

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第3期

Vol.38 No.3

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

我国人为源挥发性有机物反应性排放清单	梁小明, 张嘉妮, 陈小方, 石田立, 孙西勃, 范丽雅, 叶代启 (845)
上海城郊地区冬季霾污染事件反应性 VOCs 物种特征	高爽, 张坤, 高松, 修光利, 程娜, 潘研 (855)
京津冀地区主要排放源减排对 PM _{2.5} 污染改善贡献评估	吴文景, 常兴, 邢佳, 王书肖, 郝吉明 (867)
北京冬季 PM _{2.5} 中金属元素浓度特征和来源分析	乔宝文, 刘子锐, 胡波, 刘景云, 逢妮妮, 吴方堃, 徐仲均, 王跃思 (876)
2015 年石家庄市采暖期一次重污染过程细颗粒物在线来源解析	路娜, 李治国, 周静博, 赵鑫, 杨丽丽, 冯媛, 靳伟 (884)
利用 SPAMS 研究南宁市四季细颗粒物的化学成分及污染来源	刘慧琳, 陈志明, 毛敬英, 梁桂云, 黄炯丽, 李宏姣, 杨俊超, 莫招育 (894)
南半球海洋大气气溶胶单颗粒的理化特性分析	迟建伟, 李传金, 孙俊英, 张剑, 王辉, 王瀚韬, 李卫军 (903)
喷泉产生的细菌气溶胶空间分布特性	张崇森, 袁琳, 许鹏程, 刘可欣 (911)
生物滴滤塔净化含硫混合废气	叶杰旭, 缪孝平, 诸葛蕾, 赵翔宇, 江宁馨, 章晶晓, 陈东之, 陈建孟 (918)
西安城市不同功能区街道灰尘磁学特征及环境污染分析	房妮, 张俊辉, 王瑾, 姜珊, 夏敦胜 (924)
城乡交错带典型溪流沟渠沉积物氮污染特征及硝化-反硝化潜力	秦如彬, 李如忠, 高苏蒂, 张瑞钢 (936)
三峡库区小江支流沉积物硝化反硝化速率在蓄水期和泄水期的特征	王静, 刘洪杰, 雷禹, 徐晶, 宋立岩, 李勇 (946)
隔河岩水库二氧化碳通量时空变化及影响因素	赵登忠, 谭德宝, 李翀, 申邵洪 (954)
白洋淀多环芳烃与有机氯农药季节性污染特征及来源分析	王乙震, 张俊, 周绪申, 孔凡青, 徐铭霞 (964)
唐山陡河水库沉积物汞的分布、来源及污染评价	吴婷婷, 王明猛, 陈旭锋, 刘文利, 李太山, 闫海鱼, 何天容, 李仲根 (979)
三峡库区消落带优势草本植物淹水后汞的释放特征	邓晗, 张翔, 张成, 王永敏, 王定勇 (987)
电镀厂周边地表水中重金属分布特征及健康风险评估	余葱葱, 赵委托, 高小峰, 程胜高, 黄庭, 尹伊梦, 赵珍丽 (993)
九龙江表层沉积物重金属赋存形态及生态风险	林承奇, 胡恭任, 于瑞莲, 韩璐 (1002)
厦门筼筮湖表层沉积物金属元素赋存形态及污染评价	杨秋丽, 于瑞莲, 胡恭任, 林承奇, 韩璐 (1010)
龙口市污水灌溉区农田重金属来源、空间分布及污染评价	李春芳, 王菲, 曹文涛, 潘健, 吕建树, 吴泉源 (1018)
碳化稻壳-铁锰氧化菌耦合净化严寒村高铁锰地下水效能与机制	孙楠, 湛燕丽, 张颖, 鲁岩, 宋秋霞, 李春艳, 姜昭 (1028)
高藻水臭氧预氧化过程有机物转化及消毒副产物生成趋势	张赛, 胡学斌, 古励, 李莉, 郭显强 (1038)
预处理对短流程超滤工艺不可逆膜污染影响的中试试验	杨海燕, 邢加建, 王灿, 孙国胜, 赵焱, 梁恒, 徐叶琴, 李圭白 (1046)
Cu-Al ₂ O ₃ 中骨架铜类芬顿催化去除水中有机污染物	徐丹, 张丽丽, 柳丽芬 (1054)
过硫酸钾氧化去除 Cu(CN) ₂ 中的氰污染物	王云飞, 李一兵, 王彦斌, 齐璠静, 赵凯, 田世超, 郭涛, 关伟, 赵旭 (1061)
微生物燃料电池强化去除农药 2,4-二氯苯氧乙酸及同步产电性能	全向春, 全燕苹, 肖竹天 (1067)
桉树遗态结构 HAP/C 复合材料对水中 Cu(II) 的吸附特征	李超, 朱宗强, 曹爽, 朱义年, 谭笑, 丁慧 (1074)
基于 A ² /O 处理工艺的生活污水的成组生物毒性评价	张秋亚, 马晓妍, 王晓昌, 游猛 (1084)
污水氮浓度对粉绿狐尾藻去氮能力的影响	马永飞, 杨小珍, 赵小虎, 胡承孝, 谭碧玲, 孙学成, 吴金水 (1093)
全海水盐度抑制下厌氧氨氧化工艺的恢复特性	齐泮晴, 于德爽, 李津, 管勇杰, 魏思佳 (1102)
饥饿对硫自养反硝化反应器生物群落结构的影响	李芳芳, 施春红, 李海波, 袁蓉芳, 马方曙 (1109)
快速启动厌氧氨氧化工艺	闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, 程朝阳 (1116)
一种 CANON 工艺处理低氨氮废水的新模式	完颜德卿, 袁怡, 李祥, 毕贞 (1122)
侧流磷回收对低溶解氧 EBPR 系统性能的影响	马娟, 宋璐, 俞小军, 孙雷军, 孙洪伟 (1130)
厌氧氨氧化污泥群体感应信号分子检测及影响研究	陈舒涵, 李安婕, 王越兴, 吴玲娟 (1137)
有机负荷对醋糟厌氧消化系统启动的影响	戴晓虎, 于春晓, 李宁, 董滨, 戴翎翎 (1144)
过氧化钙预处理对活性污泥脱水性能的影响机制	白润英, 陈湛, 张伟军, 王东升 (1151)
不同工况蚯蚓人工湿地表层污泥处理效果	董梦珂, 李怀正, 徐一啸 (1159)
全氟辛酸对大肠杆菌的氧化胁迫和膜损伤	杨蒙, 李伟, 叶锦韶, 龙焰, 秦华明 (1167)
纳米银在环境水样和实验介质中的理化性质和毒性效应	衣俊, 程金平 (1173)
血吸虫病疫区鱼体器官中氯苯化合物的污染特征	李昆, 赵高峰, 周怀东, 张盼伟, 刘巧娜, 赵晓辉, 李东佼, 任敏, 赵丹丹 (1182)
纳米沸石对大白菜生长、抗氧化酶活性及镉形态、含量的影响	秦余丽, 熊仕娟, 徐卫红, 赵婉伊, 王卫中, 陈永勤, 迟苏琳, 陈序根, 张进忠, 熊治庭, 王正银, 谢德体 (1189)
利用 <i>in vitro</i> 方法研究不同铁矿对土壤砷生物给性的影响	钟松雄, 尹光彩, 黄润林, 何宏飞, 陈志良, 林亲铁, 王文科 (1201)
不锈钢电极对重金属污染土壤的强化电动修复及电极腐蚀结晶现象与机制	温东东, 付融冰, 张卫, 顾莹莹 (1209)
施用无害化污泥影响土壤碳库组分和碳库管理指数的演变	刘晓, 黄林, 郭康莉, 张雪凌, 杨俊诚, 姜慧敏, 张建峰 (1218)
施氮和水分管理对光合碳在土壤-水稻系统间分配的量化研究	王婷婷, 祝贞科, 朱捍华, 汤珍珠, 庞静, 李宝珍, 苏以荣, 葛体达, 吴金水 (1227)
模拟酸雨对次生林土壤呼吸及异养呼吸的影响	陈书涛, 孙鹭, 桑琳, 胡正华 (1235)
土壤硝化和反硝化微生物群落及活性对大气 CO ₂ 浓度和温度升高的响应	刘远, 王光利, 李恋卿, 潘根兴 (1245)
岩性对喀斯特灌丛土壤固氮菌与丛枝菌根真菌群落结构及丰度的影响	梁月明, 苏以荣, 何寻阳, 陈香碧 (1253)
板栗产区有机堆肥产物磷形态特征及其对叶片磷含量的影响	宋影, 郭素娟, 张丽, 孙慧娟, 谢明明, 武燕奇, 王静 (1262)
酸性物质对猪粪秸秆堆肥过程中氮素转化的影响	姜继超, 尧倩 (1272)
《环境科学》征稿简则 (1092)	
《环境科学》征订启事 (1158)	
信息 (1166, 1261, 1271)	

