

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0091

邬淑婷,周之栋,华建峰,等.浮水植物-底泥-微生物系统对富营养化水体氮的净化作用[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1341-1351.

WU Shu-ting, ZHOU Zhi-dong, HUA Jian-feng, et al. Study on the N Purification of Eutrophic Water by Floating Plant-sediment-microbial System [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(10): 1341-1351.

## 浮水植物-底泥-微生物系统对富营养化水体氮的净化作用

邬淑婷, 周之栋, 华建峰<sup>①</sup>, 殷云龙, 薛建辉 [江苏省中国科学院植物研究所(南京中山植物园), 江苏 南京 210014]

**摘要:** 浮水植物有较大的水深适应范围,繁殖能力强,对营养物质具有较强的吸收能力,而且便于种植、收割和日常管理,被广泛应用于控制水体富营养化。除了植物的吸收及根区效应外,底泥的吸附与截留、微生物降解等途径也可以去除水中的污染物。但是,在同一近自然实验体系内,植物、底泥和微生物等在水体营养物质去除过程中发挥的作用尚不明确。笔者通过模拟湿地生态系统,研究水体、植株、底泥 N 含量以及根际微生物群落结构等的变化,阐明浮水植物-底泥-微生物系统中各途径在富营养化水体 N 的净化过程中发挥的作用。结果表明,处理 40 d 后,中、高 N 浓度系统中对照组和植物组水体  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 和 TN 的去除率均高于 87%,且大多数情况下 2 组处理之间没有显著差异。睡莲(*Nymphaea tetragona*)更适应在高 N 环境中生长,不仅生物量显著高于其他植物,且其对 N 的积累量也最高。低 N 和中 N 系统,对照组底泥的无机氮(IN)含量显著高于植物组,而在高 N 系统,IN 含量在 2 组之间没有显著差异,且均表现出累积效应。此外,与对照组相比,植物组底泥的根际细菌  $\alpha$  多样性指数和群落结构无显著变化。与未灭菌处理相比,底泥灭菌后水体 TN、 $\text{NH}_4^+$ -N 及底泥 IN 含量显著升高。该研究证明了在富营养化水体 N 净化过程中,除了植物吸收外,微生物作用和底泥的吸附与截留同样发挥着重要作用,这为湿地系统中富营养化水体 N 的高效去除提供了科学依据。

**关键词:** 植物吸收; 富营养化水体; N 沉降; 灭菌; 微生物功能

**中图分类号:** X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2021)10-1341-11

**Study on the N Purification of Eutrophic Water by Floating Plant-sediment-microbial System.** WU Shu-ting, ZHOU Zhi-dong, HUA Jian-feng<sup>①</sup>, YIN Yun-long, XUE Jian-hui (Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210014, China)

**Abstract:** Floating plants are characterized by suspending themselves on the water surface. They have great adaptability to water depth and distinctive capacity for reproductive and nutrients absorption. Besides, they are easy for planting, harvesting and daily management. As we know, water eutrophication is an increasing problem in China. Because of the excellent features, floating plants are widely used in the construction of wetlands to control water eutrophication. In addition to the direct absorption and indirect rhizosphere effects of aquatic plants, the adsorption and interception of sediments, and microbial degradation could significantly remove water pollutants. Yet, the roles of aquatic plants, sediments and microorganisms in nutrient removal within the same natural experimental system are still unclear. By simulating wet land ecosystem, this research studied the changes of nitrogen (N) content in water, plants and sediments as well as the rhizosphere microbial community structure, aiming to clarify the purification approach of N in eutrophic water by plant-sediment-microbial system. The results show that after 40 d treatments, the removal rates of  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N and TN in both control and plant treatments were higher than 87% in medium and high N systems. In most cases, no significant difference was found between the two groups. *Nymphaea tetragona* was more suitable to grow in high N system that was demonstrated by the greatest biomass and N accumulation among 4 tested plants. In low and medium N systems, sediments inorganic nitrogen (IN) content in control was significantly higher than that in the plant treatments. However, in the high N system, there was no significant difference between control and plant treatments where the IN concentration showed an increasing trend. In addition, there were no significant differences in the rhizosphere bacteria  $\alpha$  diversity index and community structure be-

