

模拟人工湿地中植物多样性对铵态氮去除的影响*

张培丽¹ 陈正新¹ 裘 知² 刘 于¹ 王 海¹ 谷保静¹ 葛 滢¹ 常 杰^{1**}

(¹浙江大学生命科学院, 杭州 310058; ²浙江省环境保护科学设计研究院, 杭州 310008)

摘 要 为了研究植物多样性对人工湿地生态系统的氮去除功能和硝化作用的影响,在模拟人工湿地中配置了单种和4种植物混种2个处理,并以铵态氮为唯一入水氮源负荷。结果表明:混种系统出水中的无机氮浓度显著低于单种系统(分别为 3.41 和 $7.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $P<0.05$),铵态氮浓度也显著低于单种系统(分别为 1.35 和 $4.11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $P<0.05$);而出水硝铵浓度比($\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+=1.55$)则高于($P<0.05$)单种系统(0.80),说明多样性增强了系统的硝化作用;混种系统基质的无机氮存留量($1455\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$)低于($P<0.05$)单种($2235\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$),说明混种系统中可能存在资源的互补利用;根据物质平衡法推算出混种系统中植物总的氮吸收量对无机氮去除的贡献率(48%)大于($P<0.05$)单种(31%),植物的可移除部分(地上)对无机氮移除的贡献率也呈现此规律(混种和单种分别为 33% 和 20% , $P<0.05$);基质氮存留在2种系统中的贡献率则与植物吸收规律相反(混种和单种分别为 5% 和 9% , $P<0.05$);混种系统中的反硝化作用、氨挥发和微生物的氮固持等对氮去除的贡献率低于单种系统。

关键词 混种;出水氮;基质氮;植物吸收;硝化作用;净化效果

中图分类号 X524 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)5-1157-08

Effects of plant diversity on ammonium removal in simulated constructed wetland.

ZHANG Pei-li¹, CHEN Zheng-xin¹, QIU Zhi², LIU Yu¹, WANG Hai¹, GU Bao-jing¹, GE Ying¹, CHANG Jie^{1**} (¹College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; ²Environmental Science Research and Design Institute of Zhejiang Province, Hangzhou 310008, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(5): 1157–1164.

Abstract: To understand the effects of plant diversity on the nitrogen removal and nitrification in constructed wetlands, simulated constructed wetlands with monoculture and mixed planting of four kinds of plants were constructed, and ammonium nitrogen was taken as the sole inflowing nitrogen loading. In the mixed planting system, both the effluent inorganic nitrogen concentration and the effluent ammonium nitrogen concentration were lower than those in the monoculture system ($3.41\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ vs. $7.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and $1.35\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ vs. $4.11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively; $P<0.05$), but the ratio of $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ concentration was greater than that in the monoculture system (1.55 vs. 0.80 , $P<0.05$), indicating that mixed planting enhanced the nitrification in the simulated constructed wetlands. The substrate inorganic nitrogen accumulation in the mixed planting system was lower than that in the monoculture system ($1455\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$ vs. $2235\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$, $P<0.05$), suggesting that the complementary resource use might occur in the mixed planting system. Based on the mass-balance approaches, the plant nitrogen uptake in the mixed planting system had a greater contribution rate to the total inorganic nitrogen removal than in the monoculture system (48% vs. 31% , $P<0.05$), and the nitrogen removal by the plant aboveground parts also presented the similar trend (33% vs. 20% , $P<0.05$). The substrate nitrogen accumulation had an opposite trend to the plant nitrogen uptake, with 5% in mixed planting system and 9% in monoculture system ($P<0.05$). As compared with those in monoculture system, the denitrification, ammonia volatilization, and microbial nitrogen immobilization in the mixed planting system had lower contribution rates to the nitrogen removal.

Key words: mixed planting; effluent nitrogen; substrate nitrogen; plant uptake; nitrification; purification efficiency.

* 国家自然科学基金项目(31170305)和浙江省环境污染控制技术重点实验室开放课题资助。

** 通讯作者 E-mail: jchang@zju.edu.cn

收稿日期: 2011-11-12 接受日期: 2012-02-07

人工湿地作为一种新兴且简便有效的污水处理技术近年来越来越多地受到人们的关注。随着每年污水排放量的不断增长,人工湿地的数量也不断增长(Vymazal,2007)。目前人工湿地总氮移除率平均在 50% 左右,而最高值可以达到 80% 以上(Gu *et al.*,2011),净化效果仍需提升(Liu *et al.*,2009),因此,研究人工湿地净化机理以及提高人工湿地净化效果十分必要。许多在草地上的研究表明,物种多样性能够提高生态系统功能(Palmborg *et al.*,2005; Tilman *et al.*,2006);近年来也有关于人工湿地中植物多样性对系统功能的影响的研究,试图通过在人工湿地中配置植物多样性来提高这一生态系统的净化功能;Engelhardt 和 Ritchie (2002) 的研究表明,生物量随物种多样性增加呈现反向取样效应,而总磷损失随着物种多样性增加而降低;Zhu 等(2010)在大型人工湿地中的研究显示随物种多样性增加,基质中硝氮的存留量和地上生物量增加;Zhang 等(2011)在模拟人工湿地中的研究表明,生物量、微生物 C、N、P 随物种多样性增加而增加,BOD₅、COD_{cr}及基质中铵氮与硝氮的积累量随物种多样性增加而降低。人工湿地中植物多样性能促进植物生物量、微生物氮固持的增加,最终强化基质中硝化作用(Laughlin *et al.*,2010)和反硝化作用(Sutton-Grier *et al.*,2011)。同时,多样性也能够使各物种间产生互补效应,增强对资源利用的完全程度(Palmborg *et al.*,2005;Oelmann *et al.*,2007),进而降低出水和基质氮含量。然而,人工湿地的入水具有复杂的氮形态(Vymazal,2007;Chang *et al.*,2010),其中铵氮含量的变化范围为 0.4% ~ 99.6% (Chang *et al.*,2010),采用实际污水作为系统入水优点是具有真实性,缺点是不能精确定量人工湿地中氮的转化。为了研究多样性对氮去除的影响机理,采用 NH₄⁺作为模拟污水的唯一氮源,以精确研究人工湿地中植物多样性对氮去除的影响和对硝化作用的贡献,深入揭示人工湿地的氮去除机理。