污水氮浓度对粉绿狐尾藻去氮能力的影响

马永飞¹, 杨小珍¹, 赵小虎¹, 胡承孝^{1,3*}, 谭启玲¹, 孙学成¹, 吴金水²

(1. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410000; 3. 新型肥料湖北省工程实验室, 武汉 430070)

摘要: 粉绿狐尾藻是构建人工湿地的重要植物, 对污水具有较强的净化作用, 但有关其去氮能力及其与污水氮浓度的关系尚不清楚。本试验采用人工模拟盆栽试验, 设2、5、10、20、100、200、400 mg·L⁻¹共7个氮水平, 研究污水氮浓度对粉绿狐尾藻去氮能力的影响。结果表明, 氮浓度不高于20 mg·L⁻¹时, 前3周粉绿狐尾藻以20 mg·L⁻¹生长最好, 处理1周水体总氮和氨氮的去除率接近100%, 而硝态氮浓度低、变化不大; 粉绿狐尾藻氮含量因氮浓度变化不大但部位间有“上高下低”趋势, 且粉绿狐尾藻还利用了底泥氮。氮浓度100~400 mg·L⁻¹时, 4~5周以氮浓度200 mg·L⁻¹粉绿狐尾藻生长最好; 处理5周总氮去除率依次为76.5%、71.5%和48.1%, 氨氮去除率依次为99.6%、99.3%和60.2%; 各处理硝态氮去除率约为50%且处理间差异不大; 粉绿狐尾藻氮含量随氮浓度而升高, 但部位间差异小、呈均匀分布; 粉绿狐尾藻积累氮、底泥固定氮分别占水体去除氮的27.9%~48.4%和12.2%~24.4%。因此, 粉绿狐尾藻去氮能力受污水氮浓度的显著影响, 去除氨氮率显著高于硝态氮; 氮浓度还影响粉绿狐尾藻对氮的吸收积累和分配机制, 值得深入研究。

关键词: 粉绿狐尾藻; 污水; 氨氮; 硝态氮; 氮去除率

中图分类号: X171; X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)03-1093-09 DOI: 10.13227/j.hjxx.201606098

Effect of Wastewater Nitrogen Concentrations on Nitrogen Removal Ability of *Myriophyllum aquaticum*

MA Yong-fei¹, YANG Xiao-zhen¹, ZHAO Xiao-hu¹, HU Cheng-xiao^{1,3*}, TAN Qi-ling¹, SUN Xue-cheng¹, WU Jin-shui²

(1. College of Resource and Environmental Science, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410000, China; 3. Hubei Provincial Engineering Laboratory for New-type Fertilizer, Wuhan 430070, China)

Abstract: *Myriophyllum aquaticum*, which is an important plant for constructed wetlands, has powerful purification ability for wastewater, however, the relationship between nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum* and wastewater nitrogen concentrations is still unclear. In this study, pot culture experiment was conducted to investigate the effect of wastewater nitrogen levels on nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum*. 7 nitrogen levels were set up as following: 2, 5, 10, 20, 100, 200, 400 mg·L⁻¹. The results showed that when the wastewater nitrogen concentration was not higher than 20 mg·L⁻¹, *Myriophyllum aquaticum* with 20 mg·L⁻¹ of nitrogen concentration grew best in the first 3 weeks; the removal rates of total and ammonia nitrogen were nearly 100% after one week, while the nitrate nitrogen concentrations were very low and varied little; the nitrogen contents of *Myriophyllum aquaticum* had no significant change, the upper part nitrogen content was higher than the underneath, *Myriophyllum aquaticum* could also remove nitrogen from the sediment. When wastewater nitrogen concentrations were 100-400 mg·L⁻¹, *Myriophyllum aquaticum* with 200 mg·L⁻¹ of nitrogen concentration grew best from 4th to 5th week; the removal rates of total nitrogen were 76.5%, 71.5% and 48.1% in the three treatments, and the removal rates of ammonia nitrogen were 99.6%, 99.3% and 60.2% respectively, while the removal rates of nitrate nitrogen were all about 50% and there was no significant difference among treatments; the nitrogen contents of *Myriophyllum aquaticum* increased with nitrogen levels, but the difference between upper part and underneath was not remarkable, showing uniform distribution; nitrogen accumulations by *Myriophyllum aquaticum* and sediment accounted for 27.9%-48.4% and 12.2%-24.4% of total nitrogen loss in wastewater. Therefore, the nitrogen removal ability of *Myriophyllum aquaticum* should be inhibited by higher wastewater nitrogen level, the ammonia nitrogen removal rate was significantly higher than nitrate, the mechanism of *Myriophyllum aquaticum* nitrogen accumulation and distribution should also be affected by wastewater nitrogen level, and further research is needed.

Key words: *Myriophyllum aquaticum*; wastewater; ammonia nitrogen; nitrate nitrogen; nitrogen removal rates

污水的排放已经成为农村、城市、河流、湖泊等面临的主要环境问题, 严重制约了城镇经济的发展^[1,2]。污水中含有大量的氮、磷等营养元素, 是导致河流、湖泊富营养化的主要来源^[3]。水体富营养

收稿日期: 2016-06-15; 修订日期: 2016-10-17

作者简介: 马永飞(1991~), 男, 硕士, 主要研究方向为水污染修复, E-mail: 303282317@qq.com

* 通信作者, E-mail: hucx@mail.hzau.edu.cn

化会导致水质退化,降低生物多样性,使脆弱的水生态系统遭到严重破坏^[5,6],是湖泊等天然水体面临的主要环境问题,已经引起世界各国的广泛关注^[7,8].

在污水种植合适的水生植物,通过水生植物生长吸收而去除水体氮,既环保又生态,可以减轻对水生态系统稳定性的影响,被认为是传统污染水体修复的替代措施之一^[9~11]. 粉绿狐尾藻是多年生挺水或沉水草本植物,由于其适应环境能力强,生长速度很快,被认为是世界上最重要的水生植物之一^[12]. 除具观赏性外,粉绿狐尾藻对污水具有较强的净化能力^[13,14],能够忍受水体中较高的氮浓度,且不易造成生物入侵,被称为“净水精灵”,可作为净化污水的先锋植物^[15,16]. 粉绿狐尾藻吸收积累的氮在水

体总去除氮中占有较大的比例,同时既能够直接改善水体环境,又能够增强硝化和反硝化的除氮作用^[17,18],还能够产生化感物质抑制藻类的生长^[19,20]. 本文采用盆栽试验,研究粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水的去除氮效果,明确污水氮浓度对粉绿狐尾藻去氮能力的影响,以期为城市污水修复、净化提供依据和技术.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验材料为粉绿狐尾藻,由中国科学院亚热带农业生态研究所提供. 供试水体和底泥取自华中农业大学南湖污水池,试验前测定水体和底泥的基础数值见表 1.

表 1 水体和底泥的物理性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of wastewater and sediment

pH	水体					底泥总氮含量 /g·kg ⁻¹
	总氮含量 /mg·L ⁻¹	氨氮含量 /mg·L ⁻¹	硝态氮含量 /mg·L ⁻¹	总磷含量 /mg·L ⁻¹	溶解氧含量 /mg·L ⁻¹	
7.33	28.57	25.87	0.61	1.59	9.10	3.61

1.2 试验处理

试验采用高 40 cm,桶口直径为 35 cm 的 PVC 桶,每个塑料桶水的体积为 15L,底泥重量为 5 kg,厚度约为 5 cm. 低氮浓度处理,用纯水进行稀释;高氮浓度处理,用 NH₄NO₃ 补充;用 KH₂PO₄ 调节磷含量一致,为 1.59 mg·L⁻¹. 共设 7 个总氮水平处理: 2、5、10、20、100、200 和 400 mg·L⁻¹. 粉绿狐尾藻用清水驯化一周,选取生长旺盛,大小一致的粉绿狐尾藻剪取 (20 ± 1) cm 长的茎,每个处理植株生物量为 (100 ± 2) g,每个处理重复 4 次. 每天定时用纯水补充蒸发水量以保证体积恒定. 试验从 2015 年 12 月 1 日至 2016 年 1 月 5 日,期间温度范围为 -4 ~ 14℃,平均温度为 5℃.

