示各实验组水体的 TN 去除效率, 可以直观表现蓝藻对水体氮去除过程的影响。

$$\text{TN}_{\text{去除率}} = \frac{\text{TN}_0 + \text{TN}_s - \text{TN}_f}{\text{TN}_0 + \text{TN}_s} \times 100\%$$

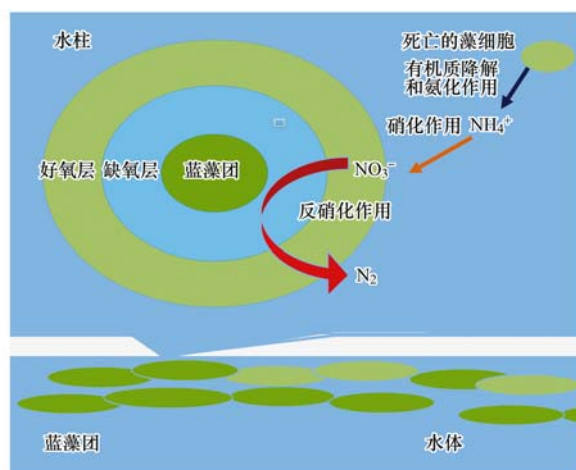


图9 蓝藻影响反硝化作用的概念性模式

Fig. 9 Conceptual pattern of cyanobacteria affecting denitrification

式中, TN_0 表示初始 TN 浓度; TN_s 表示投入的氮源量; TN_f 表示最终 TN 浓度, 浓度单位均为 $mg \cdot L^{-1}$ 。

蓝藻添加处理 TN 的去除率很可观: 1 倍、2 倍、4 倍、8 倍蓝藻处理组的 TN 去除率分别为 32.30%、32%、28.96%、40.02%, 而对照组的 TN 去除率为 17.72%, 总体表明蓝藻密度是太湖夏季水体脱氮的重要因子。

4 结论

(1) 蓝藻生长阶段对反硝化有促进作用, 但是蓝藻降解阶段才是反硝化作用发生的最适宜环境: 在叶绿素 a 浓度达到最高值时, 反硝化速率虽然有所增加, 但在实验过程中并不突出, 并且在蓝藻密度出现下降趋势的 2~4 d 内, 反硝化速率才会显著上升。

(2) 蓝藻生物量促进反硝化作用的机制主要体现在蓝藻降解的程度越高, 水体 NH_4^+ -N 浓度也会越高, 从而促进蓝藻团生境的耦合硝化-反硝化作用。并且叶绿素 a 浓度与水体 TN 去除效率表现出正相关性 ($P < 0.05$), 藻团密度最大组的 TN 有效净化率高达 40.02%, 比对照组要高 2.26 倍, 表明水华暴发蓝藻堆积会刺激太湖水体反硝化脱氮作用, 蓝藻水华是太湖梅梁湾夏季氮营养盐表现很低的原因, 水华的生长与降解是促进太湖生态系统 N 营养盐去除的重要环节。

参考文献:

- [1] Brunberg A K. Contribution of bacteria in the mucilage of *Microcystis* spp. (Cyanobacteria) to benthic and pelagic bacterial production in a hypereutrophic lake [J]. FEMS Microbiology Ecology, 1999, **29**(1): 13-22.
- [2] 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.
- [3] Wu G X, Zhai X F, Jiang C G. Effect of ammonium on nitrous oxide emission during denitrification with different electron donors [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, **25**(6): 1131-1138.
- [4] Galloway J N, Townsend A R, Erismann J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions [J]. Science, 2008, **320**(5878): 889-892.
- [5] Wollheim W M, Peterson B J, Thomas S M, et al. Dynamics of N removal over annual time periods in a suburban river network [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2008, **113**(G3): G03038.
- [6] Harrison J A, Maranger R J, Alexander R B, et al. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs [J]. Biogeochemistry, 2009, **93**(1-2): 143-157.
- [7] Silvennoinen H, Liikanen A, Torssonen J, et al. Denitrification and nitrous oxide effluxes in boreal, eutrophic river sediments under increasing nitrate load: a laboratory microcosm study [J]. Biogeochemistry, 2008, **91**(2-3): 105-116.
- [8] Mulholland P J, Helton A M, Poole G C, et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading [J]. Nature, 2008, **452**(7184): 202-205.
- [9] Fulweiler R W, Nixon S W. Net sediment N_2 fluxes in a southern New England estuary: variations in space and time [J]. Biogeochemistry, 2012, **111**(1-3): 111-124.
- [10] Trimmer M, Grey J, Heppell C M, et al. River bed carbon and nitrogen cycling: State of play and some new directions [J]. Science of the total Environment, 2012, **434**: 143-158.
- [11] Liu T, Xia X H, Liu S D, et al. Acceleration of denitrification in Turbid Rivers due to denitrification occurring on suspended sediment in oxic waters [J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(9): 4053-4061.
- [12] Pérez-Mayorga D M, Lada L B, Zertuche-González J A, et al. Nitrogen uptake and growth by the opportunistic macroalga *Ulva lactuca* (Linnaeus) during the internal tide [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2011, **406**(1-2): 108-115.
- [13] Picot B, Moersdik S, Casellas C, et al. Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern [J]. Water Science and Technology, 1993, **28**(10): 169-175.
- [14] Livingstone D, Pentecost A, Whitton B A. Diel variations in nitrogen and carbon dioxide fixation by the blue-green alga *Rivularia* in an upland stream [J]. Phycologia, 1984, **23**(2): 125-133.
- [15] De Philippis R, Faraloni C, Margheri M C, et al. Morphological and biochemical characterization of the exocellular investments of polysaccharide-producing Nostoc strains from the Pasteur Culture Collection [J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2000, **16**(7): 655-661.
- [16] Nguyen M L, Westerhoff P, Baker L, et al. Characteristics and reactivity of algae-produced dissolved organic carbon [J]. Journal of Environmental Engineering, 2005, **131**(11): 1574-1582.
- [17] Xu H, Paerl H W, Qin B, et al. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2015, **49**(2): 1051-1059.
- [18] 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, 2015, **55**(1): 420-432.
- [19] 陈宇炜, 高锡云, 秦伯强. 西太湖北部夏季藻类种间关系的

- 初步研究[J]. 湖泊科学, 1998, **10**(4): 35-40.
- Chen Y Z, Gao X Y, Qin B Q. The Summer phytoplankton species composition in northern part of west Taihu Lake[J]. Journal of Lake Sciences, 1998, **10**(4): 35-40.
- [20] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. (第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [21] 陈明华, 谢良国, 付志强, 等. 丙酮法和热乙醇法测定浮游植物叶绿素 a 的方法比对[J]. 环境监测管理与技术, 2016, **28**(2): 46-48.
- Chen M H, Xie L G, Fu Z Q, *et al.* Comparison of two methods for measurement of phytoplanktonic Chlorophyll-a [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2016, **28**(2): 46-48.
- [22] Binnerup S J, Jensen K, Revsbech N P, *et al.* Denitrification, dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, and nitrification in a Bioturbated Estuarine sediment as measured with ^{15}N and microsensor techniques [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1992, **58**(1): 303-313.
- [23] Nielsen L P. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing[J]. FEMS Microbiology Letters, 1992, **86**(4): 357-362.
- [24] Weiss R F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater [J]. Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts, 1970, **17**(4): 721-735.
- [25] Cardinale B J. Cardinale reply[J]. Nature, 2011, **477**(7366): E3-E4.
- [26] 何东, 张毅敏, 杨飞, 等. 太湖藻源性颗粒物降解过程中营养盐转化及其生态效应[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(3): 899-907.
- He D, Zhang Y M, Yang F, *et al.* The transformation of the nutrient in the degradation process of the phytoplankton-derived particulate organic matter and it's ecological effect [J]. China Environmental Science, 2016, **36**(3): 899-907.
- [27] 李柯, 关保华, 刘正文. 蓝藻碎屑分解速率及氮磷释放形态的实验分析[J]. 湖泊科学, 2011, **23**(6): 919-925.
- Li K, Guan B H, Liu Z W. Experiments on decomposition rate and release forms of nitrogen and phosphorus from the decomposing cyanobacterial detritus [J]. Journal of Lake Sciences, 2011, **23**(6): 919-925.
- [28] Treusch A H, Leininger S, Kletzin A, *et al.* Novel genes for nitrite reductase and Amo-related proteins indicate a role of uncultivated mesophilic crenarchaeota in nitrogen cycling [J]. Environmental Microbiology, 2005, **7**(12): 1985-1995.
- [29] 李洁, 张思凡, 肖琳. 微囊藻水华对水体中氮转化及微生物的影响[J]. 环境科学, 2016, **37**(6): 2164-2170.
- Li J, Zhang S F, Xiao L. Effect of water bloom on the nitrogen transformation and the relevant bacteria [J]. Environmental Science, 2016, **37**(6): 2164-2170.