1 材料与方法

1.1 样地设计和植物配置

2009 年 3 月下旬,在绍兴文理学院南山校区(浙江绍兴,29°59'N,120°34'E)建立了实验样地。实验采用 15 个长方形陶瓷水槽(长 53 cm×宽 37.5 cm×高 18.5 cm)建成模拟人工湿地。本实验在每个槽中填充 12 cm 厚的沙(沙子在样地建立前用自来

水进行了充分的冲洗,其铵氮、硝氮含量经测定均低于检测线,可视含量为 0)。从物种库中选择芦竹(*Arundo donax*)、芦苇(*Phragmites australis*)、白茅(*Imperata cylindrica*)和菩提子(*Coix lacryma-jobi*)4 种本地常见物种作为实验物种,取 4 物种活力和个体体积基本一致的繁殖体,按照每种物种分别设置单种和 4 个物种混种 2 个物种丰富度水平,来种植植物,每种配置设置 3 个重复。每个模拟人工湿地内种植 8 株植物,8 株植物在模拟人工湿地内保持等间距进行种植。混种时按照物种数平均分配各物种的株数,且各物种随机分布。每个模拟人工湿地在空间上随机放置。

1.2 实验管理和取样方法

在植物生长期间,每天对各个模拟人工湿地进行一次清水灌溉,由于蒸发、蒸腾量大,模拟人工湿地每天处于波动性淹水-好气状态,有利于硝化微生物活动。水从模拟人工湿地的表面各处均匀灌入,使其均匀下渗。以 Hoagland 营养液配方为基础配制高浓度 NH₄⁺营养液(7 倍于原配方)(表 1)来模拟具有高氮含量的污水。5 月中旬—6 月下旬,每周添加一次营养液,共添加了 7 次,每个模拟人工湿地的总施氮量为 5488 mg(相当于 27.44 g·m⁻²)。

在 6 月初(建植 30 d)、6 月中旬(建植 45 d)及 7 月初(建植 62 d),先后 3 次将槽内水排净,并从排出的水中每次采集 200 mL 水样。前 2 次由于模拟人工湿地建成时间较短,运行还不稳定以及植物还处在快速生长期等因素限制,因而将其视为人工湿地的预运行阶段,而且经统计分析发现前面两次水中 NH₄⁺、NO₃⁻与多样性无显著相关性,说明多样性未发挥作用;因此,虽然测定了这两次水样的 NH₄⁺和 NO₃⁻浓度,但不作为模拟人工湿地运行时的出水

表 1 模拟污水配方
Table 1 Prescription of simulated wastewater

大量元素药品	母液浓度 (mmol·L ⁻¹)	微量元素药品	浓度 (mg·L ⁻¹)
KNO ₃	0	H ₃ BO ₃	2.86
Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	0	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.08
CaCl ₂ ·2H ₂ O	5	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.22
(NH ₄) ₂ SO ₄	4	MnCl ₂ ·4H ₂ O	1.81
KH ₂ PO ₄	1	H ₂ MoO ₄ ·4H ₂ O	0.09
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2	Fe-EDTA	7.64
KCl	6		

基于 Hoagland 营养液修改(Hoagland & Arnon, 1950;Cao *et al.*, 2010)。

水质的评价。第3次取样时,植物已经处于稳定生长期,出水中 NH_4^+ 、 NO_3^- 与多样性达到相关,因此,在计算多样性与出水 NH_4^+ 、 NO_3^- 浓度关系时,将第3次采集的水样视为人工湿地运行时的出水,用该次水样中 NH_4^+ 、 NO_3^- 浓度评价模拟人工湿地的净化效果。而在用物质平衡法计算人工湿地的氮去除率时,将3次出水的氮量进行了累加。水样采集完毕后在基质结构未被破坏前先测定基质的容重,然后收获全部植物,并取沙样。收获植物时将每个槽中的植物连根拔起,按物种分类收集。用水冲掉植物根部的沙,然后将植物按根、茎、叶分割成3部分,于65℃烘箱中烘干至恒重,称量植物各部分的干重,每个模拟人工湿地中各物种干重加和作为群落生物量。收获植物之后,用铲子将每个槽内的沙基质混匀,采集沙样。沙样于-20℃冰箱中冷冻保存,待测。