收稿日期: 2021-02-10

基金项目: 江苏省农业科技自主创新资金项目[CX(18)2026]

① 通信作者 E-mail: jfhua@cnbg.net

tween the plant and control groups. Compared with unsterilized treatments, sediments sterilization significantly increased the contents of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN in water as well as IN in sediments. It can be concluded that, besides the plant absorption, the N could be significantly removed by microbial function and sedimentation in this experimental system, which provides a scientific basis for efficient purification of eutrophic water in wetland ecosystem.

**Key words:** plant absorption; eutrophic water; N deposition; sterilization; microbial function

湖泊水体富营养化已成为水环境污染的一个重要问题,其主要原因是城市生活污水,造纸、炼钢等工业废水以及农药和化肥等地表污染物,包含了大量有机物和无机营养物质<sup>[1]</sup>。这些物质进入水体后,为藻类及浮游生物提供了充足的生长条件,使其迅速繁殖,造成水体溶解氧不断下降,导致水质不断恶化<sup>[2-3]</sup>。根据《第二次全国污染源普查公报》,2017 年度农业废水、生活废水和工业废水中总氮(TN)含量占比分别为 46.61%、48.26%和 5.13%,总磷(TP)含量分别为 67.24%、30.26%和 2.51%<sup>[4]</sup>。构建人工湿地以进行富营养化水体的生态修复已成为热点研究。水生植物作为湿地生态系统的重要组成部分,是调节水质、减缓水体富营养化的重要载体<sup>[5-7]</sup>。水生植物不仅能够通过吸收环境中 N、P 等营养物质,转化为自身可利用的物质;也可以通过向外界排放化感物质,控制藻类的繁殖代谢<sup>[8]</sup>;还能够为微生物提供适宜的生活环境。微生物的存在对水生态环境的修复至关重要<sup>[9-10]</sup>,其主要通过硝化-反硝化作用对人工湿地产生脱氮效应<sup>[11-14]</sup>。同样,底泥能够通过截留与沉降作用,去除富营养水体中的 N、P 等<sup>[15]</sup>。

根据水生植物的生活方式,一般将其分为挺水植物、浮水植物和沉水植物。对芦苇(*Hragmites communis*)、黄花鸂尾(*Iris wilsonii*)及菖蒲(*Acorus calamus*)等挺水植物的研究表明,其对试验水体氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )的去除率均在 90%以上,对 TN 的去除率也不低于 75%,其中黄花鸂尾对 TN 的去除效果较好<sup>[12]</sup>。刘会等<sup>[16]</sup>对沉水植物的研究发现,竹叶眼子菜(*Potamogeton intortifolius*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)及苦藻(*Vallisneria natans*)对水体 TN 的去除效果较好。与挺水和沉水植物相比,浮水植物水深适应范围广,繁殖迅速,去除 N、P 能力强,又能遮蔽射入水中的阳光,抑制水体中藻类的生长,更便于种植、收割和日常管理,一直是人工湿地构建过程中重要的植物类型<sup>[17]</sup>。槐叶萍(*Salvinia natans*)及浮水莲(*Eichhornia crassipes*)对 TN 的去除效果较好,对提高水体透明度效果也较佳<sup>[18]</sup>。除了水生植物直接吸收营养物质外,有研究发现,复合微生物对猪场粪污水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  有明显的削减效果,去除率

