

植物物种丰富度对水培微宇宙中硝态氮去除的影响^{*}

陈正新 吴建之 谷保静 孙红英 刘 于 王 海 常 杰 葛 滢^{**}

(浙江大学生命科学院, 杭州 310058)

摘 要 在沙基质的人工湿地中植物多样性能够提高污水去除效果, 但无基质水生系统中植物多样性对除氮效应的影响还未知。本研究在 45 个水培微宇宙(53 cm×37.5 cm×18.5 cm)中配置了 4 个物种丰富度梯度(1、2、3 和 4), 并定期供给硝氮为唯一氮形态的模拟污水, 氮载荷率为 $548.5 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。结果表明: 物种丰富度对出水中氮去除有显著效应, 4 个种系统出水总无机氮浓度($54.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)明显低于单种系统($129.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 物种丰富度显著提高群落生物量, 4 个种微宇宙系统群落总生物量为 $1621.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 高于单种群落的 $1032.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。水培微宇宙的氮平均移除速率为 $466.8 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 不低于已有报道的全尺度人工湿地的去除能力, 同时, 4 个种的系统比单种系统约高 13%, 因而可以通过物种多样性配置提高人工湿地效能。

关键词 植物多样性; 植物生物量; 出水氮

中图分类号 X524 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2013)6-1557-06

Effects of plant species richness on nitrate removal from wastewater: A hydroponic microcosm experiment. CHEN Zheng-xin, WU Jian-zhi, GU Bao-jing, SUN Hong-ying, LIU Yu, WANG Hai, CHANG Jie, GE Ying^{**} (*College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(6): 1557–1562.

Abstract: Previous studies have shown that the plant diversity in constructed wetlands with sand substrate can improve the removal efficiency of wastewater contaminants. However, the effects of plant diversity in the aquatic system without substrate on nitrogen removal are unknown. In this paper, 45 hydroponic microcosms (53 cm × 37.5 cm × 18.5 cm) with 1, 2, 3, and 4 plant species were installed, and periodically applied with nitrate as the sole nitrogen source at a loading rate of $548.5 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ to simulate wastewater. The results showed that species richness had significant effects on the effluent nitrogen removal. The total inorganic nitrogen concentration in the effluent of four species systems ($54.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) was obviously lower than that of monoculture systems ($129.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). The community biomass increased significantly with the increase of species number. The total biomass in four species systems ($1621.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) was higher than that in monoculture systems ($1032.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). The average nitrogen removal rate in the hydroponic microcosms was $466.8 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, not lower than that in the previously reported full-scale constructed wetlands. Meanwhile, the nitrogen removal rate in four species systems was 13% higher than that in monoculture systems, indicating that the improvement of nitrogen removal efficiency in constructed wetlands could be achieved by increasing plant diversity.

Key words: plant diversity; plant biomass; effluent nitrogen.

高强度的人类活动, 如燃烧化石燃料、施肥、直接排放污水等向陆地生态系统输入了大量的氮(Li *et al.*, 2007; Gu *et al.*, 2009; Aguiar *et al.*, 2011)。由于硝酸根离子在水中的高溶解度, 可能是世界上

分布最广泛的地下水污染物(Cardinale, 2011; Jin *et al.*, 2012)。污水中硝态氮所占比例为 0.9% ~ 99.6% (Liu *et al.*, 2009; Chang *et al.*, 2010), 实际污水处理中急需行之有效的去除硝态氮方法以消除水中过高浓度的硝态氮带来的危害。生态工程技术(如人工湿地和浮岛等)由于其净化效果好, 并且环境友好、成本低(Liu *et al.*, 2009, 2012; Zhao *et al.*,

^{*} 国家自然科学基金项目(31170305 和 31270377)资助。

^{**} 通讯作者 E-mail: geying@zju.edu.cn

收稿日期: 2012-11-11 接受日期: 2013-03-12

2012),已经得到越来越多的关注和运用。

植物是人工湿地和浮岛等污水净化系统中的最重要组分。植物对系统氮去除的机制主要包括两方面:一是直接吸收,并通过植物的收割去除(Tanner, 2001;Ge *et al.*, 2007);另一种是植物通过释放根系分泌物,提供氧气和表面附着位点来间接促进硝化和反硝化微生物类群的活性(Maltais-Landry *et al.*, 2009;Zhang *et al.*, 2011)。不同的植物具有不同的氮吸收能力和促进微生物活性的特性(Zhang *et al.*, 2011),因而植物多样性可能会影响水生系统中污染物的去除。