植物根、茎、叶各部分样品分别经微型球磨仪(Pulverisette 23, Germany)研磨成粉状后,用同位素比质谱元素分析仪(Flash HT 2000, Thermo Finnigan, Bremen, Germany)测定各部分的氮含量。冷冻保存的沙样于4℃培养箱解冻后,称取150g样品,用2 mol·L⁻¹ KCl按1:1.5液土比浸提,浸提液经过滤后用流动分析仪(SKALAR San++, The Netherlands)测定其中的 NH_4^+ 、 NO_3^- 含量,同时取一部分剩余的沙样测定基质含水率,以换算基质干重含量。水样经0.45 μm孔径滤膜抽滤后,其 NH_4^+ 、 NO_3^- 浓度亦采用流动分析仪进行测定。

1.3 物质平衡法计算各参数

物质平衡法是根据质量守恒原理,通过计算输入和输出一个系统的物质的量的差别来确定这个系统在物质循环中的作用(Kaye *et al.*, 2006)。本实验以氮为研究对象,将添加的营养液中的氮视为输入,而随出水排出的氮视为输出,则二者之差视为被系统去除的无机氮(total inorganic nitrogen, TIN),氮的去除量除以氮的输入量即系统的氮去除率;而系统去除的氮在基质、植物、微生物等因子中进行分配,它们的含氮量与氮的去除量的比值即是其对系统氮去除的贡献率。植物组织的含氮量是通过实验中测定的生物量和组织氮浓度值直接计算得来,基质的含氮量是通过基质氮浓度(铵态氮、硝态氮)、容重、体积和含水率等实验测定值直接计算得来,而其他因子如反硝化、氨挥发和微生物氮固持等去除的氮量则是通过氮平衡计算公式推算得出:

$$I = O + PN + SN + ON \quad (1)$$

式中, I 为系统输入的氮含量(mg), O 为系统随出水输出的氮含量(mg), PN 为植物氮积累量(mg), SN 为基质氮积累量(mg), ON 为其他因子如反硝化、氨挥发和微生物氮固持等去除的氮量(mg)。每个模拟人工湿地的氮去除率及各因子对氮去除贡献率的计算公式为:

$$RR = (I - O) / I \times 100\% \quad (2)$$

$$CR = N / (I - O) \times 100\% \quad (3)$$

式中, RR 为氮去除率(%), CR 为各因子对氮去除的贡献率(%), N 为各因子(PN 、 SN 、 ON)氮含量(mg)。植物氮积累量的计算公式为:

$$PN = (PB_l \times PC_l) + (PB_s \times PC_s) + (PB_r \times PC_r) \quad (4)$$

式中, PB_l 为植物叶生物量(g·m⁻²), PC_l 为植物叶氮的质量浓度(mg·g⁻¹), PB_s 为植物茎生物量(g·m⁻²), PC_s 为植物茎的氮质量浓度(mg·g⁻¹), PB_r 为植物根生物量(g·m⁻²), PC_r 为植物根的氮质量浓度(mg·g⁻¹)。

1.4 互补效应和超产效应的计算

每个模拟人工湿地中土壤铵态氮库和硝态氮库的期望值可以用来检测是否混种的群落比它们对应的单种区块在两种形态氮的去除方面更有效:

$$D_T = \frac{O_T - E_T}{E_T} \quad (5)$$

式中, O_T 为土壤平均铵态氮/硝态氮库的观测值, E_T 为铵态氮/硝态氮库的期望值,这个期望值是混种区块中所有物种在单种时的铵态氮库/硝态氮库的平均值。若 $D_T < 0$ 意味着混种区块与相对应的单种区块相比铵态氮库/硝态氮库减少了,这表明资源利用存在互补(Roscher *et al.*, 2008)。同样, D_T 指数也可以运用于出水铵态氮库和硝态氮库中。

此外,本研究还用比例指数 D_{\max} 来检测混种区块是否存在超产效应(Hector *et al.*, 2002),

$$D_{\max} = \frac{O_T - \max(M_i)}{\max(M_i)} \quad (6)$$

式中, O_T 为区块生物量观测值, $\max(M_i)$ 为混种区块所含物种中对应的最高产的单种区块的生物量。 $D_{\max} > 0$ 意味着混种区块生物量比其包含的任何一个物种在单种区块的生物量都要高,此时,该混种区块存在超产效应(Hector *et al.*, 2002)。

1.5 统计分析

数据采用 SPSS 18.0 (SPSS Inc, Chicago, USA) 软件进行统计分析,将多样性与生物量、土壤溶液及

基质中 NH_4^+ 、 NO_3^- 、总无机氮和 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的关系进行单因素方差分析 (ANOVA)。用 LSD 法对均值进行多重比较,显著性水平为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 多样性与出水氮浓度的关系

由图 1 可知,出水 NH_4^+ 及 TIN 浓度在混种模拟人工湿地中 (1.35 和 $3.41\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 均显著低于单种 (4.11 和 $7.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ($P<0.05$), 说明了混种系统比单种系统具有更高的铵氮和总无机氮去除能力。换句话说,多样性配置能提高人工湿地的氮净化能力。出水 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 在混种系统 ($1.55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 显著高于单种系统 ($0.80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $P<0.05$) (图 1), 说明混种处理可能促进了硝化作用。

2.2 多样性与基质氮含量的关系

混种系统中基质的 NH_4^+ 、 NO_3^- 及 TIN 积累量 (1481 、 29 和 $1455\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$) 均显著低于单种系统 (2154 、 81 和 $2235\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}$) (图 2)。而 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 在单种区块与混种区块无明显差异 (图 2)。由于本研究只供给铵态氮,因而铵态氮的降低和硝态氮的