可达 60%以上<sup>[19]</sup>。在好氧微生物的脱氮作用下,底泥释放的总氮和硝氮的去除率分别高达 75.87%和 79.96%,底泥内源氮污染得到有效的控制<sup>[20]</sup>。此外,添加微生物菌剂的生物强化系统对模拟城市污水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TN 的去除率分别提高了 56.06%和 70.56%,表明微生物作用能够显著改善模拟城市污水系统的运行效果和稳定性<sup>[21]</sup>。

水生植物具有根系量大且发达的特征,能够与微生物进行协同作用,实现湿地生态系统的高效净化<sup>[22]</sup>。有研究表明,水生植物通过根系释放氧气与分泌物增加环境体系内的溶解氧与有机质,由于能量及养分源充足,微环境适宜微生物的生长,进而提高了底泥中微生物活性与新陈代谢,促进了富营养化水体 C、N 和 P 的循环<sup>[23-24]</sup>。对杭州西溪湿地挺水、浮水、沉水等湿生植物的研究发现,其底泥具有很高的细菌多样性,且最优势的菌群均为变形菌门(Proteobacteria),在这些类群中具有大量与 N、S、P 等代谢相关的菌群,对湿地底泥的元素循环有重要作用<sup>[25]</sup>。此外,人工湿地种植的芦苇与香蒲(*Typha orientalis*)的根际细菌群落结构有一定的差别,表现为芦苇根际细菌群落丰富度及多样性均高于香蒲根际,优势细菌种群大多以变形菌门、酸杆菌门(Acidobacteria)、绿弯菌门(Chloroflexi)及厚壁菌门(Firmicutes)为主<sup>[26]</sup>。

构建人工湿地,通过植物-底泥-微生物之间的协同作用<sup>[11]</sup>,不仅能修复生态环境<sup>[27]</sup>,也能达到经济高效的目的<sup>[28-29]</sup>。然而,现有大部分报道集中于研究单独栽种植物或是添加微生物对富营养化水体的净化作用,或者植物对底泥微生物群落结构的影响,从而间接表明微生物在水体净化中的重要作用,但鲜有将植物-底泥-微生物作为一个系统来研究各途径在富营养化水体净化中发挥的作用。因浮水植物具有水深适应范围广、吸收能力突出且易于收割等特性,以水龙(*Ludwigia adscendens*)等华东地区常见的浮水植物为对象,采集池塘底泥,通过植物种植试验和底泥灭菌试验,研究植物-底泥-微生物系统中不同途径对不同富营养化程度水体 N 的净化作用,为湿地生态系统的生态修复提供科学依据。

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 供试材料

选择华东地区水域常见的水龙、荇菜 (*Nymphoides peltata*)、睡莲以及水金英 (*Hydrocleys nymphoides*) 4 种浮水植物作为研究对象。所选植物均采购自宜兴市龙鼎实业有限公司种植基地,且生长状况良好、形状统一,试验前在自来水中统一驯化培养 7 d。

### 1.2 试验设计

试验在江苏省中国科学院植物研究所(南京中山植物园)试验温室内(32°03' N, 118°49' E)进行。预先向花盆(内径 35 cm, 高 45 cm)内填充 10 kg 取自南京中山植物园池塘的底泥,底泥理化性质: $w(\text{TN})$  为  $2.371 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $w[\text{有机碳}(\text{IN})]$  为  $31.101 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $w(\text{有机质})$  为  $53.618 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $w(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为  $0.031 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,  $w(\text{无机氮})$  为  $0.058 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

补充 35 L 河水(包括底泥,水深约 40 cm)并充分混合静置后,加入由硝酸铵 ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) 配制成的 3 种不同 TN 质量浓度 ( $2, 10, 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 的富营养化水体。然后,将生长状态良好、外形一致(植株大小、形状、叶数、叶色等)、鲜重接近的植株用自来水洗净后种植在花盆内。同时,设置不种植任何植物的花盆作为空白对照(CK)。每个处理各设 4 个重复,随机区组排列于温室内。试验周期为 2019 年 6 月 6 日—2019 年 7 月 16 日。试验期间,向各处理花盆内定期加入新鲜自来水补充水分蒸发流失,以保持水位一致。