为探究植物多样性对含高比例硝态氮污水的净化效应,同时也为了简化实验因素,在仅供 NO₃⁻的条件下,本研究在 45 个水培微宇宙中建立了 4 个物种丰富度处理,采用物种全组合设计,来研究:(1)植物物种丰富度对 NO₃⁻去除能力的效应;(2)群落物种组成对 NO₃⁻去除能力的效应;(3)植物物种多样性对 N 去除效应的机理,以期为污水中硝态氮的净化提供指导。

1 材料与方法

1.1 实验设计与植物配置

在浙江省杭州市浙江大学生物实验中心(120°05'E,30°18'N)设计了一套可控的室外水培微宇宙实验系统。实验包括 45 个(长、宽、高分别为 53 cm×37.5 cm×18.5 cm)陶瓷水槽。每个水培微宇宙用由 12 个定植篮组合成的定植框(长、宽、高分别为 43 cm×32 cm×7 cm)种植植物,将植物根系直接插入定植篮(直径 9 cm),固定后将其置于陶瓷水槽中。

2010 年 6 月初,种植 4 种人工湿地常用植物(Dallsas *et al.*, 2005; Chang *et al.*, 2010): 芦苇(*Phragmites australis*)、香蒲(*Typha latifolia*)、菩提子(*Coix lacryma-jobi*)和菖蒲(*Acorus calamus*)。除菩提子是中生植物但常生长在水边的本地种外,其他 3 种均为湿生植物且为广布种,经常有单优种群出现。芦苇和香蒲有通气组织,菩提子和菖蒲没有通气组织。通过选择形态和功能有差异的植物种类,有效地控制物种丰富度和功能群丰富度,尽量减小物种丰富度和功能群丰富度效应的混淆。实验中,种植植物繁殖体而不是种子,以提高存活率。

按照完全随机试验设计了 15 个处理,每个处理设置 3 个重复(Engelhardt & Ritchie, 2002)。每个系

统中种植 12 株,每个物种株数相同,并且保证每株植物的繁殖体大小一致。在混种群落中,某物种的单株周围都没有相同物种的植物存在。

本实验以修正的 Hoagland 营养液为基础配制模拟污水(Hoagland & Arnon, 1950; Cao *et al.*, 2011),以保证实验入水氮和各参数量值准确而稳定,避免如野外人工湿地或浮岛所接纳的污水成分的波动。氮浓度为 112 mg · L⁻¹,详见配比表 1。水生系统采用间歇进水方式运行(Faulwetter *et al.*, 2009),每 10 d 添加一次模拟污水,10 d 之间每天以无营养(尤其是无氮)的水补充蒸腾导致的水分减少以保证各实验系统处于相同的水位(15 cm)。

1.2 取样和相关参数测定

在 9 月 23 日,水生系统排水前,均先人工供水使各系统水位一致,以保证排水体积的一致性,在收集全部排出液后,搅拌均匀并从中取水样,水样暂存于-18 ℃冰箱。水样经微孔滤膜(直径 0.45 μm)过滤后,采用连续流动分析仪(SAN plus, Skalar, the Netherlands)测定水中铵态氮和硝态氮浓度,二者加和为总无机氮浓度(Zhu *et al.*, 2010)。

在排水及取水样之后,收获植物并在每个水槽分别取地上生物量(茎和叶)和地下生物量(根),105 ℃杀青 0.5 h,然后 65 ℃烘干 48 h 至恒重,称量样品的干物质重量。两部分加和为总生物量(Chang *et al.*, 2010)。

1.3 数据分析

方差分析与回归分析均在 SAS 软件(Windows Version 9.13, SAS Institute, USA)中完成。所有数据以平均值±标准误(SE)表示。为了比较一个物种有无(即物种效应)对群落植物地上、地下和总生物量、出水硝铵和总无机氮浓度的影响,采用了单因素