出现可能是硝化作用的结果,根据物质平衡原理,该结果说明多样性促进了硝化作用;此外结果还说明多样性能够减少基质对氮的持留。

2.3 多样性与生物量及植物氮积累量的关系

在本研究中,混种与单种系统在地上、地下及总生物量 3 个参数中的差异均不显著 (图 3)。进一步统计显示,地上、地下及总生物量的 D_{max} 指数均小于 0 (表 2)。这表明,混种处理下无超产效应的存在。

分析单种和混种 2 种植物多样性梯度下模拟人工湿地中植物的氮积累量可以发现,混种条件下植物积累的氮量显著高于单种 (图 3), 这表明多样性能够促进植物对氮的吸收、积累。此外,植物地上部分氮积累量显著高于地下部分氮积累量,并且地上氮积累量在单种和混种间的差异也更大 (图 3)。

2.4 模拟人工湿地的入水氮去除量及各因子对入水氮去除的贡献率

在 2 种物种多样性处理下,模拟人工湿地的氮输出量和去除量均有显著差异 (表 3)。表明模拟人工湿地对氮的去除在混种处理下的效果更好。

植物吸收在单种和混种处理下的贡献率分别为

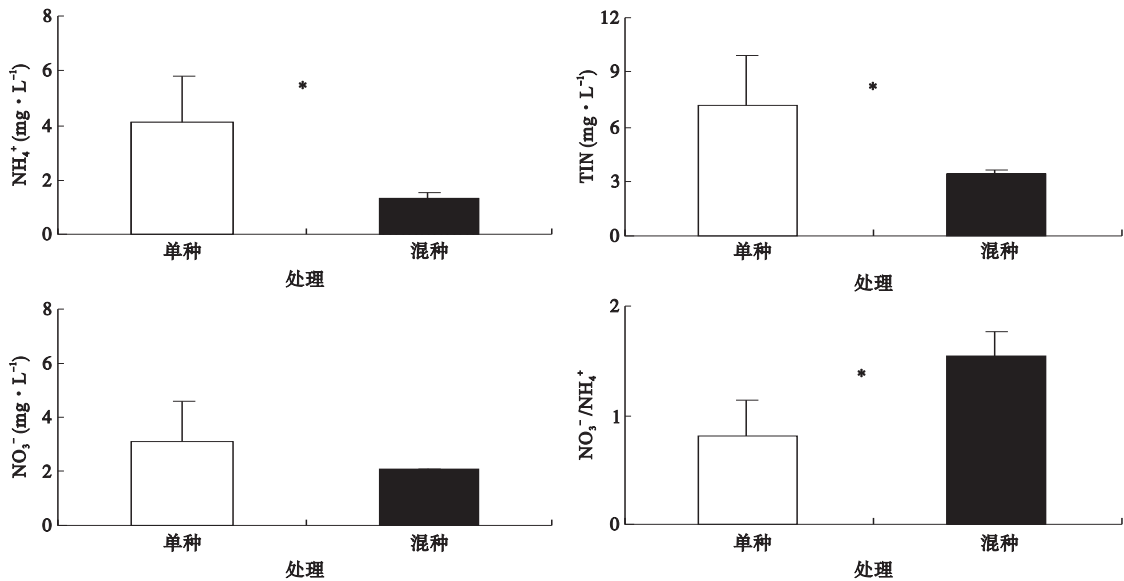


图 1 单种及混种处理下出水中 NH_4^+ 、 NO_3^- 、TIN 浓度及 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的比较
Fig. 1 Comparison of effluent NH_4^+ , NO_3^- , TIN concentration and $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ between the monoculture and mixed planting treatments
* 处理间差异显著, $P<0.05$ 。

表 2 多样性指数计算结果及植物多样性表现出的效应

Table 2 Calculation of diversity index and the effects of plant diversity

项目	出水 D_T		基质 D_T		D_{max}		
	NH_4^+	NO_3^-	NH_4^+	NO_3^-	地上	地下	总
值	<0	<0	<0	<0	<0	<0	<0
效应	资源利用互补	资源利用互补	资源利用互补	资源利用互补	无超产效应	无超产效应	无超产效应