1.3 取样与测试

试验期间每隔 7d 测定粉绿狐尾藻的生物量、水体总氮、氨氮、硝态氮、溶氧量、pH; 35d 收获后,将植株分为水上部分、水下部分、侧根、节,测定不同部位的氮含量. 总氮采用过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定;氨氮用纳氏试剂比色法测定;硝态氮用紫外分光光度法测定^[21];溶解氧和 pH 用德国 WTW 生产的 Multi 3430 SET 多参数三通道测试仪进行测定;植物体内的总氮用浓硫酸-双氧水消化半微量蒸馏法测定;底泥中总氮用凯氏蒸馏法测定^[22].

1.4 数据分析

采用 Excel 2013 软件统计数据, Sigmaplot 10.0 绘制图表,采用 SPSS 18.0 软件对试验数据进行方差分析和显著性分析.

2 结果与分析

2.1 粉绿狐尾藻生长与污水氮浓度的关系

粉绿狐尾藻的生物量随污水氮浓度的变化因时间而不同(图 1). 在 21 d 以前,粉绿狐尾藻的生物量随氮浓度升高到 20 mg·L⁻¹ 达到最大,氮浓度 100 ~ 400 mg·L⁻¹ 则有所下降; 21 ~ 35 d 时,粉绿狐尾藻的生物量随氮浓度升高到 200 mg·L⁻¹ 达到最大,

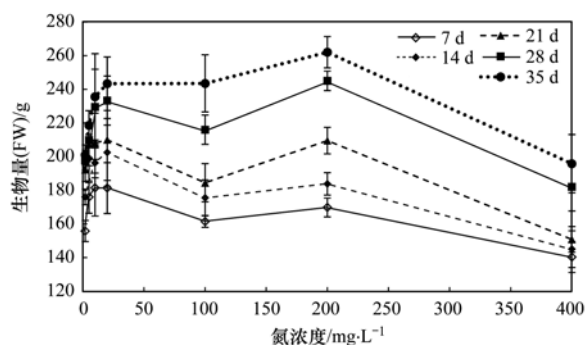


图 1 不同氮浓度污水对粉绿狐尾藻生物量的影响

Fig. 1 Effect of different wastewater nitrogen concentrations on the biomass of *Myriophyllum aquaticum*

氮浓度 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 则有所下降. 粉绿狐尾藻生物量的增长率(表 2), 在 14 d 以前, 以低氮浓度 $2\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水较高; 14~21 d, 处理间粉绿狐尾藻生物量增长率没有明显规律; 21~35 d 的增长率以高氮浓度 $100\sim 400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水较高, 约为低氮浓度污水的 1.5~2 倍, 且以 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 最高. 由此说明, 前 3 周在氮浓度不高于 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 即低氮浓度

污水粉绿狐尾藻生长最好, 4~5 周则以高氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水生长最好. 低氮浓度处理试验初期, 底泥可能能够根据粉绿狐尾藻生长需要向水体供给氮, 后期底泥氮的释放受到抑制; 试验初期高氮浓度处理抑制粉绿狐尾藻生长, 随后氮浓度降低, 生长加快, 处理更高氮浓度污水可能需要更多时间.

表 2 不同氮浓度污水对粉绿狐尾藻生物量增长速率的影响/ $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$

天数/d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
	2	5	10	20	100	200	400
0~7	8.0	10.9	11.6	11.6	8.8	11.4	5.8
7~14	2.9	3.3	2.1	3.0	2.0	0.6	0.7
14~21	2.3	1.2	1.7	1.1	1.3	3.7	0.8
21~28	0.8	0.4	3.1	3.3	4.5	5.1	4.5
28~35	0.5	1.2	0.9	1.4	3.9	2.4	2.0

2.2 粉绿狐尾藻氮吸收积累及分配与污水氮浓度的关系

粉绿狐尾藻节、侧根、水上部分、水下部分和整株氮含量随污水氮浓度升高明显增加(表 3), 但低氮浓度处理间大都无显著差异, 氮浓度升高到 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氮含量显著增加并随氮浓度升高继续增加. 粉绿狐尾藻各部位氮含量之比因氮浓度升高而变化, 在低氮浓度污水中, 水上部分氮含量(质量分数)为 $2.88\%\sim 3.11\%$ 、平均为 2.97% , 水下部分氮含量为 $2.39\%\sim 2.79\%$ 、平均为 2.62% , 侧根氮含量 $1.45\%\sim 2.18\%$ 、平均为 1.75% , 节氮含量 $3.67\%\sim 4.81\%$ 、平均为 4.26% , 水上部分/水下部分、节/侧根分别为 1.13、2.43. 在高氮浓度 $100\sim$

$400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水中, 水上部分氮含量为 $4.75\%\sim 6.51\%$ 、平均 5.68% , 水下部分氮含量为 $5.31\%\sim 6.27\%$ 、平均为 5.19% , 侧根氮为 $7.92\%\sim 9.31\%$ 、平均 8.80% , 节氮含量 $7.14\%\sim 11.26\%$ 、平均 9.52% , 水上部分/水下部分、节/侧根分别为 1.09、1.08. 由此说明, 在低氮浓度污水中, 粉绿狐尾藻体内氮含量因氮浓度变化不大, 但有“上高下低”趋势, 即能够将由水体吸收的氮转运到水上部分; 在高氮浓度污水中, 粉绿狐尾藻体内氮含量随氮浓度而升高而部位间差异小、梯度不大, 呈现均匀分布, 粉绿狐尾藻侧根既吸收氮也储存氮. 无论氮浓度高低, 节氮含量始终最高, 可能是粉绿狐尾藻氮储存和分配的关键部位.

表 3 不同氮浓度污水对粉绿狐尾藻不同部位氮含量的影响¹⁾

氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	不同部位氮含量(干)/%				
	水上部分	水下部分	整株	节	侧根
2	2.88c	2.54d	2.80d	3.67c	1.45b
5	2.91c	2.39d	2.72d	4.73c	1.87b
10	3.11c	2.76d	3.07d	3.83c	1.49b
20	2.99c	2.79d	2.88d	4.81c	2.18b
100	4.75b	3.99c	4.10c	7.14b	7.92a
200	5.79a	5.31b	5.66b	10.16a	9.16a
400	6.51a	6.27a	6.40a	11.26a	9.31a

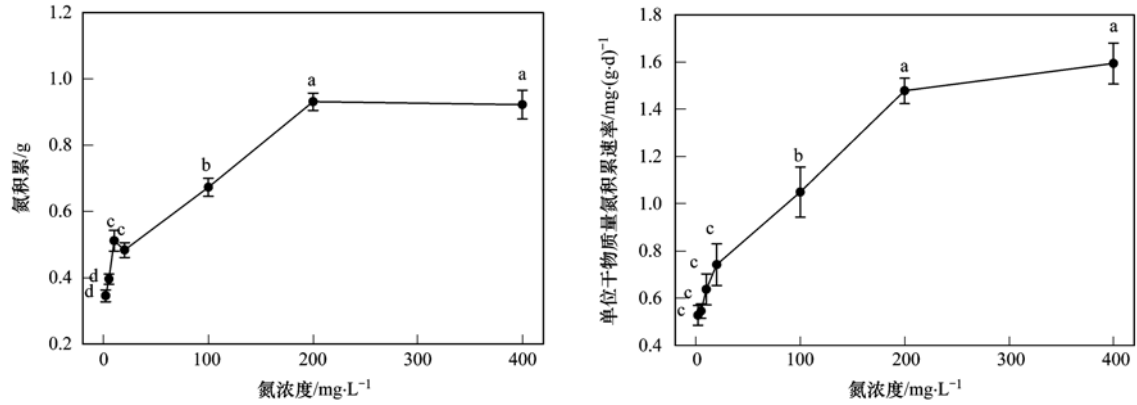
1) $P<0.05$, 不同字母表示不同氮浓度处理间干物质氮含量差异显著

粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质氮积累速率随污水氮浓度的升高而增加(图 2), 但低氮浓度处理间基本无显著差异, 氮积累量为 $0.34\sim 0.51\text{ g}$, 氮积累速率为 $0.53\sim 0.68\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$; 高氮浓度氮积累量为 $0.67\sim 0.93\text{ g}$, 积累速率为 $0.96\sim 1.59$

$\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$; 高氮浓度处理粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质氮积累速率显著高于低氮浓度处理; 粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质氮积累速率随氮浓度升高而增加, 至 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 均达到显著水平, 但 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 间无显著

差异. 污水氮浓度由 20 mg·L⁻¹到 100 mg·L⁻¹、200 mg·L⁻¹时, 粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质氮

积累速率呈梯度增加, 预示着氮吸收转化能力显著提升, 氮转化机制发生突变.