CONTENTS

Contribution Assessment of Meteorology Conditions and Emission Change for Air Quality Improvement in Beijing During 2014-2017	YIN Xiao-mei, LI Zi-ming, XIONG Ya-jun, <i>et al.</i>	(1011)
Using Multiple Linear Regression Method to Evaluate the Impact of Meteorological Conditions and Control Measures on Air Quality in Beijing During APEC 2014	LI Ying-ruo, WANG Jun-xia, HAN Ting-ting, <i>et al.</i>	(1024)
Source Apportionment of PM _{2.5} in Suburban Area of Beijing-Tianjin-Hebei Region in Autumn and Winter	WANG Tong, HUA Yang, XU Qing-cheng, <i>et al.</i>	(1035)
Fine Particulate Matter Source Profile of Typical Industries in Sichuan Province	FENG Xiao-qiong, CHEN Jun-hui, XIONG Wen-peng, <i>et al.</i>	(1043)
Source Apportionment and Pollution Characteristics of PM _{2.5} During the Two Heavy Pollution Episodes in the Winter of 2016 in a Typical Logistics City	ZHAO Xue-yan, YANG Wen, WANG Jing, <i>et al.</i>	(1052)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} in Heating and Non-heating Periods in Shenyang	ZHANG Xian, TIAN Sha-sha, LIU Ying-ying, <i>et al.</i>	(1062)
Interannual Variation of Metal Elements and Water-Soluble Ions in PM _{2.5} During Wintertime in Xinxiang and Their Source Apportionment	YAN Guang-xuan, LEI Hao-jie, ZHANG Jing-wen, <i>et al.</i>	(1071)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of Ambient PM _{2.5} During Four Seasons in Yantai City	LIU Tong, WANG Xiao-jun, CHEN Qian, <i>et al.</i>	(1082)
Day-night Characteristics of Humic-like Substances in PM _{2.5} During Winter in Changzhou	GU Yuan, LI Qing, HUANG Wen-qian, <i>et al.</i>	(1091)
Pollution Characteristics and Occupational Exposure Risk of Heavy Metals in Indoor and Outdoor Ambient Particles at a Scaled Electronic Waste Dismantling Plant, Northwest China	CAO Hong-mei, ZHAO Liu-yuan, MU Xi, <i>et al.</i>	(1101)
Analysis of a Pollution Process in the Beijing-Tianjin-Hebei Region Based on Satellite and Surface Observations	QIU Yun, LI Ling-jun, JIANG Lei, <i>et al.</i>	(1111)
Spatial-temporal Variation of Ozone Concentration and Its Driving Factors in China	HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, CAO Jun-ji, <i>et al.</i>	(1120)
Ozone Spatial-temporal Distribution and Trend over China Since 2013: Insight from Satellite and Surface Observation	ZHANG Qian-qian, ZHANG Xing-ying	(1132)
Characteristics of Ozone Pollution Distribution and Source Apportionment in Zhoushan	WANG Qiao-li, DONG Min-li, LI Su-jing, <i>et al.</i>	(1143)
Establishment of VOCs Emissions Factor and Emissions Inventory from Using of Architectural Coatings in China	GAO Mei-ping, SHAO Xia, NIE Lei, <i>et al.</i>	(1152)
Heterogeneous Oxidation of Secondary Organic Tracers of Isoprene and Toluene by Ozone	HUANG Ya-juan, CAO Gang, ZHU Rong-shu, <i>et al.</i>	(1163)
Inventory and Spatiotemporal Distribution of Ammonia Emission from Agriculture and Animal Husbandry in Lanzhou City	LI Shi-xue, GUO Wen-kai, HE Xin, <i>et al.</i>	(1172)
Analysis of Stable Hydrogen and Oxygen Isotope Characteristics and Vapor Sources of Event-based Precipitation in Chengdu	HU Yue, LIU Guo-dong, MENG Yu-chuan, <i>et al.</i>	(1179)
Diffusive CO ₂ Flux Across the Water-air Interface of Reclaimed Shrimp Ponds in the Minjiang River Estuary Based on the TBL Model	ZHANG Yi-fei, YANG Ping, ZHAO Guang-hui, <i>et al.</i>	(1188)
