

# 浮床植物净化生活污水中 N、P 的效果及 N<sub>2</sub>O 的排放

张志勇 冯明雷 杨林章\*

(中国科学院南京土壤研究所 ,南京 210008 )

**摘要** 在温室内采用浮床无土栽培技术 ,研究了黑麦草 (*Lolium mutliflorum*)、水芹 (*Oenanthe javanica*)和香根草 (*Vetiveria Zizanioides*)3 种植物对生活污水中 N、P 的去除效果及净化过程中 N<sub>2</sub>O 的排放特征。结果表明 ,浮床植物系统对生活污水的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 具有良好的净化效果。同对照系统相比 ,浮床黑麦草、水芹和香根草系统对 TN 的平均去除率分别提高了 26.2 % 22.9 % 4.1 % ,对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率分别提高了 31.4 % ,14.5 % 3.0 % ,对 TP 去除率分别提高了 33.1 % 54.2 % ,15.5 %。净化周期内 ,浮床各系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 浓度随着污水停留时间的延长直线下降 ,而 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度却因系统内硝化强度大于反硝化强度而产生了累积 ,植物的存在明显的促进了浮床系统的 N<sub>2</sub>O 排放 ,浮床黑麦草、水芹、香根草和对照系统 N<sub>2</sub>O 的平均排放通量分别为 174.44 μg/(m<sup>2</sup>·h) 82.19 μg/(m<sup>2</sup>·h) 112.49 μg/(m<sup>2</sup>·h)和 44.81 μg/(m<sup>2</sup>·h)。浮床系统 N<sub>2</sub>O 排放通量的日变化呈现出夜间下降而白天增加的规律 ,与温度的昼夜变化规律基本相同 ,表明温度的升降直接影响了 N<sub>2</sub>O 的生成及排放。

**关键词** 浮床植物系统 ,生活污水 ,去除率 ,硝化 ,反硝化 ,N<sub>2</sub>O 排放通量

文章编号 1000-0933 (2007)10-4333-09 中图分类号 Q142 X171 X703 文献标识码 A

## Nitrogen and phosphorus removal and N<sub>2</sub>O emission from domestic sewage in floating-bed plant systems

ZHANG Zhi-Yong ,FENG Ming-Lei ,YANG Lin-Zhang\*

Institute of Soil Science ,Chinese Academy of Sciences ,NanJing 210008 ,China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (10) 4333 ~ 4341.

**Abstract** : Removal efficiency of nitrogen , phosphorus and N<sub>2</sub>O emission from domestic sewage in floating-bed system with *Lolium mutliflorum* , *Oenanthe javanica* and *Vetiveria Zizanioides* were investigated in greenhouse. Results showed that all three plants had good removal efficiencies of total nitrogen (TN) , ammonia-nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) and total phosphorus (TP) from domestic sewage in the floating-bed system. In comparison with the none-plant system , the three plants increased averagely the TN removal rate by 26.2 % 22.9 % and 4.1 % , the NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N removal rate by 31.4 % ,14.5 % and 3.0 % , and the TP removal rate by 33.1 % 54.2 % and 15.5 % , respectively. With retention time prolonged , the concentrations of TN , NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TP of domestic sewage were obviously reduced in all floating-bed systems , however the NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations were gradually accumulated due to the stronger nitrification than denitrification. The plants in floating-bed system increased significantly the N<sub>2</sub>O flux , which was 174.44 μg/(m<sup>2</sup>·h) 82.19 μg/(m<sup>2</sup>·h) 112.49 μg/(m<sup>2</sup>·h) and 44.81 μg/(m<sup>2</sup>·h) , respectively , for the *Lolium mutliflorum* , *Oenanthe javanica* , *Vetiveria Zizanioides* and none-plant

基金项目 国家“十五”重大科技专项资助项目 (2002AA601012)

收稿日期 2006-08-25 ;修订日期 2007-05-29

作者简介 张志勇 (1977 ~ ) ,男 ,河北唐山人 ,博士生 ,主要从事面源污染治理技术研究. E-mail : zyzhang@issas.ac.cn

\* 通讯作者 Corresponding Author. E-mail : lzyang@issas.ac.cn

**Foundation item** The project was financially supported by National Important Technology of China (No. 2002AA601012)

**Received date** 2006-08-25 ;**Accepted date** 2007-05-29

**Biography** ZHANG Zhi-Yong , Ph. D. candidate , mainly engaged in treatment technology of none-point sources pollution. E-mail : zyzhang@issas.ac.

cn

floating-bed systems. The  $\text{N}_2\text{O}$  flux from all floating-bed systems increased during the day but decreased during night followed the change pattern of temperature, suggesting that the  $\text{N}_2\text{O}$  production and emission was affected by the temperature.

**Key Words**: floating-bed plant systems; domestic sewage; removal rate; nitrification; denitrification;  $\text{N}_2\text{O}$  flux

利用水生高等植物对营养的吸收和降解能力来防治和修复富营养化水体的研究已开展了多年,并表现出了很好的净化效果<sup>[1~4]</sup>。自 20 世纪 80 年代起,有学者对湖泊或污染水体无土栽培陆生经济植物进行了不同程度的研究<sup>[5~8]</sup>,为浮床陆生植物净化富营养化水体提供了科学的依据。目前浮床植物技术已成为控制和治理富营养化水体的主要技术,其筛选和开发的植物种类包括水稻、黑麦草、水蕹菜、水芹、美人蕉和香根草等<sup>[4,6~12]</sup>多种水生或陆生植物,净化的废水包括工业废水、富营养化湖水、河水、养殖水等<sup>[7,9,11~14]</sup>。但已有的研究多侧重于对低浓度污染水体的净化,而有关净化高浓度生活污水的研究却少见报道。