$P < 0.05$, 不同字母表示不同氮浓度处理间氮积累量和单位干物质氮积累速率差异显著

图 2 不同氮浓度污水粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质氮积累速率

Fig. 2 Variations in nitrogen accumulation and nitrogen accumulation rates of per unit *Myriophyllum aquaticum* dry matter with different wastewater nitrogen concentrations

2.3 粉绿狐尾藻去除氮与污水氮浓度的关系

2.3.1 粉绿狐尾藻去除总氮与污水氮浓度的关系

不同氮浓度污水总氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间增长而逐渐降低(表 4). 粉绿狐尾藻处理 7 d, 低氮浓度污水总氮的去除率达到 75.0%~92.5%、平均为 86.8%, 高氮浓度污水总氮去除率只有 14.2%~32.7%、平均为 25.1%; 35d 时, 低氮浓度处理总氮的去除率达 79.5%~96.1%、平均为 90.8%, 高氮浓度处理总氮去除率为 48.1%~76.5%、平均为 65.4%. 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水总氮的去除速率随时间下降(表 5). 低氮

浓度污水, 粉绿狐尾藻在 0~7 d 对总氮去除速率最高且随氮浓度升高而增加; 7 d 后, 去除速率几乎为零. 高氮浓度污水, 粉绿狐尾藻对总氮去除速率在 0~7 d 和 14~21 d 出现两个高峰且均随氮浓度升高而提高, 但在第二个高峰时 3 个处理的去除速率依次为 2.49、7.28 和 14.80 mg·(L·d)⁻¹, 去除率为第一个高峰的 2 倍多. 综上所述, 低氮浓度的污水, 粉绿狐尾藻处理 7 d 就能够去除总氮 75%~90%, 达到较强的去除效果; 高氮浓度污水, 粉绿狐尾藻处理 21 d 能够去除总氮 40%~60%, 随后氮去除速率显著下降.

表 4 不同氮浓度污水总氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间的变化/mg·L⁻¹

Table 4 Variations in total nitrogen concentrations of different wastewater nitrogen levels with *Myriophyllum aquaticum* treatment time/mg·L⁻¹

天数/d	氮浓度/mg·L ⁻¹						
	2	5	10	20	100	200	400
0	2.00	5.00	10.00	20.00	100.00	200.00	400.00
7	0.50	0.50	0.75	2.05	67.31	143.44	343.16
14	0.43	0.52	0.68	0.90	58.86	133.01	332.52
21	0.68	0.56	0.50	1.10	41.40	82.03	228.94
28	0.45	0.46	0.56	0.76	30.30	74.98	209.86
35	0.41	0.40	0.43	0.78	23.50	57.02	207.69

表 5 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水总氮的去除速率/mg·(L·d)⁻¹

Table 5 Removal rates of total nitrogen in wastewater of different nitrogen levels by *Myriophyllum aquaticum* treatment/mg·(L·d)⁻¹

天数/d	氮浓度/mg·L ⁻¹						
	2	5	10	20	100	200	400
0~7	0.21	0.64	1.32	2.56	4.67	8.08	8.12
7~14	0.01	0.00	0.01	0.16	1.21	1.49	1.52
14~21	-0.04	-0.01	0.03	-0.03	2.49	7.28	14.80
21~28	0.03	0.01	-0.01	0.05	1.59	1.01	2.73
28~35	0.01	0.01	0.02	0.00	0.97	2.57	0.31

2.3.2 粉绿狐尾藻去除氨氮与污水氮浓度的关系

不同氮浓度污水氨氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间增长而逐渐降低(表6)。粉绿狐尾藻处理7d,低氮浓度污水氨氮去除率为92.4%~98.8%、接近100%,高氮浓度污水氨氮去除率只有33.5%~69.2%、平均为52.9%;35d时,氮浓度100 mg·L⁻¹、200 mg·L⁻¹的污水氨氮去除率分别为99.6%和99.3%、近100%,氮浓度400 mg·L⁻¹的污水氨氮的去除率仅为60.2%。粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水氨氮的去除速率随时间呈下降趋势(表7)。在0~7d,粉绿狐尾藻对氨氮的去除速率最高

且随污水氮和氨氮浓度升高而增加;氮浓度100 mg·L⁻¹、200 mg·L⁻¹的污水分别在第2周和第4周后氨氮的去除速率显著下降,而氮浓度400 mg·L⁻¹的污水在28~35d仍有相对较高的氨氮去除速率。由此说明,对氮浓度不高于20 mg·L⁻¹的低氮浓度污水,粉绿狐尾藻处理7d就能够去除90%以上氨氮且去除速率显著下降;对氮浓度100 mg·L⁻¹、200 mg·L⁻¹的污水,粉绿狐尾藻分别处理2和4周能够去除氨氮90%以上且去除速率显著下降;但对氮浓度400 mg·L⁻¹的污水,处理5周只能去除60%的氨氮。

表6 不同氮浓度污水氨氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间的变化/mg·L⁻¹

天数/d	氮浓度/mg·L ⁻¹						
	2	5	10	20	100	200	400
0	1.72	4.31	8.62	17.25	61.59	111.59	211.59
7	0.12	0.16	0.18	0.24	18.96	49.02	140.66
14	0.24	0.27	0.29	0.37	2.82	32.28	128.24
21	0.29	0.35	0.30	0.43	3.88	21.77	101.22
28	0.11	0.16	0.24	0.34	1.23	10.61	92.02
35	0.13	0.16	0.19	0.21	0.27	7.46	84.20

表7 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水氨氮的去除速率/mg·(L·d)⁻¹

天数/d	氮浓度/mg·L ⁻¹						
	2	5	10	20	100	200	400
0~7	0.23	0.59	1.21	2.43	6.09	8.94	10.13
7~14	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	2.31	2.39	1.77
14~21	-0.01	-0.01	0.00	-0.01	-0.15	1.50	3.86
21~28	0.03	0.03	0.01	0.01	0.38	1.59	1.31
28~35	0.00	0.00	0.01	0.02	0.14	0.45	1.12

2.3.3 粉绿狐尾藻去除硝态氮与污水氮浓度的关系

低氮浓度污水硝态氮浓度低,粉绿狐尾藻处理后变化不大(表8和表9)。高氮浓度污水硝态氮去除速率随氮浓度升高而增加、随时间而下降(表9),但第2周后去除速率显著下降且变化不大,氮浓度100、200、400 mg·L⁻¹的污水在0~14d硝态氮去除率分别为27.2%、46.3%、35.6%;35d时,

硝态氮去除率分别为40.6%、54.3%和43.8%,均显著低于氨氮去除率。因此,低氮浓度处理硝态氮含量低,粉绿狐尾藻处理后作用不显著,去除的总氮主要为氨氮;高氮浓度处理,粉绿狐尾藻处理2周硝态氮去除速率显著下降、去除率为27.2%~46.3%,即使处理5周去除率也只有40.6%~54.3%,去除能力和速率显著低于氨氮。

表8 不同氮浓度污水硝态氮浓度随粉绿狐尾藻处理时间的变化/mg·L⁻¹

天数/d	氮浓度/mg·L ⁻¹						
	2	5	10	20	100	200	400
0	0.04	0.10	0.20	0.41	36.33	86.33	186.33
7	0.04	0.07	0.61	1.46	28.91	60.92	168.58
14	0.15	0.18	0.16	0.26	26.43	46.39	119.93
21	0.05	0.04	0.03	0.04	35.34	46.27	117.54
28	0.05	0.07	0.05	0.06	27.21	41.56	109.02
35	0.14	0.07	0.09	0.10	21.57	39.47	104.68

表 9 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水硝态氮的去除速率/ $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{d})^{-1}$

天数/d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
	2	5	10	20	100	200	400
0~7	0.00	0.00	-0.06	-0.15	1.06	3.63	2.54
7~14	-0.02	-0.02	0.06	0.17	0.35	2.08	6.95
14~21	0.01	0.02	0.02	0.03	-1.27	0.02	0.34
21~28	0.00	0.00	0.00	0.00	1.16	0.67	1.22
28~35	-0.01	0.00	-0.01	-0.01	0.81	0.30	0.62

2.4 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水底泥氮含量的影响

试验底泥全氮含量为 $3.61\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 粉绿狐尾藻处理 35 d, 氮浓度 $2\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水底泥全氮含量为 $2.96\sim 3.12\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、平均为 $3.05\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 下降 15.5%; 氮浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水底泥全氮含量为 $3.69\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 无显著变化; 氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水底泥全氮含量分别为 $3.82\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $4.01\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别提高了

5.8%、11.1%, 底泥氮增加量分别占水体去除氮 17.2%、24.4% (表 10). 由此说明, 低氮浓度污水, 粉绿狐尾藻不仅能够去除水体中的氮还能利用底泥中的氮, 且积累的氮远高于水体去除的氮, 植物吸收积累的氮主要来自底泥; $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水底泥全氮没有显著变化, 保持基本平衡; 而氮浓度 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 污水底泥能够吸附固定水体氮而提高底泥氮含量, 但粉绿狐尾藻积累氮显著高于底泥固定氮.