表 1 模拟污水组分
Table 1 Compositions of simulated wastewater

大量元素	浓度 (mmol · L ⁻¹)	微量元素	浓度 (mg · L ⁻¹)
KNO ₃	4.8	H ₃ BO ₃	2.86
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	1.6	CuSO ₄ · 5H ₂ O	0.08
CaCl ₂ · 2H ₂ O	3.4	ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.22
(NH ₄) ₂ SO ₄	0	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	1.2		

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

方差分析。线性回归模型被用来判断植物多样性与不同变量(植物地上、地下和总生物量、出水硝铵氮浓度)之间的相关关系。多样性效应的有无也可能是因为4个物种的有无导致的。因此,在物种丰富度与响应变量(植物地上、地下和总生物量,出水硝铵和总无机氮浓度)的关系中,使用复合线性回归检验单个物种有无的影响(Engelhardt & Ritchie, 2002)。

2 结果与分析

2.1 系统出水氮浓度

微宇宙系统出水中硝态氮、可溶性无机氮都随物种丰富度的增加而显著降低($P=0.01$; $P=0.02$; 图1a, c)。尽管本实验仅供给硝态氮,但植物根会

分泌一些蛋白质和氨基酸等含氮物质,这些物质在水中被微生物分解和矿化会产生铵,此外,部分硝态氮可以异化还原为铵,所以出水中也会有一定浓度铵态氮存在,铵态氮浓度对物种丰富度无显著响应($P=0.25$; 图1b)。出水中铵/硝比随物种丰富度的增加而显著增加($P=0.01$; 图2)。

群落中菩提子有无对出水中硝氮、可溶性无机氮没有显著影响,但有菩提子的群落比没有的群落出水铵态氮浓度增加了26% ($P<0.05$, 表2)。当利用多元回归分析这种效应对出水铵浓度的影响时,系统中是否有菩提子对出水铵态氮浓度表现出近显著的效应($P=0.06$, 表3)。芦苇、香蒲、菖蒲物种有无对出水氮浓度均无显著影响。

2.2 群落生物量

实验系统地上、地下和总生物量均随物种丰富度的增加而增加,均达到显著水平($P<0.05$, 图3)。

有菩提子的群落的地上生物量、地下生物量和总生物量均显著高于没有该种的群落($P<0.01$, 表2)。当利用多元回归分析这种效应对地上生物量的影响时,结果表明,菩提子物种有无的效应达到显著($P<0.001$, 表4),丰富度效应未达到显著差异(表4)。地下生物量则是丰富度效应达到显著($P=0.024$),菩提子物种有无的效应未达到显著。综合地上、地下的差异,总生物量的多元回归方程总模型达到显著,其中物种有无的效应达到显著($P=0.001$)。有芦苇的群落比没有的群落地上生物量低31% ($P<0.05$, 表2),当利用多元回归分析芦苇对丰富度与地上、地下和总生物量关系的影响时,总模型显著($P<0.001$, 表4),且丰富度的斜率显著大于0($P<0.001$, 表4),即丰富度对群落生物量有正