$\text{N}_2\text{O}$  因增温作用强和存留时间长等特点<sup>[15,16]</sup>,近年来有关其排放的研究引起了各国政府和科学家的格外关注。当前  $\text{N}_2\text{O}$  排放的研究已涉及农田土壤<sup>[17~19]</sup>、草地<sup>[20]</sup>、湖泊、河流<sup>[21,22]</sup>和人工湿地<sup>[23]</sup>等多个领域。然而人们对各种  $\text{N}_2\text{O}$  排放来源的贡献还知之甚少,因为全球估算表明, $\text{N}_2\text{O}$  的来源与支出不能平衡,还有 2.1Tg/a 的  $\text{N}_2\text{O}$  的来源未被发现<sup>[22]</sup>。浮床植物技术虽然具有高效的除 N 能力,但值得关注的是,在除 N 的同时也会通过微生物的硝化-反硝化作用向大气释放  $\text{N}_2\text{O}$ ,因此随着浮床植物技术的推广和应用,研究该技术在净化污水过程中的  $\text{N}_2\text{O}$  排放必将受到众多学者的关注。

本研究在温室内利用浮床植物技术,以具有高效去氮除磷能力的黑麦草、水芹和香根草为试材,探索浮床植物系统对生活污水中氮、磷的去除效果及净化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  的排放特征,以期为今后生活污水的浮床植物修复系统的应用和评价污水净化过程对  $\text{N}_2\text{O}$  排放的贡献提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试植物

本研究选取黑麦草、水芹和香根草 3 种植物为试材。黑麦草和水芹来自土培苗,香根草苗购自南京江宁 区苗圃。黑麦草、水芹苗高 8 ~ 10 cm 与香根草苗(修剪为 15 cm 左右)同时置于污水中预培养两周后移栽到 预制好的浮床载体上。

1.2 供试水样

试验用水取自南京锁金村生活污水渠,pH 中性。试验期间污水中各污染物的平均初始浓度见表 1。

1.3 试验方法

试验在玻璃温室内进行,自 2006 年 5 月 1 日开 始至下一批植物(空心菜和水稻)引入前结束(6 月 24 日),共计 55 d。试验期间,温室内温度浮动在 17.0 ~ 33.0 ℃ 之间,平均温度为 26.9 ℃。漂浮载体为聚 乙烯泡沫板(48 cm × 38 cm × 3 cm),其上按 12 cm × 15 cm 的间距开 9 个圆孔。以大型塑料盒(56 cm × 46 cm × 35 cm)为培养容器。将定量预培养好的 3 种 植物的植株移入泡沫载体的圆孔内,用海绵条加以固定,每处理 3 次重复。另设一个只放泡沫板而不种任何 植株的塑料盒为对照。污水停留时间为 6 d,各系统的下一周期污水均在前一周排水后的隔天注入,整个试 验期共分 8 个净化周期。各系统注入的污水体积除第一周期为 35 L 外,其余各周期均为 45 L,塑料盒内水深 约为 20 cm。为研究周期内各污染物的浓度动态变化,分别在各净化周期的 1、3、5、6 d 采集水样,分析 TN、  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  和 TP 等指标。每个净化周期结束后记录排出水体积并测定植物的株高。试验结束后收获并 测定 3 种植物的地上部、地下部生物量干重,其中黑麦草因长势过旺,曾分别于 5 月 13 号和 6 月 2 号对其地

表 1 试验用水的氮、磷浓度 (mg/L)

Table 1 Concentrations of nitrogen and phosphorus in tested domestic sewage

TN	$\text{NH}_4^+-\text{N}$	$\text{NO}_3^--\text{N}$	TP
26.0 ± 2.9	23.1 ± 3.6	1.8 ± 0.7	1.6 ± 0.4

上部进行了收割。

N<sub>2</sub>O 气样采用密闭箱法 (25 cm × 25 cm × 100 cm) 收集,密闭箱为透明有机玻璃箱。每个净化周期采 1 次气样,采样时,每隔 30 min 1 次,在 0、30、60 min 时共采集 3 次,记录箱温、气温、水温,气样采集时间为当天的 8 00 ~ 10 00。试验期内还对 N<sub>2</sub>O 排放通量的日变化进行了监测,每隔 4 h 采 1 次样。每个净化周期内的 N<sub>2</sub>O 通量用 2 次重复测定的平均值表示,整个试验期 N<sub>2</sub>O 累计排放量以净化周期内 N<sub>2</sub>O 通量平均值与整个试验期时间相乘而得。

1.4 分析方法

水样分析项目为 :TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP。TN 采用 K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>氧化紫外分光光度法 ;NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 采用靛酚蓝比色法 ;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 采用紫外分光光度法 ;TP 采用 K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>氧化钼蓝比色法。N<sub>2</sub>O 样品用带 Ni63 电子捕获检测器的气相色谱仪 (HP 5890 II )进行分析。

各污染物的去除率计算公式为 :

去除率 (%) = (C<sub>0</sub> · V<sub>0</sub> - C<sub>1</sub> · V<sub>1</sub>) ÷ (C<sub>0</sub> · V<sub>0</sub>) × 100 %

式中 C<sub>0</sub> 为污水初始时的浓度 ;V<sub>0</sub> 为初始时的体积 ;C<sub>1</sub> 为第 6 天的浓度 ;V<sub>1</sub> 为第 6 天的出水体积。