Distribution and Seasonal Variations of Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) in the Bohai Sea and the North Yellow Sea	LIU Zhao-bing, LIANG Wen-jian, QIN Li-ping, <i>et al.</i>	(1198)
Sources, Characteristics and Transformation Dynamics of Fluorescent Dissolved Organic Matter in the Silin Reservoir	LAO Xin-yu, YUAN Jie, LIU Yu, <i>et al.</i>	(1209)
Microplastic Pollution of the Beaches in Xiamen Bay, China	LIU Qi-ming, LIANG Hai-tao, XI Gui-li, <i>et al.</i>	(1217)
Biogeochemical Characteristics in Shengli Site of Lijiang River Under the High Resolution Monitoring	WANG Qi-gang, XIAO Qiong, ZHAO Hai-juan, <i>et al.</i>	(1222)
Hydrochemical Characteristics and Possible Controls of Groundwater in the Xialatuo Basin Section of the Xianshui River	HE Jin, ZHANG You-kuan, ZHAO Yu-qing, <i>et al.</i>	(1236)
Pollution Characteristics of OPEs in the Surface Water and Sediment of the Jinjiang River in Chengdu City	WU Di, YIN Hong-ling, LI Shi-ping, <i>et al.</i>	(1245)
Community Structure and Predictive Functional Analysis of Surface Water Bacterioplankton in the Danjiangkou Reservoir	ZHANG Fei, TIAN Wei, SUN Feng, <i>et al.</i>	(1252)
Influence of Cyanobacterial Blooms on Denitrification Rate in Shallow Lake Taihu, China	LIU Zhi-ying, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i>	(1261)
Assessment of Ecosystem Health of an Urban River Based on the Microbe Index of Biotic Integrity (M-IBI)	SU Yao, XU Yu-xin, AN Wen-hao, <i>et al.</i>	(1270)
Influences of Biochar Application on Root Aerenchyma and Radial Oxygen Loss of <i>Acorus calamus</i> in Relation to Subsurface Flow in a Constructed Wetland	HUANG Lei, LIANG Yin-kun, LIANG Yan, <i>et al.</i>	(1280)
Pollution Load Characteristics of Runoff from Urban Roofs of Different Materials	HE Hu-bin, CHEN Cheng, LIN Yu-qing, <i>et al.</i>	(1287)
Preparation of BiOCl-(NH ₄) ₃ PW ₁₂ O ₄₀ Photocatalyst and a Mechanism for Photocatalytic Degradation of Organic Pollutants	ZHANG Wen-hai, JI Qing-hua, LAN Hua-chun, <i>et al.</i>	(1295)
High Efficiency Removal of 1,2-Dichloroethane from Groundwater by Microscale Zero-valent Iron Combined with Biological Carbon Source	WU Nai-jin, SONG Yun, WEI Wen-xia, <i>et al.</i>	(1302)
Removal of Lead Ions from Water by Struvite Natural Zeolite Composite	DEND Man-jun, WANG Xue-jiang, CHENG Xue-jun, <i>et al.</i>	(1310)
Characteristics of Phosphorus Adsorption in Aqueous Solution By Ca/Mg-Loaded Biogas Residue Biochar	YI Man, LI Ting-ting, LI Hai-hong, <i>et al.</i>	(1318)
Preparation of Two Kinds of Biochar and the Factors Influencing Tetracycline Removal from Aqueous Solution	CHENG Yang, SHEN Qi-bin, LIU Zi-dan, <i>et al.</i>	(1328)
Effect of Zirconium-Modified Zeolite Addition on Migration and Transformation of Phosphorus in River Sediments Under Static and Hydrodynamic Disturbance Conditions	YU Yang, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i>	(1337)
Removal Efficiencies and Mechanism Research on Four Sulfonamides and Their Acetyl Metabolites in a Wastewater Treatment Plant	WANG Da-peng, ZHANG Xian, YAN Chang-zhou	(1347)
Assessing Performance of Pollutant Removal from Municipal Wastewater by Physical and Chemical Methods Based on Membranes	XU Ting, LI Yong, ZHU Yi-jia, <i>et al.</i>	(1353)
Effect of Influent Ammonia Concentration on a Biological Phosphorus Removal Granules System	LI Dong, CAO Mei-zhong, GUO Yue-zhou, <i>et al.</i>	(1360)