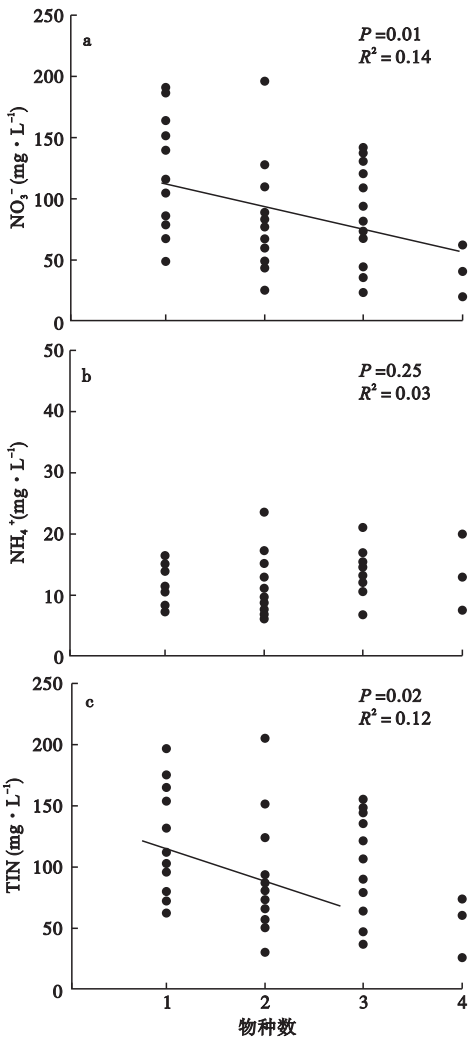


图1 植物物种丰富度与出水硝态氮、铵态氮、总无机氮的关系
Fig.1 Relationships between species richness and NO_3^- , NH_4^+ , TIN of the effluent

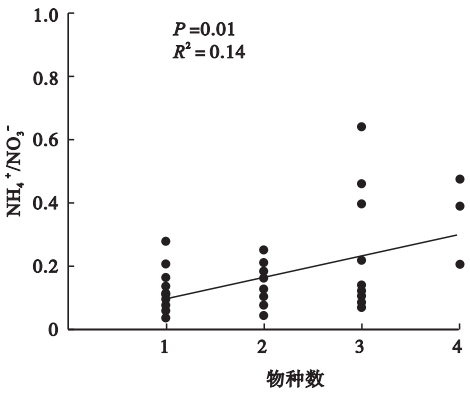


图2 植物物种丰富度与出水 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的关系
Fig.2 Relationships between species richness and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ of the effluent

表 2 各处理出水硝态氮、铵态氮和总无机氮 (mg · L⁻¹) 及植物的地上、地下和总生物量 (g · m⁻²)

Table 2 Effluent nitrate, ammonium and dissolved inorganic nitrogen, and aboveground, belowground and total biomass in the presence and absence of the four species

参数	芦苇		香蒲		菩提子		菖蒲		
	有	无	有	无	有	无	有	无	
出水	硝态氮	89.9±9.7	90.5±8.9	80.9±7.2	100.8±11.1	81.0±9.3	100.6±8.8	82.2±8.2	99.2±10.3
	铵态氮	11.3±0.8	12.4±0.9	12.2±0.9	11.4±0.8	13.1±0.8 *	10.4±0.8	11.9±0.8	11.7±0.9
	总无机氮	101.2±9.7	102.9±9.1	93.1±7.4	112.2±11.1	94.1±9.4	111.0±9.1	94.2±8.1	110.9±10.5
植物	地上生物量	480.2±51.3 *	629.3±32.1	565.3±36.1	532.0±57.8	708.0±20.1 * *	369.0±38.6	579.3±40.8	516.1±52.8
	地下生物量	858.5±103.3	884.9±61.4	911.0±59.6	824.9±113.8	1035.0±84.8 * *	683.2±71.0	993.4±83.5 *	730.7±82.5
	总生物量	1338.7±144.0	1514.3±83.1	1476.4±82.9	1356.9±159.9	1743.1±96.9 * *	1052.2±99.6	1572.6±113.4	1246.9±123.6
平均值±标准误。*, <i>P</i> <0.05; * *, <i>P</i> <0.01。									

表 3 物种丰富度对出水硝、铵和总无机氮的效应及物种丰富度和各个物种对出水硝、铵和总无机氮的效应

Table 3 Effect of species richness alone, and species richness when accounting for the effects of individual species on effluent nitrate, ammonium and TIN

氮形态	因子	总模型		某物种有无			系统物种丰富度	
		截距	<i>P</i> 值	<i>R</i> ²	斜率	<i>P</i> 值	斜率	<i>P</i> 值
硝态氮	丰富度	128.92	0.012	0.14	NA	NA	-18.16	0.012
	芦苇	128.92	0.002	0.17	17.01	0.220	-22.41	0.006
	香蒲	128.92	0.040	0.14	-6.97	0.618	-16.42	0.042
	菩提子	128.92	0.040	0.14	-6.64	0.635	-16.50	0.041
	菖蒲	128.92	0.044	0.14	-3.40	0.808	-17.31	0.033
铵态氮	丰富度	10.07	0.247	0.03	NA	NA	0.82	0.247
	芦苇	10.07	0.136	0.09	-2.24	0.105	1.38	0.078
	香蒲	10.07	0.149	0.09	0.18	0.896	-3.22	0.108
	菩提子	10.07	0.086	0.11	2.59	0.060	0.17	0.821
	菖蒲	10.07	0.480	0.03	-0.53	0.705	0.95	0.233
总无机氮	丰富度	138.98	0.018	0.12	NA	NA	-17.34	0.018
	芦苇	138.98	0.037	0.15	14.76	0.296	-21.03	0.011
	香蒲	138.98	0.057	0.13	-6.78	0.633	-15.65	0.056
	菩提子	138.98	0.061	0.12	-4.05	0.776	-16.33	0.047
	菖蒲	138.98	0.062	0.12	3.93	0.782	-16.36	0.047