N<sub>2</sub>O 排放通量的计算公式如下 [24] :

$$F = \rho \times H \times \Delta c / \Delta t \times 273 / (T + 273)$$

F 为 N<sub>2</sub>O 排放通量 ;ρ 为标准状态下 N<sub>2</sub>O 密度,其数值为 1.25 kg/m<sup>3</sup> ;H 为密闭箱的高度 ;Δc / Δt 为单位时间密闭箱内 N<sub>2</sub>O 浓度的变化量 ;T 为密闭箱内的温度。

2 结果分析

2.1 浮床系统内植物的生长状况

试验期间黑麦草、水芹和香根草在浮床系统中均能正常生长,未感染病害。经过近两个月的净化试验,3 种植物在浮床系统内的总生物量干重在 216.7 ~ 367.0 g/m<sup>2</sup> 之间 (表 2),其中黑麦草的长势最为旺盛,其地上部和地下部的生物总量均高于水芹和香根草。由于黑麦草和水芹属于喜寒植被,进入 6 月份后,气温 (5 月份平均为 25.8 ℃,6 月份平均为 28.4 ℃) 的升高可能对其生长产生了一定的影响,两植物的生长速率均有所降低,而香根草为喜温植被,气温的升高促进了其自身的生长。

表 2 浮床系统内植物的生长状况

植物 Plants	Table 2 Growing status of plants in floating-bed system				
	地上部生物量干重 Aboveground biomass	地下部生物量干重 Underground biomass	总生物量干重 Total biomass	生长速率 Growth rates (cm / 6 d)	
	(DW, g/m <sup>2</sup> )	(DW, g/m <sup>2</sup> )	(DW, g/m <sup>2</sup> )	5 月 May	6 月 June
黑麦草 <i>Lolium mutliflorum</i>	367.0 ± 26.7 *	99.4 ± 8.7	466.4 ± 27.8 *	16.6 ± 6.9	9.1 ± 3.5
水芹 <i>Oenanthe javanica</i>	358.2 ± 18.5	14.1 ± 1.0	372.3 ± 17.6	6.7 ± 1.2	4.3 ± 1.0
香根草 <i>Vetiveria Zizanioides</i>	216.7 ± 15.9	43.8 ± 2.40	260.5 ± 8.4	6.2 ± 2.1	9.9 ± 2.7

\* 数值中包含了 5 月 13 号和 6 月 3 号两次收割获得的地上部生物量 The values include aboveground biomass (dry weight) harvested on May 13<sup>th</sup> and June 3<sup>rd</sup>

2.2 浮床系统内氮、磷浓度的动态变化

2.2.1 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度动态变化

TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的浓度监测结果表明,净化周期内各系统的 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度均随着污水停留时间的推移呈直线下降趋势,在下次换水前达到最低值 (见图 1,图中所示各形态氮的浓度数值均为试验期间 8 个净化周期内水样测定结果的平均值)。同时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度的下降幅度大于 TN,说明供试的 3 种植物对系统中的离子态氮具有较强的去除能力。对照系统中 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度的降低则表明,自然状态下污水具有一定的自净功能,自身可通过微生物的硝化、反硝化及固定等途径去除一部分氮。

随污水停留时间的延长,各系统中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度整体呈上升趋势,均在净化周期末达到最大值,并且均

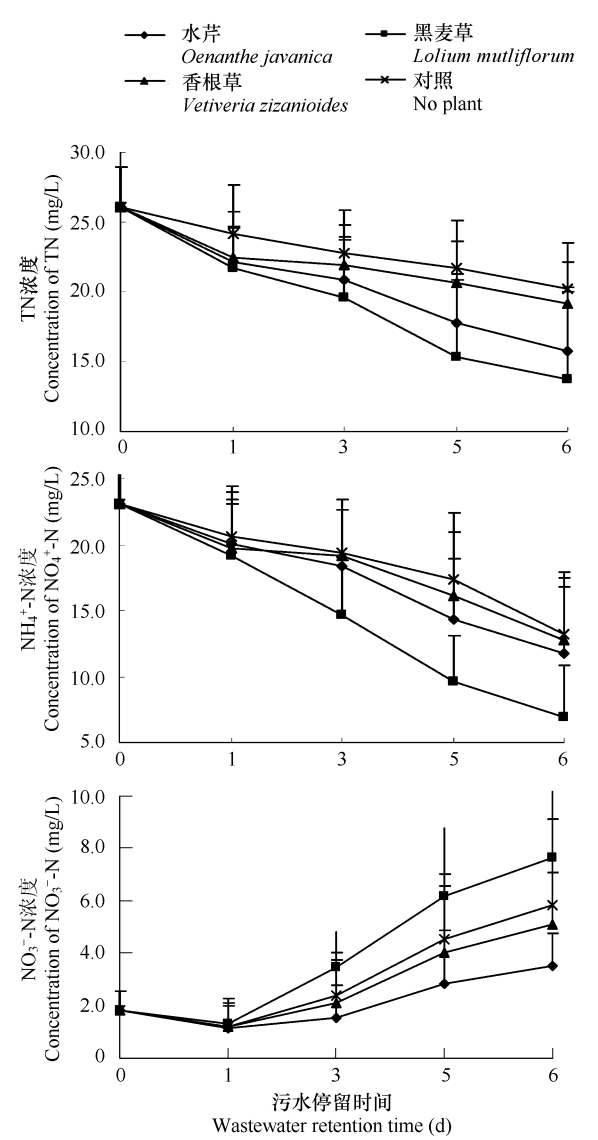


图1 净化周期内浮床各系统 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N concentrations in floating-bed plant systems