Start-up and Performance Recovery of Granular Sludge for Phosphorus Removal and Nitrification	LI Hai-ling, LI Dong, ZHANG Jie, <i>et al.</i>	(1367)
Realization of Short-cut Nitrification in a CAST Process at High Temperature and Its Phosphorus Removal Performance	MA Juan, YANG Rui-chun, YU Xiao-jun, <i>et al.</i>	(1375)
Nitrogen and Phosphorus Removal from Low C/N Municipal Wastewater Treated by a SPNDPR System with Different Aeration and Aerobic Times	YUAN Meng-fei, YU De-shuang, GONG Xiu-zhen, <i>et al.</i>	(1382)
ABR Decarbonization-Nitrosation Coupled with ANAMMOX to Treat Municipal Wastewater	LI Tian, CAO Jia-wei, XIE Feng-lian, <i>et al.</i>	(1390)
Start-up Performance and Sludge Characteristics of Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal System with Granular Sludge at Low Ammonia Nitrogen Concentration at Room Temperature	XIE Lu-lin, WANG Jian-fang, QIAN Fei-yue, <i>et al.</i>	(1396)
ANAMMOX Reactor with Two Kinds of Inoculated Sludge: Start-up and Kinetics Characteristics	REN Jun-yi, CHEN Lin-yi, LI Hui-chun, <i>et al.</i>	(1405)
Operation Characteristics of the Biofilm CANON Reactor During the Temperature Reduction Process	FU Kun-ming, LIAO Min-hui, ZHOU Hou-tian, <i>et al.</i>	(1412)
Nitrogen Removal Characteristics and Analysis of Microbial Community Structure in an IEM-UF Simultaneous Separation and Denitrification System	LIU Zi-qi, ZHANG Yan, MA Xiang-shan, <i>et al.</i>	(1419)
Effect of Temperature on the Activity Kinetics of <i>Nitrobacter</i>	YU Xue, SUN Hong-wei, LI Wei-wei, <i>et al.</i>	(1426)
Enhancement for Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge Based on Microwave Pretreatment Combined with Zero Valent Iron	NIU Yu-tong, LIU Ji-bao, MA Shuang, <i>et al.</i>	(1431)
Effects of Environmental Factors on Tetracyclines and Macrolides Resistance Genes in Cattle Manure Composting Systems	PENG Jing, WANG Ke, GU Yue, <i>et al.</i>	(1439)
Effect of Environmental Factors on Variation Characteristics of Soil Microbial Respiration and Its Temperature Sensitivity	ZHANG Yan-jun, GUO Sheng-li	(1446)
Response of Soil Respiration and Its Components to Simulated Acid Rain in a Typical Forest Stand in the Three Gorges Reservoir Area	LI Yi-fan, WANG Yu-jie, WANG Bin, <i>et al.</i>	(1457)
Effects of Fertilization on the Nitrogen Residual Amounts and Leaching from Citrus Orchard Soil in the Three Gorges Reservoir Area	WANG Tian, HUANG Zhi-lin, ZENG Li-xiong, <i>et al.</i>	(1468)
Microbial Carbon Source Metabolic Profile in Rice Rhizosphere and Non-rhizosphere Soils with Different Long-term Fertilization Management	NING Zhao, CHENG Ai-wu, TANG Hai-ming, <i>et al.</i>	(1475)
Characterization of Soil Organic Carbon Mineralization Under Different Gradient Carbon Loading in Paddy Soil	TONG Yao-yao, WANG Ji-fei, ZHU Zhen-ke, <i>et al.</i>	(1483)
Soil Organic Carbon Distribution and Components in Different Plant Communities Along a Water Table Gradient in the Huixian Karst Wetland in Guilin	XU Guang-ping, LI Yan-qiong, SHEN Yu-yi, <i>et al.</i>	(1491)
Distribution of Organic Carbon in Soil Aggregates from Four Kinds of Forest Vegetation on Jinyun Mountain	WANG Fu-hua, LÜ Sheng, HUANG Rong, <i>et al.</i>	(1504)
Review of Research on the Impacts of Atmospheric Pollution on the Health of Residents	QIN Yao-chen, XIE Zhi-xiang, LI Yang	(1512)