表 10 粉绿狐尾藻处理 35 d 对不同氮浓度污水底泥全氮含量的影响

处理	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
	2	5	10	20	100	200	400
底泥全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	3.12	3.04	3.07	2.96	3.69	3.82	4.01

2.5 粉绿狐尾藻对不同氮浓度污水溶解氧和 pH 的影响

污水溶解氧浓度随水体氮浓度和粉绿狐尾藻处理时间而有所变化 (表 11). 首先, 总体而言, 污水溶解氧浓度随水体氮浓度升高有下降趋势, 氮浓度 $2\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水溶解氧浓度平均为 $10.64\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $100\sim 400\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水溶解氧浓度平均为 $10.38\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 较低氮浓度平均低 $0.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

其次溶解氧浓度随粉绿狐尾藻处理时间呈先升后降趋势, 在 14 d 达到最高, 0~35 d 各处理溶解氧平均浓度依次为 9.14、10.53、11.28、11.23、10.01、 $10.98\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由此说明, 污水溶解氧浓度随水体氮浓度提高而有所下降, 可能不利于粉绿狐尾藻生长; 在 0~14 d, 污水溶解氧浓度随粉绿狐尾藻处理时间增加而增加, 预示着粉绿狐尾藻能够快速提高水体溶解氧浓度促进植株生长与代谢.

表 11 粉绿狐尾藻处理对不同氮浓度污水溶解氧浓度影响¹⁾/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 11 Effect of the *Myriophyllum aquaticum* treatment on the dissolve oxygen concentrations of different nitrogen levels of wastewater/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

天数/d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
	2	5	10	20	100	200	400
0	$9.24\pm 0.04\text{d}$	$9.29\pm 0.18\text{e}$	$9.40\pm 0.06\text{e}$	$9.16\pm 0.11\text{e}$	$8.83\pm 0.10\text{e}$	$9.12\pm 0.10\text{d}$	$8.98\pm 0.03\text{e}$
7	$10.65\pm 0.12\text{b}$	$10.66\pm 0.04\text{c}$	$10.70\pm 0.03\text{c}$	$10.69\pm 0.03\text{c}$	$10.38\pm 0.13\text{a}$	$10.42\pm 0.18\text{b}$	$10.23\pm 0.20\text{c}$
14	$11.43\pm 0.12\text{a}$	$11.45\pm 0.11\text{a}$	$11.38\pm 0.10\text{a}$	$11.38\pm 0.05\text{a}$	$10.98\pm 0.12\text{ab}$	$11.11\pm 0.21\text{a}$	$11.22\pm 0.18\text{a}$
21	$11.44\pm 0.09\text{a}$	$11.33\pm 0.09\text{a}$	$11.36\pm 0.03\text{a}$	$11.41\pm 0.05\text{a}$	$11.10\pm 0.06\text{a}$	$11.04\pm 0.13\text{a}$	$10.95\pm 0.20\text{b}$
28	$10.15\pm 0.09\text{c}$	$9.93\pm 0.15\text{d}$	$9.81\pm 0.07\text{d}$	$10.10\pm 0.09\text{d}$	$10.01\pm 0.09\text{d}$	$10.04\pm 0.06\text{c}$	$10.01\pm 0.14\text{d}$
35	$11.33\pm 0.15\text{c}$	$11.08\pm 0.14\text{b}$	$11.00\pm 0.08\text{b}$	$10.95\pm 0.18\text{b}$	$10.92\pm 0.15\text{b}$	$10.65\pm 0.26\text{b}$	$10.92\pm 0.05\text{b}$
平均	10.71	10.62	10.61	10.62	10.37	10.40	10.38

1) $P<0.05$, 不同字母表示同一氮浓度不同时间溶解氧浓度差异显著

污水 pH 随氮浓度和粉绿狐尾藻处理时间而有所变化 (表 12). $2\sim 20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的低氮浓度污水 pH

随水体氮浓度升高和粉绿狐尾藻处理时间增加整体呈上升趋势, 但均在 7.1~7.6 之间, 呈微碱性, 这与

水体氨氮被大量去除有关; 100 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高氮浓度污水 pH 随粉绿狐尾藻处理时间增加呈下降趋势, 但 pH 值均在 6.5 ~ 7.6 之间, 可能是因为粉绿狐尾藻生长过程中向水体中释放了某些酸性物质. 因此, 试验期间所有处理水体 $\text{pH} < 7.6$, 未达到氨挥发的条件之一的 $\text{pH} > 8.0$, 氨挥发可忽略.

表 12 粉绿狐尾藻处理对不同氮浓度污水 pH 的影响¹⁾

天数/d	氮浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
	2	5	10	20	100	200	400
0	7.14 ± 0.04b	7.17 ± 0.05d	7.38 ± 0.05bc	7.47 ± 0.03b	7.47 ± 0.02a	7.50 ± 0.04a	7.56 ± 0.03a
7	7.22 ± 0.12b	7.41 ± 0.03a	7.42 ± 0.02ab	7.49 ± 0.03b	7.10 ± 0.03b	7.06 ± 0.11b	7.36 ± 0.19ab
14	7.23 ± 0.09b	7.31 ± 0.02b	7.34 ± 0.05c	7.39 ± 0.01c	6.78 ± 0.11c	6.74 ± 0.05c	7.20 ± 0.24bc
21	7.20 ± 0.17b	7.44 ± 0.04a	7.45 ± 0.02a	7.57 ± 0.08a	7.11 ± 0.12b	6.70 ± 0.06c	7.12 ± 0.30bcd
28	7.11 ± 0.08b	7.24 ± 0.06c	7.19 ± 0.01d	7.22 ± 0.02d	6.93 ± 0.11c	6.50 ± 0.08d	6.80 ± 0.26d
35	7.45 ± 0.03a	7.48 ± 0.04a	7.42 ± 0.03ab	7.47 ± 0.02b	7.23 ± 0.15b	6.72 ± 0.07c	6.88 ± 0.11cd

1) $P < 0.05$, 不同字母表示同一氮浓度不同时间 pH 差异显著

3 讨论

3.1 粉绿狐尾藻生长受氮浓度影响

本研究表明, 粉绿狐尾藻的生物量在处理 21 d 内随污水氮浓度升高到 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 达到最大, 而 100 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氮浓度则有所下降, 21 ~ 35 d 随污水氮浓度升高到 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 达到最大而 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氮浓度依然有所下降; 粉绿狐尾藻生物量的增长率, 在 14 d 内以低氮浓度污水即氮浓度 2 ~ 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 较高, 14 ~ 21 d 处理间没有明显规律, 21 ~ 35 d 以氮浓度 100 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高氮浓度污水较高且约为低氮浓度污水的 1.5 ~ 2 倍, 其中以 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 最高. 这与朱丹婷等^[23] 和葛芳杰等^[24] 的研究结果类似, 朱丹婷等利用黑藻处理氮浓度为 2、4、8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的富营养化水体, 黑藻生物量随氮浓度的升高而增加且以氮浓度 8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理生物量的增长最快; 葛芳杰等用穗花狐尾藻处理 0.875、7.0、56.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 氮浓度的水体, 穗花狐尾藻生物量以 7.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水体增长最快而以 56.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增长最慢. 综上所述, 在 3 周内, 粉绿狐尾藻以氮浓度不高于 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的低氮浓度污水生长较好; 4 ~ 5 周, 则以氮浓度 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高氮浓度污水生长较好; 氮浓度 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 抑制粉绿狐尾藻生长. 说明初始阶段高氮浓度会对粉绿狐尾藻的生长产生一定的抑制作用, 随后氮浓度降低抑制作用减弱, 生物量增长加快; 低氮浓度的污水为了满足粉绿狐尾藻的生长需求, 底泥可能向水体释放氮但又不至于浓度过高抑制生长, 后期底泥氮的释放可能受到限制导致粉绿狐尾藻生长减缓, 需要进行进一步研究.