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除能力为 :黑麦草 > 水芹 > 香根草。浮床黑麦草、水芹和香根草系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均去除率分别为 54.2 % ,76.4 % ,50.9 % ,59.5 % ,32.1 % , 48.0 % ,分别高出对照系统 26.2 % ,31.4 % ,22.9 % , 14.5 % ,4.1% ,3.0 %。

浮床植物系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率变化趋势有所不同,水芹系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率变化相对较稳定。试验期间曾对黑麦草的地上部进行两次收割 (5 月 13 号和 6 月 3 号 ) ,这可能在一定时期内降低了其自身对氮的吸收能力和系统的去氮效果 ,致使黑麦草系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率变化幅度较大。香根草系统在试验

表现出与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 相反的变化趋势 ,说明各系统内的硝化细菌不断的将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 转化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ,但因硝化强度远大于反硝化强度而导致了 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的累积。植物系统的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 累积速度也存在差别 ,始终以黑麦草系统最高 ,这是因为黑麦草相对发达的根系为硝化细菌等微生物的生长提供了较大的生存空间 ,从而加速了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 向 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的转化。对照系统始终保持着较高的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 累积速度 ,可能是因系统内较高水平的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为硝化细菌提供了充足的反应底物所致。

2.2.2 TP 浓度动态变化

由 TP 浓度动态变化可知 ,各系统对 TP 的去除主要集中于换水后的前 3 天 ,当 TP 浓度降至一定水平后 ,其浓度变化相对较平缓 (见图 2 ,图中所示 TP 的浓度数值均为试验期间 8 个净化周期内水样测定结果的平均值 )。随净化时间的延长 ,各系统的水量因植物蒸腾和水面自然蒸发而不断减少 ,致使 TP 的相对含量略有回升 ,因为试验用水中 TP 的平均含量 (1.6 mg/L ± 0.4 mg/L )相对 TN (26.0 mg/L ± 2.9 mg/L ) ,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (23.1 mg/L ± 3.6 mg/L )的含量很低 ,这种浓缩作用对 TP 浓度的影响会相对较大。

2.3 浮床系统对氮、磷的去除效果

2.3.1 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除效果

浮床各系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率表明 (图 3 ) ,有植物存在的浮床系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除率均明显高于无植物的对照系统 ,说明植物的存在对 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除有直接的影响。3 种浮床植物系统对 TN、

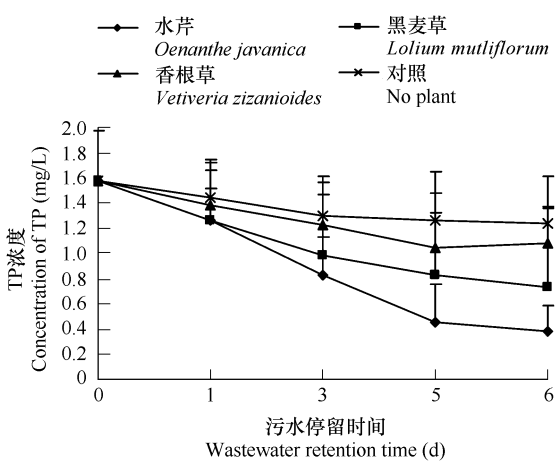


图2 净化周期内浮床各系统 TP 的浓度动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of TP concentration in floating-bed plant systems

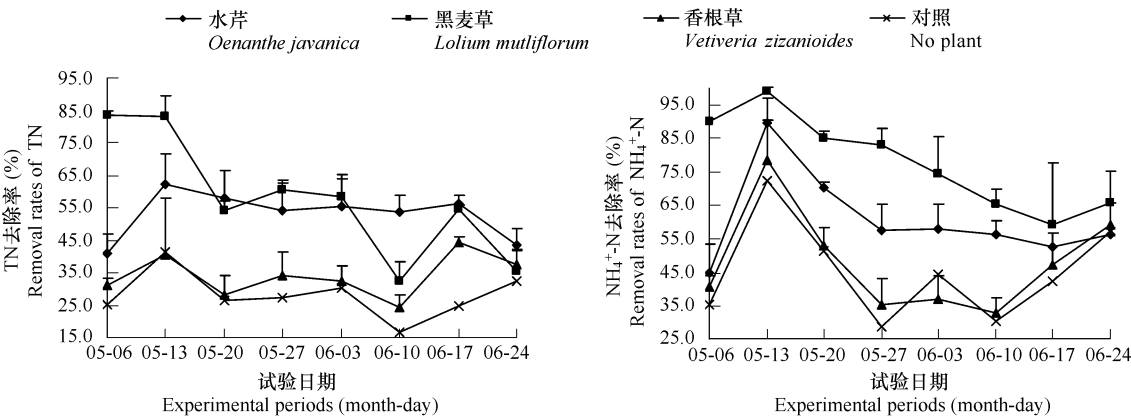


图 3 浮床各系统对 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率

Fig. 3 Removal rates of TN and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N from domestic sewage by floating-bed plant systems

后期对 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除率有所增加 ,主要是因为随着试验时间的推移 ,温度的升高促进了香根草的生长 (见表 2 ) ,进而加强了其对水体中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的去除<sup>[10]</sup> ;浮床对照系统尽管无植物的生长 ,对 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 也表现出了一定的去除效果 (平均去除率为 45.0 % ) ,则主要与其自身的自净功能有关。

浮床各系统对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除率区别于 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (图 4 )。各系统对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除率均表现为负值 ,其中黑麦草系统的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 去除率变化幅度最大 ,其负去除率平均高达 - 384. 87 %。各系统对污水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的负去除主要是由净化周期内 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的大量累积所致。