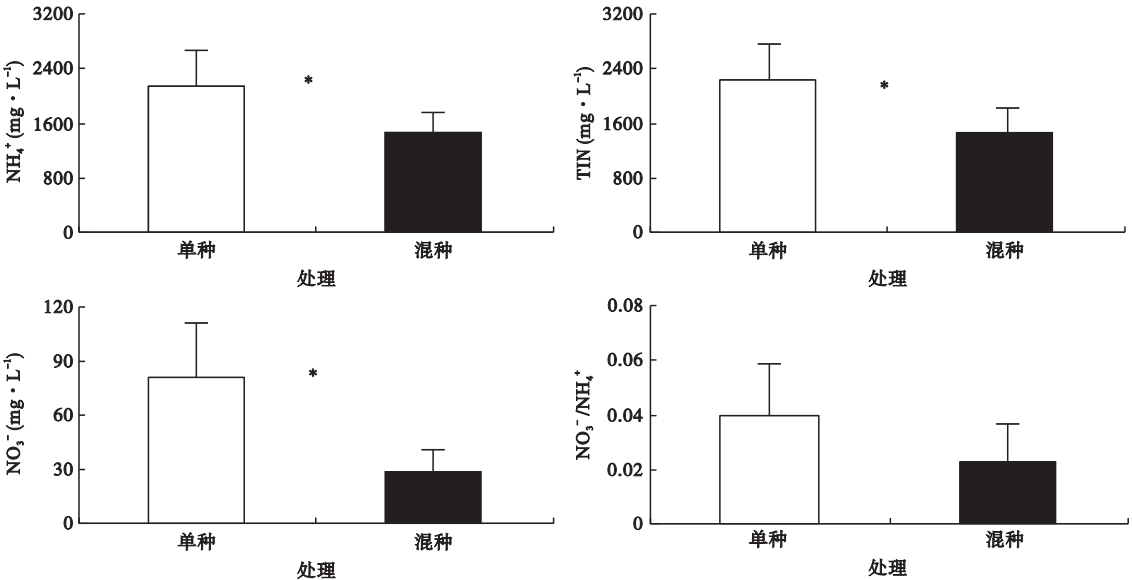


图2 单种及混种处理下基质中 NH_4^+ 、 NO_3^- 、TIN 积累量及 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的比较
Fig.2 Comparison of substrate NH_4^+ , NO_3^- , TIN accumulation and $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ between the monoculture and mixed planting treatments
* 处理间差异显著, $P<0.05$ 。

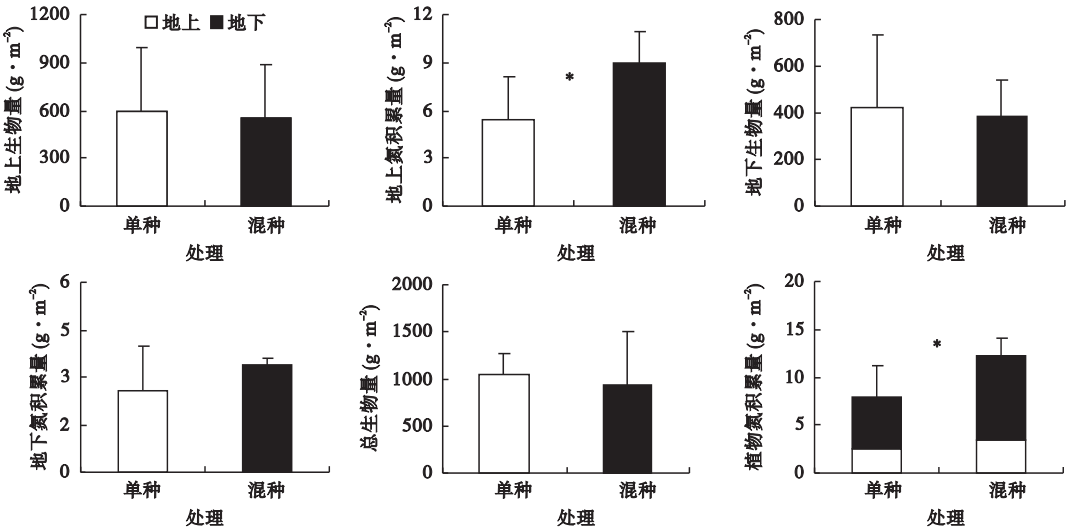


图3 单种及混种处理下植物各部分生物量及氮积累量的比较
Fig.3 Comparison of plant biomass and plant nitrogen accumulation between the monoculture and mixed planting treatments
* 处理间差异显著, $P<0.05$ 。

31% 和 46%, 表明多样性显著促进了植物对氮的吸收(表3)。由于人工湿地可以通过收割植物地上部分移除系统中的氮, 因此计算地上部分对氮去除的贡献率有实际意义。在本实验中, 单种和混种条件下地上部分的贡献率分别为 20% 和 33%(表3), 说明高多样性对以植物收割方式去除氮有促进作用。

基质存留对氮去除的贡献率在单种和混种下分别是 9% 和 5%, 单种显著高于混种(表3), 这可能

与前面提到的混种处理增强植物氮吸收有关。而包括反硝化、氨挥发和微生物氮固持等在内的其他过程在单种和混种处理下对氮去除的贡献率分别为 56% 和 44% ($P>0.05$, 表3)。

2.5 生物量与植物氮积累量及出水氮浓度的关系

虽然基质氮积累量与生物量无显著相关性, 但植物地上、地下及总氮积累量与其相对应的组织生物量呈显著正相关(图4), 出水中的 NH_4^+ 、 NO_3^- 及

表 3 单种及混种处理下模拟人工湿地中氮输入、输出与去除量及各因子的氮去除量和氮去除贡献率
Table 3 Nitrogen input, output and removal quantity as well as nitrogen removal quantity and contribution rate of each factor of simulated constructed wetlands between the monoculture and mixed planting treatments

项目	单种	混种
输入量 (mg)	5488	5488
输出量 (mg)	252. 2±87. 4 *	105. 4±0. 8
总去除量 (mg)	5235. 8±87. 4 *	5328. 6±0. 8
植物吸收		
地上吸收量 (mg)	1084. 9±512. 2 *	1788. 6±674. 8
地上贡献率 (%)	19. 9±9. 2 *	33. 2±7. 2
总吸收量 (mg)	1597. 1±649. 5 *	2463. 3±347. 0
总贡献率 (%)	30. 5±11. 7 *	45. 8±6. 5
基质存留		
存留量 (mg)	447. 0±106. 5 *	290. 9±73. 6
贡献率 (%)	8. 6±2. 1 *	5. 4±1. 4
其他 ⁺		
去除量 (mg)	3252. 4±950. 5	2464. 41±366. 3
贡献率 (%)	56. 2±11. 9	43. 9±6. 8