3.2 粉绿狐尾藻去氮能力受氮浓度和形态的影响

本文结果表明, 氮浓度不高于 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的低

氮浓度污水, 由于水体氮浓度低, 粉绿狐尾藻为了满足生长的需求, 处理 1 周能够去除总氮的 75% ~ 90%、氨氮的 90% 以上. 黄亮等^[25] 利用狐尾藻等 3 种水生植物对氮浓度 9.855 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水净化 35 d, 狐尾藻对水体总氮的去除率达 71.42%, 生物相氮的富集能力最强, Fu 等^[26] 利用菖蒲等 5 种水生植物对氮浓度 14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水净化 14 d, 总氮的去除率接近 90%. 氮浓度 100 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻处理 3 周能够去除总氮 40% ~ 60% 而后氮去除速率显著下降; 氮浓度 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻分别处理 2 和 4 周能够去除氨氮 90% 以上而后去除速率显著下降; 氮浓度 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水, 处理 5 周只能去除 60% 的氨氮. Souza 等^[27] 利用绿狐尾藻处理氨氮浓度为 27.44 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水 30 d 时去除氨氮 98.6%, Li 等^[17] 利用绿狐尾藻处理合成富营养化水(氨氮浓度为 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 14 d 和 28 d 时氨氮去除率分别为 75.8% 和 87.7%. 因此, 粉绿狐尾藻去除污水氮能力明显受氮浓度影响, 氮浓度不高于 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 1 周内可去除总氮的 75% ~ 90%、氨氮的 90% 以上; 氮浓度 100 ~ 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 水体氮含量高, 至少 2 周才去除氨氮 90% 以上、3 周才去除总氮 50% 左右; 400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高氮浓度下处理 5 周也只能去除 60% 的氨氮.

进一步的结果显示, 对氮浓度不高于 20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水, 由于水体氮浓度低, 粉绿狐尾藻为了满足生长所需要的养分, 既能够去除水体氮还能利用底泥氮; 对氮浓度 200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水, 水体氮浓度高, 粉绿狐尾藻吸收积累氮占水体氮去除 27.9% 和 48.4%, 底泥增加氮占水体去除氮 17.2% 和 24.4%, 但不同氮浓度不同时间底泥氮的

增加和减少有待进一步研究. 粉绿狐尾藻的吸收积累和底泥氮沉降是水体氮去除的主要途径. 张树楠等^[28]利用绿狐尾藻等 5 种水生植物对生态沟渠进行拦截试验, 证明绿狐尾藻和水生美人蕉体内氮含量最高, 能够从生态沟渠中带走大量的氮; Liu 等^[18]报道, 对氮浓度为 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的猪场废水和合成废水, 粉绿狐尾藻积累氮占水体氮去除的 $15.9\% \sim 46.2\%$. 分析氮浓度为 20、100、 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻氮积累量和单位干物质质量氮的去除速率呈梯度增加. 在氮浓度不高于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水中, 由于水体氮浓度较低, 粉绿狐尾藻吸收积累的氮主要来自底泥, 底泥氮的释放能力基本一致, 体内氮含量因氮浓度变化不大, 但部位间有“上高下低”趋势; 在高氮浓度污水中, 粉绿狐尾藻体内氮含量随氮浓度而升高而部位间差异小、梯度不大, 呈现均匀分布. 这些结果暗示粉绿狐尾藻氮的转化、转运机制可能因氮水平而发生变化, 因为一定氮浓度范围内氮代谢相关酶受氮浓度的显著影响^[29,30], 但需进一步研究证实. 由此说明, 对氮浓度不高于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻不仅能够快速去除水体氮而且可以利用底泥氮; 对氮浓度高于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 尤其是 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻的氮转化、转运机制可能发生变化以逐步去除水体氮.

氮浓度 $2 \sim 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的低氮浓度污水硝态氮浓度低, 粉绿狐尾藻处理后变化不大; 氮浓度 $100 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的高氮浓度污水, 粉绿狐尾藻处理 5 周硝态氮去除率只有 50% 左右. 因此, 粉绿狐尾藻对污水氨氮的去除能力显著高于硝态氮. Jampeetong 等^[31]和 Dai 等^[32]的研究也表明水生植物对氨氮的去除率显著高于硝态氮. 水体中氮主要以氨氮、硝态氮和有机氮的形式存在, 植物通常优先利用氨氮作为氮源且对氨氮的吸收速率显著高于硝态氮, 这是因为植物吸收氨氮比吸收硝态氮消耗的能量少^[17,29].

4 结论

(1) 粉绿狐尾藻的生长受氮浓度的影响. 前 3 周以氮浓度 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 生长最好; 4~5 周, 则以氮浓度 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水生长最好, 生物量达到最大.

(2) 粉绿狐尾藻对氮的去除和体内氮分配受氮浓度的影响. 氮浓度不高于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻既能够去除水体氮还能利用底泥氮, 粉绿狐尾藻体内氮含量因氮浓度变化不大而部位间有“上

高下低”趋势; 氮浓度 $100 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水, 粉绿狐尾藻的吸收积累和底泥固定是水体氮的主要去除途径, 粉绿狐尾藻体内氮含量随氮浓度而升高, 但部位间差异小、呈现均匀分布.

(3) 粉绿狐尾藻对氮的去除受氮形态的影响. 粉绿狐尾藻对氨氮的去除能力显著高于硝态氮, 氮浓度 $2 \sim 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污水氨氮的去除率能够达到 90% 以上.

参考文献:

- [1] 梁康, 王启烁, 王飞华, 等. 人工湿地处理污水的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2014, **33**(3): 422-428.
Liang K, Wang Q S, Wang F H, et al. Research progresses in domestic wastewater treatment by constructed wetlands[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, **33**(3): 422-428.
- [2] 王婷, 耿绍波, 常高峰. 人工湿地植物对生活污水净化作用的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2013, **36**(6L): 210-212.
Wang T, Geng S B, Chang G F. Advances in studies on the purification of artificial wetland plants for sanitary sewage[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **36**(6L): 210-212.
- [3] 李如忠, 刘科峰, 钱靖, 等. 合肥市典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. 环境科学, 2014, **35**(5): 1718-1726.
Li R Z, Liu K F, Qian J, et al. Nitrogen and phosphate pollution characteristics and eutrophication evaluation for typical urban landscape waters in Hefei city[J]. Environmental Science, 2014, **35**(5): 1718-1726.
- [4] 环境保护部. 2014 中国环境状况公报[R]. 北京: 环境保护部, 2015.
- [5] Zhao F L, Yang W D, Zeng Z, et al. Nutrient removal efficiency and biomass production of different bioenergy plants in hypereutrophic water[J]. Biomass and Bioenergy, 2012, **42**: 212-218.
- [6] Wang Z, Zhang Z Y, Zhang Y Y, et al. Nitrogen removal from Lake Caohai, a typical ultra-eutrophic lake in China with large scale confined growth of *Eichhornia crassipes*[J]. Chemosphere, 2013, **92**(2): 177-183.
- [7] 高岩, 易能, 张志勇, 等. 凤眼莲对富营养化水体硝化、反硝化脱氮释放 N_2O 的影响[J]. 环境科学学报, 2012, **32**(2): 349-359.
Gao Y, Yi N, Zhang Z Y, et al. Effect of water hyacinth on N_2O emission through nitrification and denitrification reactions in eutrophic water[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, **32**(2): 349-359.
- [8] Qin B Q, Gao G, Zhu G W, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, **58**(9): 961-970.
- [9] 孙向辉, 李力. 水体富营养化及其植物修复技术研究进展[J]. 安徽农业科学, 2014, **42**(18): 5902-5905.
Sun X H, Li L. Research progress on eutrofication of water system and phytoremediation[J]. Journal of Anhui Agricultural Science, 2014, **42**(18): 5902-5905.
- [10] Rahman M A, Hasegawa H. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes[J]. Chemosphere, 2011, **83**(5): 633-646.
- [11] Saeed T, Sun G Z. A review on nitrogen and organics removal

- mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, **112**: 429-448.
- [12] Hussner A, Meyer C, Busch J. The influence of water level and nutrient availability on growth and root system development of *Myriophyllum aquaticum*[J]. *Weed Research*, 2009, **49**(1): 73-80.
- [13] Polomski R F, Taylor M D, Bielenberg D G, *et al.* Nitrogen and phosphorus remediation by three floating aquatic macrophytes in greenhouse-based laboratory-scale subsurface constructed wetlands[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2009, **197**(1-4): 223-232.
- [14] Sytsma M D, Anderson L W J. Nutrient limitation in *Myriophyllum aquaticum* [J]. *Journal of Freshwater Ecology*, 1993, **8**(2): 165-176.
- [15] 金春华, 陆开宏, 胡智勇, 等. 粉绿狐尾藻和凤眼莲对不同形态氮吸收动力学研究[J]. *水生生物学报*, 2011, **35**(1): 75-79.
- Jin C H, Lu K H, Hu Z Y, *et al.* Kinetics of ammonium and nitrate uptake by *Myriophyllum aquaticum* and *Eichhornia crassipes*[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2011, **35**(1): 75-79.
- [16] 柏祥, 陈开宁, 任奎晓, 等. 不同水深条件下狐尾藻生长对沉积物氮磷的影响[J]. *生态环境学报*, 2011, **20**(6-7): 1086-1091.
- Bai X, Chen K N, Ren K X, *et al.* Influence of *Myriophyllum spicatum*'s growth on nitrogen and phosphorus in sediment in different water depth[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, **20**(6-7): 1086-1091.
- [17] Li X, Zhang M, Liu F, *et al.* Abundance and distribution of microorganisms involved in denitrification in sediments of a *Myriophyllum elatinoides* purification system for treating swine wastewater[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(22): 17906-17916.
- [18] Liu F, Zhang S N, Wang Y, *et al.* Nitrogen removal and mass balance in newly-formed *Myriophyllum aquaticum* mesocosm during a single 28-day incubation with swine wastewater treatment [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, **166**: 596-604.
- [19] 吴程, 常学秀, 董红娟, 等. 粉绿狐尾藻 (*Myriophyllum aquaticum*) 对铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 的化感抑制效应及其生理机制[J]. *生态学报*, 2008, **28**(6): 2595-2603.
- Wu C, Chang X X, Dong H J, *et al.* Allelopathic inhibitory effect of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. on *Microcystis aeruginosa* and its physiological mechanism[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, **28**(6): 2595-2603.
- [20] 朱俊英, 刘碧云, 王静, 等. 穗花狐尾藻化感作用对铜绿微囊藻光合效率的影响[J]. *环境科学*, 2011, **32**(10): 2904-2908.
- Zhu J Y, Liu B Y, Wang J, *et al.* Allelopathic influence of *Myriophyllum spicatum* on the photosynthetic efficiency of *Microcystis aeruginosa* [J]. *Environmental Science*, 2011, **32**(10): 2904-2908.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. (第三版). 北京: 中国农业出版社, 1999. 42-50.
- [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. 243-284.
- [23] 朱丹婷, 乔宁宁, 李铭红, 等. 光强、温度、总氮浓度对黑藻生长的影响[J]. *水生生物学报*, 2011, **35**(1): 88-97.
- Zhu D T, Qiao N N, Li M H, *et al.* Effect of light intensity, temperature, total nitrogen concentration and their interaction on *Hydrilla Verticillata* [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2011, **35**(1): 88-97.
- [24] 葛芳杰, 刘碧云, 鲁志营, 等. 不同氮、磷浓度对穗花狐尾藻生长及酚类物质含量的影响[J]. *环境科学学报*, 2012, **32**(2): 472-479.
- Ge F J, Liu B Y, Lu Z Y, *et al.* Effects of different nitrogen and phosphorus levels on the growth and total phenolic contents of *Myriophyllum spicatum* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, **32**(2): 472-479.
- [25] 黄亮, 吴乃成, 唐涛, 等. 水生植物对富营养化水系统中氮、磷的富集与转移[J]. *中国环境科学*, 2010, **30**(S1): 1-6.
- Huang L, Wu N C, Tang T, *et al.* Enrichment and removal of nutrients in eutrophic water by aquatic macrophytes[J]. *China Environmental Science*, 2010, **30**(S1): 1-6.
- [26] Fu X Y, He X Y. Nitrogen and phosphorus removal from contaminated water by five aquatic plants[C]. 2015 International Conference on Mechatronics, Electronic, Industrial and Control Engineering. Singapore: Atlantis Press, 2015.
- [27] Souza F A, Dziedzic M, Cubas S A, *et al.* Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae [J]. *Journal of Environmental Management*, 2013, **120**: 5-9.
- [28] 张树楠, 肖润林, 刘锋, 等. 生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应[J]. *环境科学*, 2015, **36**(12): 4516-4522.
- Zhang S N, Xiao R L, Liu F, *et al.* Interception effect of vegetated drainage ditch on nitrogen and phosphorus from drainage ditches[J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(12): 4516-4522.
- [29] 刘娜, 闫志山, 范有君, 等. 不同氮素水平对甜菜氮代谢酶和可溶性蛋白含量的影响[J]. *中国农学通报*, 2015, **31**(30): 149-154.
- Liu N, Yan Z S, Fan Y J, *et al.* Effect of different nitrogen application levels on the content of soluble protein and key enzyme activities in nitrogen metabolism of sugar beet [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2015, **31**(30): 149-154.
- [30] 马清, 管超, 夏曾润, 等. 高等植物氮素转运蛋白研究进展[J]. *兰州大学学报(自然科学版)*, 2015, **51**(2): 217-227.
- Ma Q, Guan C, Xia Z R, *et al.* Membrane proteins mediating nitrogen transport in higher plants [J]. *Journal of Lanzhou University (Natural Sciences)*, 2015, **51**(2): 217-227.
- [31] Jampeetong A, Brix H, Kantawanichkul S. Effects of inorganic nitrogen forms on growth, morphology, nitrogen uptake capacity and nutrient allocation of four tropical aquatic macrophytes (*Salvinia cucullata*, *Ipomoea aquatica*, *Cyperus involucratus* and *Vetiveria zizanioides*) [J]. *Aquatic Botany*, 2012, **97**(1): 10-16.
- [32] Dai Y R, Jia C R, Liang W, *et al.* Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage [J]. *Ecological Engineering*, 2012, **40**: 113-116.