2.3.2 TP 的去除效果

浮床黑麦草、水芹和香根草系统对 TP 的平均去除率分别为 56.0 % ,77.1 % 和 38.4 % (见图 5 )。与对照系统相比 ,植物的存在显著的提高了系统对 TP 的去除效果。浮床对照系统对 TP 也有 22.9 % 的去除率 ,则主要是因系统的沉积作用和微生物的吸收作用所致。浮床植物系统对 TP 的去除率仍以水芹系统最稳定 ,黑麦草和香根草两系统的 TP 去除率变化趋势类似于 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N。

2.4 浮床系统 N<sub>2</sub>O 的排放通量

浮床各系统净化周期内的 N<sub>2</sub>O 排放通量表明 (图 6 ) ,有植物存在的浮床系统 N<sub>2</sub>O 排放通量明显高于无植物的对照系统。各系统的 N<sub>2</sub>O 平均排放通量分别为 174. 44 μg/ (m<sup>2</sup> ·h ) (黑麦草 ) ,112. 49 μg/ (m<sup>2</sup> ·h ) (香根草 )和 82. 19 μg/ (m<sup>2</sup> ·h ) (水芹 ) ,44. 81 μg/ (m<sup>2</sup> ·h ) (对照 ) ,可见植物的存在促进了浮床系统 N<sub>2</sub>O 的生成和排放 ,此结果与 Wu<sup>[25]</sup>和 Tsuruta<sup>[26]</sup>研究得出的植物存在可促进 N<sub>2</sub>O 排放的结论一致。目前有关 N<sub>2</sub>O 排放的主要来源普遍认为是硝化作用和反硝化作用<sup>[23, 27 ~ 30]</sup> ,但那一作用才是 N<sub>2</sub>O 生成的主要途径依然存在分歧 ,本研究中浮床各系统 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的快速去除以及 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的迅速累积表明 ,硝化作用是浮床系统 N<sub>2</sub>O 生成的主要来源。

2.5 浮床系统 N<sub>2</sub>O 排放通量日变化

由浮床系统 N<sub>2</sub>O 排放通量日变化 (图 7 )可知 ,有植物存在的系统的 N<sub>2</sub>O 排放量始终高于对照系统 ,且呈现出夜间下降而白天增加的日变化规律。浮床各系统 N<sub>2</sub>O 排放量的最大值出现在下午而最小值在凌晨 ,其

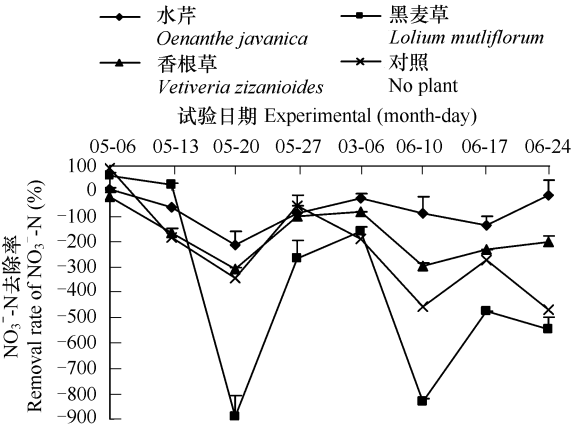


图 4 浮床各系统对 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除率

Fig. 4 Removal rates of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N from domestic sewage by floating-bed plant systems

差值最高达 3 倍。这种昼夜变化现象与他人报道的结果相类似<sup>[17-18]</sup>。同时,浮床系统 N<sub>2</sub>O 排放通量的日变化与气温和水温的昼夜变化基本相同,说明温度的升降直接影响了 N<sub>2</sub>O 的生成及排放。浮床植物系统的 N<sub>2</sub>O 日排放通量始终以黑麦草系统最高,而水芹系统最低。