* 指标在单种和混种处理下具有显著差异 ($P<0.05$); +其他因子包括反硝化、氨挥发和微生物氮固持等。

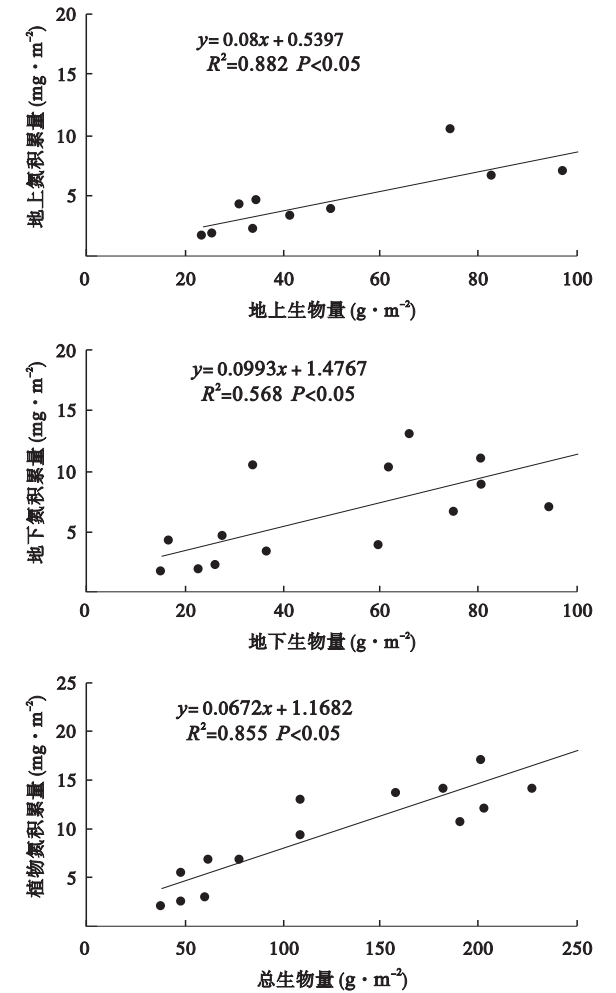


图 4 植物氮积累量与生物量的关系
Fig. 4 Relationships between plant biomass and plant nitrogen accumulation

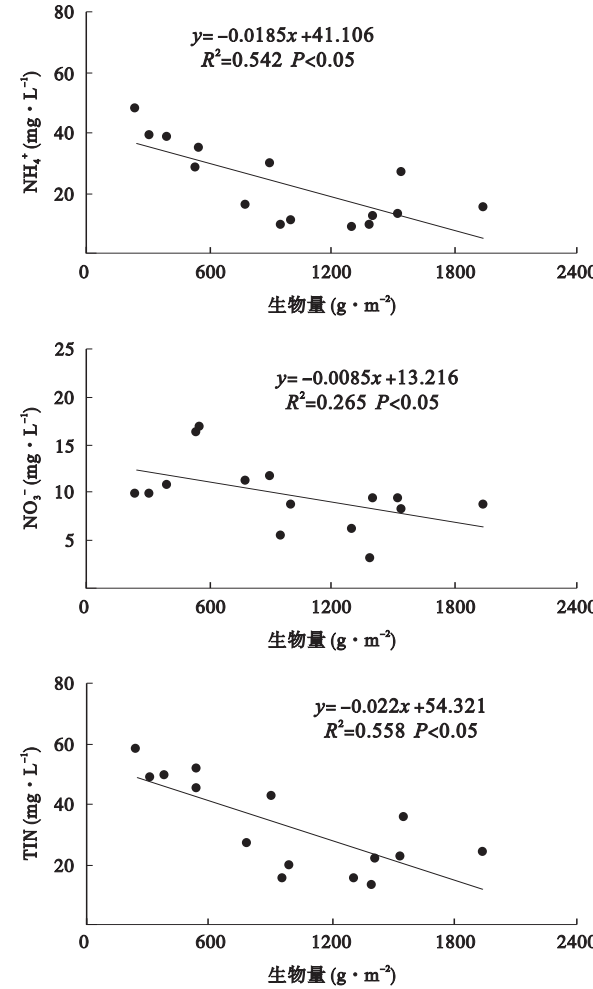


图 5 出水 NH_4^+ 、 NO_3^- 及 TIN 浓度与植物生物量的关系
Fig. 5 Relationships between plant biomass and NH_4^+ , NO_3^- , and TIN concentrations in the effluent

TIN 浓度与总生物量显著负相关 (图 5), 这体现出植物生物量在人工湿地系统氮去除中的重要作用。

3 讨论

植物是人工湿地不可或缺的组分,其对氮去除的作用一方面是通过植物体吸收,然后经由收割植物地上部分,移除人工湿地系统中的氮 (Meuleman *et al.*, 2003; 卢少勇等, 2006); 另一方面,植物通过释放根系分泌物,增强根际微生物的活动,进而促进硝化-反硝化等微生物过程来去除氮。植物氮的吸收作用是人工湿地氮去除的一个重要途径 (卢少勇等, 2006), 本研究中植物在单种及混种系统对氮去除的贡献率分别为 31% 和 46% (表 3)。有报道,植物对氮去除的贡献率差异较大,贡献率幅度在 5% ~ 78% (Stottmeister *et al.*, 2003; 蒋跃平等, 2004; 袁东海等, 2004; Ge *et al.*, 2007), 但大部分低