CONTENTS

Reactivity-based Anthropogenic VOCs Emission Inventory in China	LIANG Xiao-ming, ZHANG Jia-ni, CHEN Xiao-fang, <i>et al.</i> (845)
Characteristics of Reactive VOCs Species During High Haze-Pollution Events in Suburban Area of Shanghai in Winter	GAO Shuang, ZHANG Kun, GAO Song, <i>et al.</i> (855)
Assessment of PM _{2.5} Pollution Mitigation due to Emission Reduction from Main Emission Sources in the Beijing-Tianjin-Hebei Region	WU Wen-jing, CHANG Xing, XING Jia, <i>et al.</i> (867)
Concentration Characteristics and Sources of Trace Metals in PM _{2.5} During Wintertime in Beijing	QIAO Bao-wen, LIU Zi-rui, HU Bo, <i>et al.</i> (876)
Online Source Analysis of Particulate Matter (PM _{2.5}) in a Heavy Pollution Process of Shijiazhuang City During Heating Period in 2015	LU Na, LI Zhi-guo, ZHOU Jing-bo, <i>et al.</i> (884)
Analysis of Chemical Composition and Pollution Source of the Fine Particulate Matter by the SPAMS in the Four Seasons in Nanning	LIU Hui-lin, CHEN Zhi-ming, MAO Jing-ying, <i>et al.</i> (894)
Physico-chemical Characteristics of Individual Aerosol Particles in Marine Atmosphere on South Hemisphere	CHI Jian-wei, LI Chuan-jin, SUN Jun-ying, <i>et al.</i> (903)
Characteristics of Spatial Distribution of Bacterial Aerosols Produced by Fountain	ZHANG Chong-miao, YUAN Lin, XU Peng-cheng, <i>et al.</i> (911)
Removal of Volatile Sulfur Odor by the Biotrickling Filter	YE Jie-xu, MIAO Xiao-ping, ZHUGE Lei, <i>et al.</i> (918)
Magnetic Characteristics and Environmental Pollution Analysis of Street Dust in Different Functional Zones of Xi'an City	FANG Ni, ZHANG Jun-hui, WANG Jin, <i>et al.</i> (924)
Pollution Characteristics and Nitrification and Denitrification Potential of Superficial Sediments from Streams in an Urban-Rural Fringe	QIN Ru-bin, LI Ru-zhong, GAO Su-di, <i>et al.</i> (936)
Nitrification and Denitrification Rates in a Small Tributary, Nanhe River, of Three Gorge Dam Reservoir During Water Collection and Release Events	WANG Jing, LIU Hong-jie, LEI Yu, <i>et al.</i> (946)
Tempo-spatial Variations and Influential Factors of Carbon Dioxide Emissions from the Geheyan Reservoir over the Qingjiang River Basin, China	ZHAO Deng-zhong, TAN De-bao, LI Chong, <i>et al.</i> (954)
Seasonal Pollution Characteristics and Source Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Organochlorine Pesticides in Surface Water of Baiyangdian Lake	WANG Yi-zhen, ZHANG Jun, ZHOU Xu-shen, <i>et al.</i> (964)
Distributions, Sources and Pollution Assessment of Hg in Sediment of Douhe Reservoir in Tangshan City	WU Ting-ting, WANG Ming-meng, CHEN Xu-feng, <i>et al.</i> (979)
Release Characteristics of Mercury from Submersed Typical Herbaceous Plants in the Water-Level Fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Area	DENG Han, ZHANG Xiang, ZHANG Cheng, <i>et al.</i> (987)
Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Water Around Electroplating Factories	YU Cong-cong, ZHAO Wei-tuo, GAO Xiao-feng, <i>et al.</i> (993)
Speciation and Ecological Risk of Heavy Metals in Surface Sediments from Jiulong River	LIN Cheng-qi, HU Gong-ren, YU Rui-lian, <i>et al.</i> (1002)
Fractionation and Contamination Assessment of Metal Elements in the Surface Sediments of Yundang Lagoon in Xiamen	YANG Qiu-li, YU Rui-lian, HU Gong-ren, <i>et al.</i> (1010)
Source Analysis, Spatial Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in Sewage Irrigation Area Farmland Soils of Longkou City	LI Chun-fang, WANG Fei, CAO Wen-tao, <i>et al.</i> (1018)
Efficiency and Mechanism of Purifying High Iron-Manganese from Ground Water in the Cold Villages and Towns Based on The Coupling of Rice Husk and Iron-Manganese Oxidizing Bacteria	SUN Nan, CHEN Yan-li, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1028)
Peroxidation of High Algae-laden Water by Ozone; Algae Organic Matter Transformation and Disinfection By-products Formation	ZHANG Sai, HU Xue-bin, GU Li, <i>et al.</i> (1038)
Effects of Pretreatment on Hydraulic Irreversible Membrane Fouling During Ultrafiltration Short Process: A Pilot Study	YANG Hai-yan, XING Jia-jian, WANG Can, <i>et al.</i> (1046)
Fenton-like Catalytic Removal of Organic Pollutants in Water by Framework Cu in Cu-Al ₂ O ₃	XU Dan, ZHANG Li-li, LIU Li-fen (1054)
Oxidation Destruction of Cu(CN) ₃ ²⁻ by Persulfate	WANG Yun-fei, LI Yi-bing, WANG Yan-bin, <i>et al.</i> (1061)
Enhanced Removal of Herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic Acid and Simultaneous Power Generation in Microbial Fuel Cells	QUAN Xiang-chun, QUAN Yan-ping, XIAO Zhu-tian (1067)
Adsorption Characteristics of Copper in Water by the Porous Biomorph-Genetic Composite of HAP/C with Eucalyptus Wood Template	LI Chao, ZHU Zong-qiang, CAO Shuang, <i>et al.</i> (1074)
Biological Toxicity Evaluation of Domestic Wastewater Based on A ² /O Treatment Processes Using a Battery of Bioassays	ZHANG Qiu-ya, MA Xiao-yan, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1084)
Effect of Wastewater Nitrogen Concentrations on Nitrogen Removal Ability of <i>Myriophyllum aquaticum</i>	MA Yong-fei, YANG Xiao-zhen, ZHAO Xiao-hu, <i>et al.</i> (1093)
Recovery Performance of ANAMMOX Process after Inhibition Resulting from Seawater	QI Pan-qing, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (1102)
Impact of Starvation Conditions on Biological Community Structure in Sulfur Autotrophic Denitrification Reactor	LI Fang-fang, SHI Chun-hong, LI Hai-bo, <i>et al.</i> (1109)
Quick Start-up of Anaerobic Ammonium Oxidation Process	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (1116)
A New Model for the Treatment of Low Ammonia Nitrogen Wastewater by CANON Process	WANYAN De-qing, YUAN Yi, LI Xiang, <i>et al.</i> (1122)
Effects of Side-stream Phosphorus Recovery on the Performance of EBPR System Under Low Dissolved Oxygen Condition	MA Juan, SONG Lu, YU Xiao-jun, <i>et al.</i> (1130)
Identification and Influence of Quorum Sensing on Anaerobic Ammonium Oxidation Process	CHEN Shu-han, LI An-jie, WANG Yue-xing, <i>et al.</i> (1137)
Effects of Organic Loading Rate on Startup Performance of Anaerobic Digestion with Vinegar Residues	DAI Xiao-hu, YU Chun-xiao, LI Ning, <i>et al.</i> (1144)
Influencing Mechanism of Calcium Peroxide Pre-treatment on Dewatering Performance of Waste Activated Sludge	BAI Run-ying, CHEN Zhan, ZHANG Wei-jun, <i>et al.</i> (1151)
Treatment Effects of Earthworm Constructed Wetlands in Different Working Conditions	DONG Meng-ke, LI Huai-zheng, XU Yi-xiao (1159)
Effect of PFOA on Oxidative Stress and Membrane Damage of <i>Escherichia coli</i>	YANG Meng, LI Yi, YE Jin-shao, <i>et al.</i> (1167)
Physicochemical Properties and Antibacterial Effect of Silver Nanoparticles; A Comparison of Environmental and Laboratorial Conditions	YI Jun, CHENG Jin-ping (1173)
Pollution Characteristics of Chlorobenzenes in Organs of Fish from Typical Epidemic Areas of Schistosomiasis Prevalence	LI Kun, ZHAO Gao-feng, ZHOU Huai-dong, <i>et al.</i> (1182)
Effect of Nano Zeolite on Growth, Activity of Antioxidant Enzyme, and Chemical Fractions and Concentration of Cd in Chinese Cabbage	QIN Yu-li, XIONG Shi-juan, XU Wei-hong, <i>et al.</i> (1189)
Effect of Different Iron Minerals on Bioaccessibility of Soil Arsenic Using <i>in vitro</i> Methods	ZHONG Song-xiong, YIN Guang-cai, HUANG Run-lin, <i>et al.</i> (1201)
Enhanced Electrokinetic Remediation of Heavy Metals Contaminated Soils by Stainless Steel Electrodes as well as the Phenomenon and Mechanism of Electrode Corrosion and Crystallization	WEN Dong-dong, FU Rong-bing, ZHANG Wei, <i>et al.</i> (1209)
Influence of the Application of Non-Hazardous Sewage Sludge on the Evolution of Soil Carbon Pool and Carbon Pool Management Index	LIU Xiao, HUANG Lin, GUO Kang-li, <i>et al.</i> (1218)
Input and Distribution of Photosynthesized Carbon in Soil-Rice System Affected by Water Management and Nitrogen Fertilization	WANG Ting-ting, ZHU Zhen-ke, ZHU Han-hua, <i>et al.</i> (1227)
Effects of Simulated Acid Rain on Soil Respiration and Heterotrophic Respiration in a Secondary Forest	CHEN Shu-tao, SUN Lu, SANG Lin, <i>et al.</i> (1235)
Response of Soil Nitrifier and Denitrifier Community and Activity to Elevated Atmospheric CO ₂ Concentration and Temperature	LIU Yuan, WANG Guang-li, LI Lian-qing, <i>et al.</i> (1245)
Effects of Lithology on the Abundance and Composition of Soil Nitrogen-fixing Bacteria and Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Karst Shrub Ecosystem	LIANG Yue-ming, SU Yi-rong, HE Xun-yang, <i>et al.</i> (1253)
Characterization of Phosphorus Forms in Organic Composts and Their Effects on Leaf Phosphorus Content of <i>Castanea mollissima</i> in Chinese Chestnut Producing Area	SONG Ying, GUO Su-juan, ZHANG Li, <i>et al.</i> (1262)
Effects of Acidic Materials on the N Transformations During the Composting of Pig Manure and Wheat Straw	JIANG Ji-shao, YAO Qian (1272)