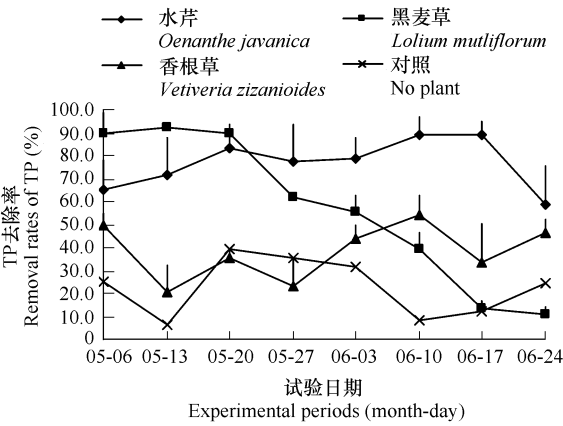


图5 浮床各系统对 TP 的去除率

Fig. 5 Removal rates of TP from domestic sewage by floating-bed plant systems

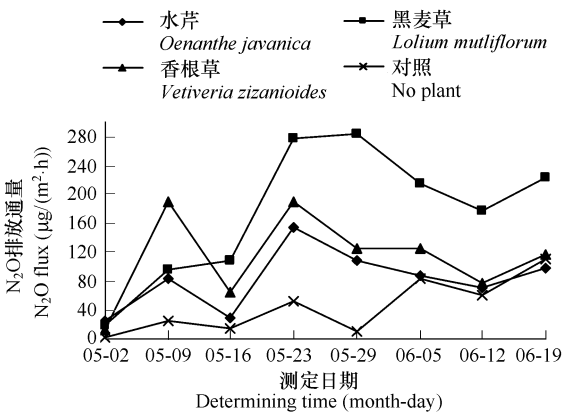


图6 试验期间浮床各系统的 N<sub>2</sub>O 排放通量

Fig. 6 N<sub>2</sub>O flux from domestic sewage in floating-bed plant systems

3 讨论

水生或湿生高等植物净化污染水体的研究表明,植物对污水中污染物的去除效果与其自身的生长状况和新陈代谢有关<sup>[2-3]</sup>。黑麦草和水芹作为耐寒植物,温度的升高会对其生长产生不利影响。本研究试验期的 5、6 月份平均气温分别为 25.8℃和 28.4℃(为试验取样时温度,非当天最高平均温度),温度的升高在一定程度上限制了黑麦草和水芹的生长(见表 2),从而间接影响了它们对水体中 N、P 的去除能力。试验期间浮床黑麦草系统的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 去除率明显呈现下降趋势很可能与温度的升高有关。

试验期间浮床各系统内的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 浓度随污水停留时间的延长不断下降,分别由初始期的 26.0、23.1mg/L 和 1.6 mg/L 降至了 13.7~19.2 mg/L, 6.9~12.8 mg/L 和 0.4~1.1 mg/L 的范围。出水中各污染物的浓度与现有一些研究结果<sup>[10,11,31]</sup>相比偏高,主要有以下几方面的原因,(1)本试验虽在静态条件下进行,但水力停留时间相对较短而换水频率及注入的污水量较高,并且污水所含的 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 的浓度也相对较高,这些都大大的提高了系统单位面积上的污染物负荷量;(2)浮床植物系统内的硝化作用强度大于反硝化作用引起了 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的大量累积,不仅抑制了 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 向 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的转化速度,而且还间接的提高了 TN 的浓度;(3)试验期内植物蒸腾作用 and 水面自然蒸发引起了各系统内水量的减少,这对各污染物的浓度具有一定的浓缩作用。

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的积累是湿地系统去污的一个棘手难题<sup>[32]</sup>,本研究中浮床系统内 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度也随污水停留时间的延续发生累积,在净化周期末平均浓度分别达 3.5 mg/L (水芹),7.6 mg/L (黑麦草),5.1 mg/L (香根草),5.8 mg/L (对照),但各系统 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度均符合国家环境质量标准规定的“标准 I 类水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度

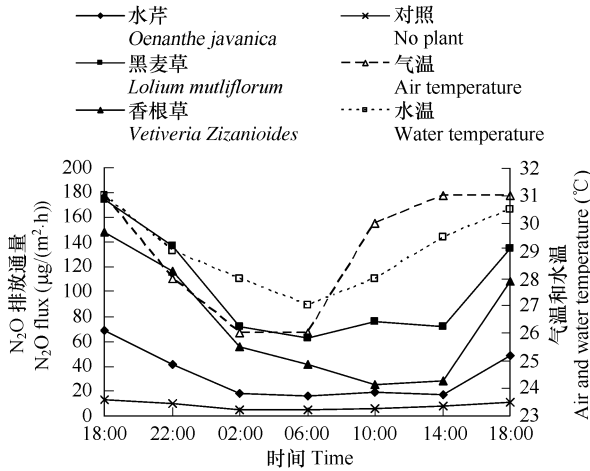


图7 浮床各系统的 N<sub>2</sub>O 排放通量日变化

Fig. 7 Daily changes of N<sub>2</sub>O flux from domestic sewage in floating-bed plant systems

不超过 10.0 mg/L ”的要求。已有研究表明 ,通过不同植物的混合种植很可能是解决 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 净化问题的有效途径<sup>[32]</sup>。

浮床植物系统的 N<sub>2</sub>O 排放通量平均为 48.8 ~ 174.4 μg/(m<sup>2</sup>·h) ,此值高于农田土壤、太湖水域和牧场土壤的 N<sub>2</sub>O 排放量<sup>[17,18,22,33]</sup> ,低于温室无土栽培系统<sup>[34]</sup>的观测值 ,但与太湖区域河、井水及人工湿地污水处理系统的观测值较接近<sup>[22,23]</sup>。在本试验所得的 N<sub>2</sub>O 平均排放通量的基础上 ,对整个试验期浮床各系统净化污水过程中的 N<sub>2</sub>O 排放总量进行了估算 ,其值为 56.0 ~ 201.0 mg/m<sup>2</sup>。通过该途径排出的氮量约占试验期总氮输入量的 0.09% ~ 0.32% ,接近我国各类稻田 N<sub>2</sub>O 排放量占化肥施氮量的 0.031% ~ 0.48% 的比例<sup>[35]</sup>。

我国拥有巨大的水域面积且多数均已受到了不同程度的污染 ,浮床植物技术具有原位处理污水 ,适应各种水深及能够产生相当的经济效益等优点 ,近些年其推广和应用面积不断扩大 ,加强浮床植物技术在净化污水过程中 N<sub>2</sub>O 排放的相关研究 ,对正确估算污水处理过程中 N<sub>2</sub>O 的排放总量和评价污水处理对全球变暖的贡献将具有重要意义。

References :

[1] Reddy K R , Busk W F. Nutrient removal potential of Selected Aquatic macrophytes. Journal of Envionmental Quality , 1985 , 14 ( 4 ) : 459 — 462.

[2] Dai Q Y , Dai W N , Gao X , *et al.* Study of the purification and accumulation of silver in wastewater by aquatic plants. Acta Ecologica Sinica , 1990 , 10 ( 4 ) : 343 — 34.