NA 表示统计分析不适用于该因子。物种丰富度对出水硝、铵和总无机氮的效应为一般线性回归,物种丰富度和各个物种对出水硝、铵和总无机氮的效应为多元线性回归。

表 4 物种丰富度对地上、地下和总生物量的效应,及物种丰富度和各个物种对地上、地下和总生物量的效应

Table 4 Effect of species richness alone, and species richness when accounting for the effects of individual species on aboveground, belowground and total biomass

生物量	因子	总模型			某物种有无		系统物种丰富度	
		截距	<i>P</i> 值	<i>R</i> ²	斜率	<i>P</i> 值	斜率	<i>P</i> 值
地上	丰富度	400.95	0.052	0.09	NA	NA	74.99	0.052
	芦苇	400.95	<0.001	0.41	-288.54	<0.001	147.12	<0.001
	香蒲	400.95	0.110	0.10	-61.52	0.413	90.36	0.037
	菩提子	400.95	<0.001	0.48	318.92	<0.001	-4.74	0.883
	菖蒲	400.95	0.142	0.10	31.13	0.68	67.20	0.119
地下	丰富度	413.19	0.001	0.22	NA	NA	214.52	0.001
	芦苇	413.19	0.001	0.29	-242.72	0.047	275.20	<0.001
	香蒲	413.19	0.004	0.23	-102.52	0.411	240.15	0.001
	菩提子	413.19	0.001	0.28	228.07	0.063	157.50	0.024
	菖蒲	413.19	0.004	0.23	117.17	0.347	185.22	0.011
总计	丰富度	814.14	0.002	0.2	NA	NA	289.50	0.002
	芦苇	814.14	<0.001	0.37	-531.26	0.002	422.31	<0.001
	香蒲	814.14	0.006	0.22	-164.04	0.355	330.51	0.002
	菩提子	814.14	<0.001	0.38	546.99	0.001	152.75	0.090
	菖蒲	814.14	0.007	0.21	148.31	0.404	252.42	0.015

NA 表示统计分析不适用于该因子。物种丰富度对出水硝、铵和总无机氮的效应为一般线性回归,物种丰富度和各个物种对出水硝、铵和总无机氮的效应为多元线性回归。

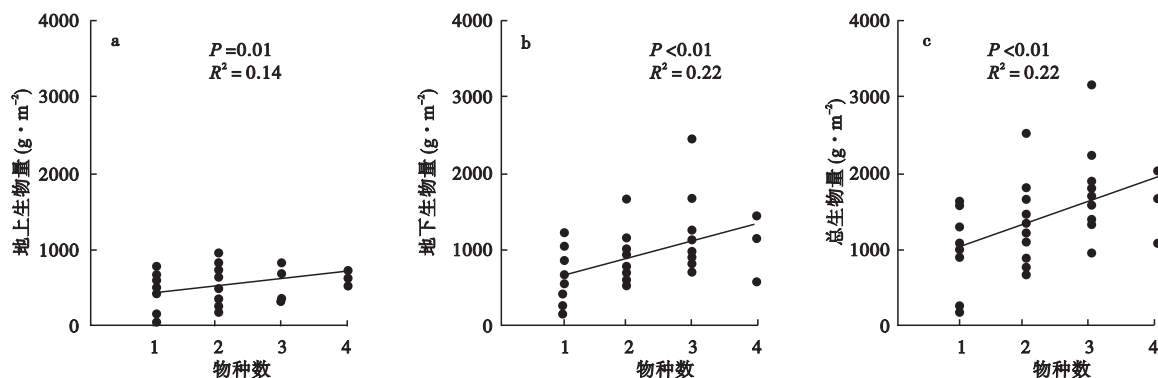


图3 植物物种丰富度与地上、地下和总生物量的关系

Fig.3 Relationships between species richness and aboveground, belowground and total biomass