于20% (Stottmeister *et al.*, 2003; 尹炜等, 2006; Ge *et al.*, 2007)。本实验中, 植物吸收对氮去除的贡献率相对较高, 其主要原因是采用的植物总量, 而非一些实验中仅考虑植物地上部分对氮去除的贡献率 (Stottmeister *et al.*, 2003; Maltais-Landry *et al.*, 2009)。采取整株的原因是为了通过物质平衡法推测反硝化、氨挥发和微生物氮固持等过程对系统氮去除的贡献。当只考虑地上部分贡献率时, 单种和混种系统中分别为20%和33% (表3), 略高于文献平均水平。稍有偏高的原因则可能是本实验将植物的生长时期设定在5—7月。有研究指出, 植物的氮吸收量在5—8月植物的快速生长期时逐月升高, 之后会随着植物的衰老呈下降趋势 (尹炜等, 2006)。本研究的实验期恰好处在植物的快速生长期, 因此, 同那些生长期较长的实验相比, 本实验中植物对氮的吸收量较大。

混种系统中植物对氮吸收的增强可能解释为群落的多种植物对资源的互补利用 (Roscher *et al.*, 2008)。有研究也表明, 植物根区基质中 NH_4^+ 和 NO_3^- 随多样性增加而降低 (Palmborg *et al.*, 2005; Roscher *et al.*, 2008), 原因是资源的利用率提高 (Roscher *et al.*, 2008)。实验中混种群落出水和基质的 $D_T\text{NH}_4$ 和 $D_T\text{NO}_3$ 均小于0, 证明了本研究中基质中资源利用互补作用的存在。

植物对氮去除的另一个途径体现在对根区氮过程的影响上 (Chang *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2010)。相比单种, 混种群落可能导致植物根系分泌物的化学组成及根周转速率的差异, 而这些差异会引起根区环境的改变和微生物群落结构的改变 (Valé *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2010; Ge *et al.*, 2011), 相关研究也表明, 植物混合种植促进了根区硝化作用和反硝化作用等一系列反应的进行 (卢少勇等, 2006; Weragoda *et al.*, 2009)。本研究中, 混种系统出水的 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 显著高于单种 (图1), 在仅供 NH_4^+ 条件下 NO_3^- 的来源是硝化作用, 混种时 $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ 的显著提高意味着混种系统中的硝化作用增强了。另外, 我们也发现, 混种系统出水的氮含量显著低于单种系统 (图1), 说明混合种植有利于氮的去除。这可归因于两个方面: 一方面植物偏向于吸收 NO_3^- (Guo *et al.*, 2002; Chang *et al.*, 2010), 另一方面由于多种植物对 NO_3^- 的补偿性吸收 (Zhu *et al.*, 2010)。

本研究还证实了植物生物量与植物的组织氮积

累量呈显著正相关 (图4), 由于植物氮积累量受到生物量和植物体氮浓度两方面影响 (卢少勇等, 2006; 尹炜等, 2006), 而实验中植物氮积累量与植物氮浓度无显著相关, 因此研究中植物氮积累量主要受生物量影响; 同时实验结果还表明生物量与出水氮浓度呈负相关 (图5)。以上两点说明植物对氮去除的影响不但依赖于植物多样性配置, 也与植物生物量相关。本研究结果证实了已有研究, 即人工湿地中通过植物的收割可以加强对氮的去除 (Meuleman *et al.*, 2003; 卢少勇等, 2006; Liu *et al.*, 2012)。因此, 在人工湿地设计、建造过程中选择高产的植物物种也是十分必要的。

本实验中基质对氮的存留在单种和混种下分别占氮去除的9%和5% (表3), 说明多样性降低了基质氮的持留 (图2), 这种现象可能是由于混种系统增强了基质资源互补利用而引起的。除了植物吸收和基质存留, 对氮去除的另一重要因子是反硝化作用 (贺锋等, 2005; Vymazal, 2007; Xu *et al.*, 2009)。本研究中, 反硝化作用、氨挥发以及微生物氮固持等因子对氮去除的总贡献率在单种和混种下分别占56%和44% (表3)。然而, 对于这几种反应的机理以及各自在不同植物多样性配置下对于氮去除的贡献还未进行研究, 这些还需要后续实验进行验证。

4 结 论

混种系统在人工湿地氮去除上更加有效。混种处理下物种多样性能够引起资源利用互补、增强根区微生物活性等, 进而促进根区的硝化作用以及植物对氮的吸收作用, 加强人工湿地系统的氮去除作用。

生物量的增加能够提高植物组织的氮积累, 并且在氮去除上占据较大贡献, 在人工湿地植物配置中选择生物量高产的物种也非常重要。今后在设计、构建人工湿地时, 需要进行合理的物种和多样性配置, 以通过生态结构的优化提高净化效率。

参考文献

- 贺 锋, 吴振斌, 陶 菁, 等. 2005. 复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用. 环境科学, **26**(1): 47–50.
- 蒋跃平, 葛 滢, 岳春雷, 等. 2004. 人工湿地植物对观赏水中氮磷去除的贡献. 生态学报, **24**(8): 1720–1725.
- 卢少勇, 金相灿, 余 刚. 2006. 人工湿地的氮去除机理. 生态学报, **26**(8): 2670–2677.
- 尹 炜, 李培军, 袁巧俊, 等. 2006. 植物吸收在人工湿地