[3] Gao J X , Ye C , Du J , *et al.* Study of removing ability of macrophytes to N , P. China Environmental Science , 1997 , 17 ( 3 ) : 247 — 251.

[4] Reeta D , Wilkie A C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured inanaerobically digested flushed dairy manure wastewater. Ecological Engineering , 2004 , ( 22 ) : 27 — 42.

[5] Song X F , Zou G Y , Wu W M , *et al.* Study on the removal effect and regulation of rice plant on floating-beds to main nutrients N and P in eutrophicated water bodies. Acta Scitiae Circumstantiae , 1998 , 18 ( 5 ) : 489 — 494.

[6] Ge Y , Chang J , Wang X Y , *et al.* Relationship between the physiological characters and purification Ability of different plants in waters with two trophic levels. Acta Ecologica Sinica , 2000 , 20 ( 6 ) : 1050 — 1055.

[7] Dai Q Y , Cai S W , Zhang X Y. Studies on the purification and accumulation of gold-bearing wastewater with *Lolium Multiflorum*. Acta Scitiae Circumstantiae , 1998 , 18 ( 5 ) : 553 — 556.

[8] Li F B , Wu Q T. Treatment of Septic Tank Wastewater by Floating Soilless Culture of Plants. Rural Eco-Environmen , 1997 , 13 ( 1 ) : 25 — 28 , 41.

[9] Bing X W , Chen J C. The Control of Eutrophic Water in Ponds by Floating-bed Soilless Culture of Plant. Journal of Zhanjiang Ocean University , 2001 , 21 ( 3 ) : 29 — 33.

[10] Ma L S , Lu Y M , Wu L H. Study on purification effect and trend of N、P in eutrophicated water by *Vetiveria zizanioides* with floating bed. Soils , 2000 , ( 2 ) : 99 — 101.

[11] Si Y B , Bao J J , Cao D J , *et al.* Purification of eutrophicated water body by *Vetiveria zizanioid*. Chinease Journal of Applied Ecology , 2003 , 14 ( 2 ) : 277 — 279.

[12] Zhou X P , Wang J G , Yang L Z , *et al.* N and P removal characters of eutrophic water body under planted float , Chinease Journal of Applied Ecology , 2005 , 16 ( 11 ) : 2199 — 2203.

[13] Yan Y X , Cao J S , Li Y R. Dynamic pilot study on purification of heavily polluted river water with floating bed technology in winter spring. Journal of Hohai University ( Natural Sciences ) , 2006 , 34 ( 2 ) : 119 — 122.

[14] Tang K X , You X P , Lin Y S , *et al.* A study on bioremediation of eutrophication of mariculture waters by *Gracilaria lemaneaf* ormis. Acta Ecologica Sinica , 2005 , ( 11 ) : 3044 — 3051.

[15] Wrage N , Velthof G L , Beusichem M L , *et al.* Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. Soil Biology & Biochemistry , 2001 , ( 33 ) : 1723 — 1732.

[16] Cai Z C. Effect water regime on CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases. Atca Pedologica

Sinica ,1999 , ( 4 ) :484 — 491.

[17] Zou W N , Lin E D. Study on characterization of emissions of nitrous oxide from wheat fields. Chinese Journal of Agrometeorology ,1994 ,15 ( 1 ) : 6 — 8.

[18] Song W Z , Wang S B , Zeng J H , *et al.* Emissions of nitrous oxide from dryland in Northern China. Advances in Environmental Science ,1997 ,5 ( 4 ) :49 — 55.

[19] Xiong Z Q , Xing G X , Shi S L , *et al.* Effect of cropping systems on nitrous oxide emission from paddy soils during the rice-growing season. Chinese Journal of Applied Ecology ,2003 ,14 ( 4 ) :1761 — 1764.

[20] Christoph M , Stevens R J , Laughlin R J , *et al.* Microbial processes and the site of N<sub>2</sub>O production in a temperate grassland soil. Soil Biology & Biochemistry ,2004 , ( 36 ) :453 — 461.

[21] Donato S A , Matsumura T , Roscha O , *et al.* Denitrification and bacteria communitystructure in the cascade of six reservoirs on tropical river in Brazil. Hydrobiologia ,2003 ,504 :67 — 76.

[22] Xiong Z Q , Xing G X , Shen G Y. Dissolved N<sub>2</sub>O Concentrations and N<sub>2</sub>O Emissions from Aquatic Systems of Lake and River in Taihu Lake Region. Environmental Science ,2002 ,23 ( 6 ) :26 — 30.

[23] Fey A G , Benckiser J C , Ottow G. Emissions of nitrous oxide from a constructed wetland using a groundfilter and macrophytes in wastewater purification of a dairy farm. Biol. Fertil. Soils ,1999 ,29 :354 — 359.

[24] Zhang G Y , Chen M C , Min H , *et al.* Research of N<sub>2</sub>O flux from greenhouse and nitrifier and denitrifier numbers. Plant Nutrition and Fertilizer Science ,2002 ,8 ( 2 ) :239 — 243.

[25] Wu Z N , Zhao L Z. Evidence of N<sub>2</sub>O emission and gaseous nitrogen losses through nitrification-denitrification induced by rice plants. Biol. Ferti. Soil ,2004 ,40 :211 — 214.

[26] Tsuruta H , Kanda K , Hirose T. Nitrous oxide emission from a rice paddy field in Japan. Nutrient Cycling in Agroecosystems ,1997 ,49 :51 — 58.

[27] Wang G X , Pu P M , Huang Y K , *et al.* Distribution and role of denitrifying ,nitrifying ,nitrosationand ammonifying bacteria in the Taihu lake. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology ,1998 ,5 ( 2 ) :190 — 194.