效应,芦苇存在对群落生物量有负效应。菖蒲存在时群落地下生物量比没有菖蒲时高 ($P < 0.05$, 表2),但香蒲存在与否对群落生物量的影响不显著。多元回归分析表明,物种丰富度效应显著,但物种有无的效应未达显著水平(表4)。

3 讨论

本研究中,物种丰富度显著提高了水培系统的氮去除效率(图1)。这与以往的植物多样性-生态系统功能研究报道的群落生产力随植物多样性的增加而增加(Hooper *et al.*, 2005; Cardinale, 2011)一致(图3)。多元回归分析的结果也表明,物种丰富度明显增加地下和总生物量(表4)。研究发现,在高氮条件下,植物物种丰富度并不改变植物的氮利用效率,随着生物量增加需要消耗更多的氮源,会有更多的氮积累在植物体内(Palmborg *et al.*, 2005)。所以,生物量的增加对氮去除具有一定的效果。本文中,植物吸收对氮去除的贡献率约为48%。这与徐希真等(2012)的沙培微宇宙(除添加沙基质外,其他实验条件与本实验系统相同)实验结果(47%)相近,处于通常报道的幅度(5%~47%, Tanner, 2001; Gottschall *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2012)的上限,原因可能是实验过程中植物处在快速生长期,植物对氮的吸收量较大(Maltais-Landry *et al.*, 2009; 张培丽等, 2012)。但是,与浮岛和人工湿地等净化系统一样,植物必须定期移出水培系统,否则,植物组织积累的氮会随着植物分解过程又返回水体中,大大降低净化效果(Zhao *et al.*, 2012)。因此,植物水培净化系统中,合理的多样性配置可以增加群落生物量,积累更多的生物量氮,进而通过收割或整株替换植物以提高系统的净化果。

植物除了直接吸收作用外,也可能通过根区释放氧气、分泌物,提供附着位点等方式间接促进根区微生物活性(Maltais-Landry *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2011)。Sirianuntapiboon 和 Jitvimolnimit (2007)和Zhang等(2011)研究表明,较高植物物种丰富度可以促进根区硝化和反硝化微生物类群数量和活性,从而有利于人工湿地氮去除。Bachand 和 Horne (2000)研究也表明,在人工湿地中混种系统比单种系统具有更高的反硝化效率,且反硝化作用贡献系统大部分的氮去除。因此,在高植物多样性的系统中,植物可能为微生物,特别是反硝化微生物类群,提供更有利的条件,以提高系统中硝态氮的去除。本微宇宙实验也验证了全尺度人工湿地中多样性促进氮去除率的推论(Zhu *et al.*, 2010)。此外,在单一硝态氮的供给下,对一些物种可能有一定胁迫(Ali *et al.*, 2001; Guo *et al.*, 2002),但本研究发现,植物物种丰富度可以提高系统资源的铵硝比(图2),说明高植物多样性可以使系统的条件趋向于中性化,更有利于植物生长,进而改善整个水培系统的净化功能。

在同样的物种丰富度下,物种组成差异对于生态系统污染物的去除也有重要影响(Engelhardt & Ritchie, 2002)。但本研究中,除了有菩提子的系统比没有它的系统的出水铵态氮浓度高外,其他物种的有无对出水氮浓度均未表现出差异(表2)。在硝态氮作为唯一氮源的水培系统中,铵态氮主要来源于植物分泌物矿化、根周转和硝酸盐异化还原等过程(Ngugi *et al.*, 2011; Rütting *et al.*, 2011),有菩提子的系统出水铵浓度比较高可能是由于在水培系统中生长时,根周转和矿化作用的速率比较快,产生更多的铵。多元回归分析也表明,在水培系统中,物种