- 去除氮、磷中的贡献. 生态学杂志, **25**(2): 218–221.
- 袁东海, 任全进, 高士祥, 等. 2004. 几种湿地植物净化生活污水 COD、总氮效果比较. 应用生态学报, **15**(12): 2337–2340.
- Cao HQ, Ge Y, Liu D, *et al.* 2010. Nitrate/ammonium ratios affect ryegrass growth and nitrogen accumulation in hydroponic system. *Journal of Plant Nutrition*, **34**: 206–216.
- Chang J, Liu D, Cao H, *et al.* 2010. $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ ratios affect the growth and N removal ability of *Acorus calamus* and *Iris pseudacorus* in a hydroponic system. *Aquatic Botany*, **93**: 216–220.
- Engelhardt KAM, Ritchie ME. 2002. The effects of aquatic species richness on wetland ecosystem processes. *Ecology*, **83**: 2911–2924.
- Ge Y, Li SP, Niu XY, *et al.* 2007. Sustainable growth and nutrient uptake of plants in a subtropical constructed wetland in southeast China. *Fresenius Environmental Bulletin*, **16**: 1023–1029.
- Ge Y, Zhang CB, Jiang YP, *et al.* 2011. Soil microbial abundances and enzyme activities in different rhizospheres in an integrated vertical flow constructed wetland. *Clean: Soil, Air, Water*, **39**: 206–211.
- Gu B, Zhu Y, Chang J, *et al.* 2011. The role of technology and policy in mitigating regional nitrogen pollution. *Environmental Research Letters*, **6**: 1–9.
- Guo S, Brück H, Sattelmacher B. 2002. Effects of supplied nitrogen form on growth and water uptake of French bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants. *Plant and Soil*, **239**: 267–275.
- Hector A, Bazeley-White E, Loreau M, *et al.* 2002. Overyielding in grassland communities: Testing the sampling effect hypothesis with replicated biodiversity experiments. *Ecology Letters*, **5**: 502–511.
- Hoagland DR, Arnon DI. 1950. The water culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Circular*, **347**: 1–32.
- Kaye JP, Groffman PM, Grimm NB, *et al.* 2006. A distinct urban biogeochemistry. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**: 192–199.
- Laughlin DC, Hart SC, Kaye JP, *et al.* 2010. Evidence for indirect effects of plant diversity and composition on net nitrification. *Plant and Soil*, **330**: 435–445.
- Liu D, Chang J, Peng C, *et al.* 2009. Constructed wetlands in China: Recent developments and future challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**: 261–268.
- Liu D, Wu X, Chang J, *et al.* 2012. Constructed wetlands as biofuel production system. *Nature Climate Change*, doi: 10.1038/nclimate1370.
- Maltais-Landry G, Maranger R, Brisson J. 2009. Effect of artificial aeration and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, **35**: 221–229.
- Meuleman AFM, van Logtestijn R, Rijs GBJ, *et al.* 2003. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, **20**: 31–44.
- Oelmann Y, Wilcke W, Temperton VM, *et al.* 2007. Soil and plant nitrogen pools as related to plant diversity in an experimental grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, **71**: 720–729.
- Palmborg C, Scherer-Lorenzen M, Jumpponen A, *et al.* 2005. Inorganic soil nitrogen under grassland plant communities of different species composition and diversity. *Oikos*, **110**: 271–282.
- Roscher C, Thein S, Schmid B, *et al.* 2008. Complementary nitrogen use among potentially dominant species in a biodiversity experiment varies between years. *Journal of Ecology*, **96**: 477–488.
- Stottmeister U, Wießner A, Kusch P, *et al.* 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, **22**: 93–117.
- Sutton-Grier AE, Wright JP, McGill BM, *et al.* 2011. Environmental conditions influence the plant functional diversity effects on potential denitrification. *PLoS ONE*, **6**: e16584. doi: 10.1371/journal.pone.0016584.
- Tilman D, Hill J, Lehman C. 2006. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science*, **314**: 1598–1600.
- Valé M, Nguyen C, Dambrine E, *et al.* 2005. Microbial activity in the rhizosphere soil of six herbaceous species cultivated in a greenhouse is correlated with shoot biomass and root C concentrations. *Soil Biology & Biochemistry*, **37**: 2329–2333.
- Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **380**: 48–65.
- Weragoda SK, Tanaka N, Jinadasa KBSN, *et al.* 2009. Impact of influent inorganic nitrogen on nitrate removal efficiency of submerged plant microcosms. *Chemistry and Ecology*, **25**: 179–188.
- Xu ZX, Du XL, Wang S. 2009. Simultaneous nitrification and denitrification in non-planted pilot-scale modified vertical flow constructed wetland system. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **36**: 850–858.
- Zhang CB, Liu WL, Wang J, *et al.* 2011. Effects of monocot and dicot types and species richness in mesocosm constructed wetlands on removal of pollutants from wastewater. *Bioresource Technology*, **102**: 10260–10265.
- Zhang CB, Wang J, Liu WL, *et al.* 2010. Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland. *Ecological Engineering*, **36**: 62–68.
- Zhu SX, Ge HL, Ge Y, *et al.* 2010. Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, **36**: 1307–1313.

作者简介 张培丽,女,1985年生,硕士研究生,主要从事人工湿地中植物多样性机理研究。E-mail: baconmail@163.com

责任编辑 魏中青