[28] MatriPhlate , Syv salo E , Simojo A , *et al.* Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O production in peat , clay and loamy sand soils under different soil moisture condition. Nutrient Cycling in Agroecosystem ,2004 ,70 :135 — 141.

[29] Davidsson T E , Leonardson L. Production of nitrous oxide in artificially flooded and drained soils. Wetlands Ecology and Management ,1997 ,5 : 111 — 119.

[30] Daum D , Schenk M K. Extent and N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> ratio of gaseous nitrogen losses from a soilless culture system. Acta Hort ,1997 ,450 :519 — 526.

[31] Liu S Y , Ren J C , You W H. A study on purification of the eutrophic water body with economical plants siollessly cultivated on artificial substratum , Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis ,1999 ,35 ( 4 ) :518 — 522.

[32] Xia H P. Mechanisms and efficiencies on wastewater treatment with constructed wetland. Chinese Journal of Ecology ,2002 ,21 ( 4 ) :51 — 59.

[33] Christoph M , Stevens R J , Laughlin R J , *et al.* Microbial processes and the site of N<sub>2</sub>O production in a temperate grassland soil. Soil Biology & Biochemistry ,2004 , ( 36 ) :453 — 461.

[34] Diemo D , Manfred K S. Gaseous nitrogen losses from a soilless culture system in the greenhouse. Plant and Soil ,1996 ,183 :69 — 78.

[35] Xing G X. N<sub>2</sub>O emission from cropland in China. Nutrient Cycling in Agroecosystems ,1998 , ( 52 ) :249 — 254.

参考文献：

[2] 戴全裕,戴文宁,高翔,等. 水生高等植物对废水中银的净化与富集特性研究. 生态学报,1990,10 ( 4 ) :343 ~ 34.

[3] 高吉喜,叶春,杜娟,等. 水生植物对面源污水净化效率研究. 中国环境科学,1997,17 ( 3 ) :247 ~ 251.

[5] 宋祥甫,国燕,吴伟明,等. 浮床水稻对富营养化水体中氮、磷的去除效果及规律研究. 环境科学学报,1998,18 ( 5 ) :489 ~ 494.

[6] 葛滢,常杰,王晓月,等. 两种程度富营养化水中不同植物生理生态特性与净化能力的关系. 生态学报,2000,20 ( 6 ) :1050 ~ 1055.

[7] 戴全裕,蔡述伟,张秀英. 多花黑麦草对黄金废水净化与富集的研究. 环境科学学报,1998,18 ( 5 ) :553 ~ 556.

[8] 李芳柏,吴启堂. 漂浮栽培美人蕉蔬菜等植物处理化粪池废水. 农村生态环境,1997,13 ( 1 ) :25 ~ 28,41.

[9] 邴旭文,陈家长. 浮床无土栽培植物控制池塘富营养化水质. 湛江海洋大学学报,2001,21 ( 3 ) :29 ~ 33.



[10] 马立珊, 骆永明, 吴龙华. 浮床香根草对富营养化水体氮磷去除动态及效率的初步研究. 土壤, 2000, (2): 99 ~ 101.

[11] 司友斌, 包军杰, 曹德菊, 等. 香根草对富营养化水体净化效果研究. 应用生态学报, 2003, 14 (2): 277 ~ 279.

[12] 周小平, 王建国, 杨林章, 等. 浮床植物系统对富营养化水体中氮、磷净化特征的初步研究. 应用生态学报, 2005, 16 (11): 2199 ~ 2203.

[13] 严以新, 操家顺, 李欲如. 冬、春季节浮床技术净化重污染河水的动态试验研究. 河海大学学报 (自然科学版), 2006, 34 (2): 119 ~ 122.

[14] 汤坤贤, 游秀萍, 林亚森, 等. 龙须菜对富营养化海水的生物修复. 生态学报, 2005, (11): 3044 ~ 3051.

[16] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响. 土壤学报, 1999, (4): 484 ~ 491.

[17] 周文能, 林而达. 小麦地氧化亚氮排放特征研究. 中国农业气象, 1994, 15 (1): 6 ~ 8.

[18] 宋文质, 王少彬, 曾江海, 等. 华北地区旱田土壤氧化亚氮的排放. 环境科学进展, 1997, 5 (4): 49 ~ 55.

[19] 熊正琴, 邢光熏, 施书莲, 等. 轮作制度对水稻生长季节稻田氧化亚氮排放的影响. 应用生态学报, 2003, 14 (10): 1761 ~ 1764.

[22] 熊正琴, 邢光熏, 沈光裕. 太湖地区湖水与河水中溶解 N<sub>2</sub>O 及其排放. 环境科学, 2002, 23 (6): 26 ~ 30.

[24] 张光亚, 陈美慈, 闵航, 等. 设施栽培土壤氧化亚氮释放及硝化、反硝化细菌数量的研究. 植物营养与肥料学报, 2002, 8 (2): 239 ~ 243.

[27] 王国祥, 濮培民, 黄宜凯, 等. 太湖反硝化、硝化、亚硝化及氨化细菌分布及其作用. 应用与环境生物学报, 1998, 5 (2): 190 ~ 194.

[31] 刘淑媛, 任久长, 由文辉. 利用人工基质无土栽培经济植物净化富营养化水体的研究. 北京大学学报 (自然科学版), 1999, 35 (4): 518 ~ 522.

[32] 夏汉平. 人工湿地处理污水的机理与效率. 生态学杂志, 2002, 21 (4): 51 ~ 59.