丰富度的作用更大,某一个物种有无的效应相对较小(表3)。

4 结 论

本研究中,植物物种丰富度明显提高群落生物量,较高的生物量一方面增加了植物氮积累,另一方面通过根系分泌物改善根区微环境,二者综合作用提高水培系统氮去除。水培系统的氮平均移除速率为 $466.8 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 4 个种组合的水培系统氮移除速率最高为 $505.4 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 其比单种高 13%, 说明在利用水培系统进行污水进化时,可以尽量配置较高植物多样性,以达到更加理想的净化效果。

参考文献

- 徐希真, 黄承才, 徐青山, 等. 2012. 模拟人工湿地植物多样性配置对硝态氮去除的影响. *生态学杂志*, **31**(5): 1150–1156.
- 张培丽, 陈正新, 裘 知, 等. 2012. 模拟人工湿地中植物多样性对铵态氮去除的影响. *生态学杂志*, **31**(5): 1157–1164.
- Aguiar VMC, Neto JAB, Rangel CM. 2011. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil: A case study. *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 1915–1919.
- Ali A, Tucker TC, Thompson TL, et al. 2001. Effects of salinity and mixed ammonium and nitrate nutrition on the growth and nitrogen utilization of barley. *Journal Agronomy & Crop Science*, **186**: 223–228.
- Bachand PAM, Horne AJ. 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands. II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, **14**: 17–32.
- Cao HQ, Ge Y, Liu D, et al. 2011. Nitrate/ammonium ratios affect ryegrass growth and nitrogen accumulation in a hydroponic system. *Journal of Plant Nutrition*, **34**: 206–216.
- Cardinale BJ. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, **472**: 86–89.
- Chang J, Liu D, Cao HQ, 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 plant species richness on wetland ecosystem processes. *Ecology*, **83**: 2911–2924.
- Faulwetter JL, Gagon V, Sundberg C, et al. 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, **35**: 987–1004.
- 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.
- Gottschall N, Boutin C, Crolla A, et al. 2007. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, **29**: 154–163.
- Gu BJ, Chang J, Ge Y, et al. 2009. Anthropogenic modification of the nitrogen cycling within the Greater Hangzhou Area system, China. *Ecological Applications*, **19**: 974–988.
- 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.
- Hoagland DR, Arnon DI. 1950. The water culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Circular*, **347**: 1–32.
- Hooper DU, Chapin III FS, Ewel JJ, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, **75**: 3–35.
- Jin ZF, Pan ZY, Jin MT, et al. 2012. Determination of nitrate contamination sources using isotopic and chemical indicators in an agricultural region in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **155**: 78–86.
- Li XD, Masuda H, Koba K, et al. 2007. Nitrogen isotope study on nitrate-contaminated groundwater in the Sichuan Basin, China. *Water, Air, and Soil Pollution*, **178**: 145–156.
- Liu D, Ge Y, Chang J, 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 systems. *Nature Climate Change*, **2**: 190–194.
- 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.
- Ngugi DK, Ji R, Brune A. 2011. Nitrogen mineralization, denitrification, and nitrate ammonification by soil-feeding termites: A ^{15}N -based approach. *Biogeochemistry*, **130**: 355–369.
- 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.
- Rütting T, Boeckx P, Müller C, et al. 2011. Assessment of the importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium for the terrestrial nitrogen cycle. *Biogeosciences*, **8**: 1779–1791.
- Sirianontapiboon S, Jitvimolnimit S. 2007. Effect of plantation pattern on the efficiency of subsurface flow constructed wetland (SFCW) for sewage treatment. *African Journal of Agricultural Research*, **2**: 447–454.
- Tanner CC. 2001. Growth and nutrient dynamics of soft-stem bulrush in constructed wetlands treating nutrient-rich wastewaters. *Wetlands Ecology & Management*, **9**: 49–73.
- Zhang CB, Ke SS, Wang J, et al. 2011. Responses of microbial activity and community metabolic profiles to plant functional group diversity in a full-scale constructed wetland. *Geoderma*, **160**: 503–508.
- Zhao FL, Xi S, Yang XE, et al. 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island system. *Ecological Engineering*, **40**: 53–60.
- 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 陈正新,男,1988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: czxlong88@126.com

责任编辑 魏中青