为了研究微生物在富营养化水体净化中的作用,取与上述试验相同的原始池塘底泥,部分经 2 次高压灭菌( $121 \text{ }^\circ\text{C}$ , 1 h)以去除体系内微生物,另一部分则未灭菌。分别向花盆(内径 15 cm, 高 20 cm)内填充 1 kg 原始底泥(US)或灭菌底泥(S),分别补充 2 L 自来水或灭菌水(包括底泥,水深约 15 cm)并充分混合静置后,加入由  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  配制成的 3 个不同 TN 质量浓度 ( $3, 10, 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 的富营养化水体。每个处理设置 3 个重复,随机区组排列于温室内。试验周期为 2019 年 9 月 6 日—2019 年 9 月 16 日。试验期间,向各处理花盆内分别定期加入新鲜自来水或无菌水,补充蒸发流失以保持水位一致。

### 1.3 样品采集

试验开始后,在第 1、10、20、30、40 天分别采集 10 mL 水样测定 TN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度。试验前后,取花盆内底泥并测定其干样 TN 及鲜样 IN 含量。植物收获后,将根与茎叶分开,用蒸馏水洗净

后,烘箱内烘干( $80 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 24 h,测定干重。将植物及风干底泥样品采用研磨机粉碎,植物过 0.25 mm 孔径筛,底泥过 0.15 mm 孔径筛后密封于自封袋,用于植物及底泥 N 含量的测定。同时取根际底泥,用于测定微生物的相关指标。

底泥灭菌试验开始后,在第 1、3、5、7、9、11 天分别采集 10 mL 水样测定 TN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  含量。试验前后,取花盆内底泥并测定其鲜样 IN 含量。

### 1.4 样品测定

水体 TN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  及  $\text{NO}_2^--\text{N}$  浓度均使用流动分析仪(De Breda, 荷兰)测定<sup>[30]</sup>。植物样品中的 N 含量采用浓  $\text{H}_2\text{SO}_4-\text{H}_2\text{O}_2$  消解,凯氏定氮法测定<sup>[31]</sup>。同时选用土壤标准样品(GSS-3)及植物标准样品(GBW07603)控制分析的准确性。底泥 IN 含量通过 Bremner 氯化钾法提取后,使用流动分析仪测定。

水体 N 去除率和底泥 N 去除率(积累率)<sup>[32]</sup> 的计算方法为

$$\eta_w = (C_0 - C_i) / C_0 \times 100\%, \quad (1)$$

$$\eta_s = (C_i - C_0) / C_0 \times 100\%. \quad (2)$$

式(1)~(2)中, $\eta_w$  为富营养水体中 N 的去除率,%; $C_0$  为测定指标的起始浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; $C_i$  为试验结束时测定指标的浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; $\eta_s$  为底泥 TN 和 IN 的积累率(正值)或去除率(负值),%。

细菌 DNA 经抽提、浓度和纯度检测后,对其 16S rRNA V3-V4 区进行 PCR 扩增。选用引物为 515F(5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3') 和 806R(5'-GGACTACNVGG GTWTCTAAT-3')<sup>[10]</sup>。在广东美格基因科技有限公司进行 Illumina HiSeq 高通量测序。测序数据经过质量筛选,利用 Usearch 软件以 97% 相似性水平进行操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU)划分,对比 Silva 数据库进行分类学分析。采用 R 语言计算 Chao、Simpson 和 Shannon-Wiener 多样性指数。

### 1.5 数据处理

统计分析采用 SPSS 25.0 软件处理,作图采用 Origin 9.1 及 Excel 2016 软件,部分参数比较差异进行单因素方差(One-way ANOVA)及单样本的  $T$  检验( $t$ -test)分析,多重比较选用 Duncan 新复极差方法。

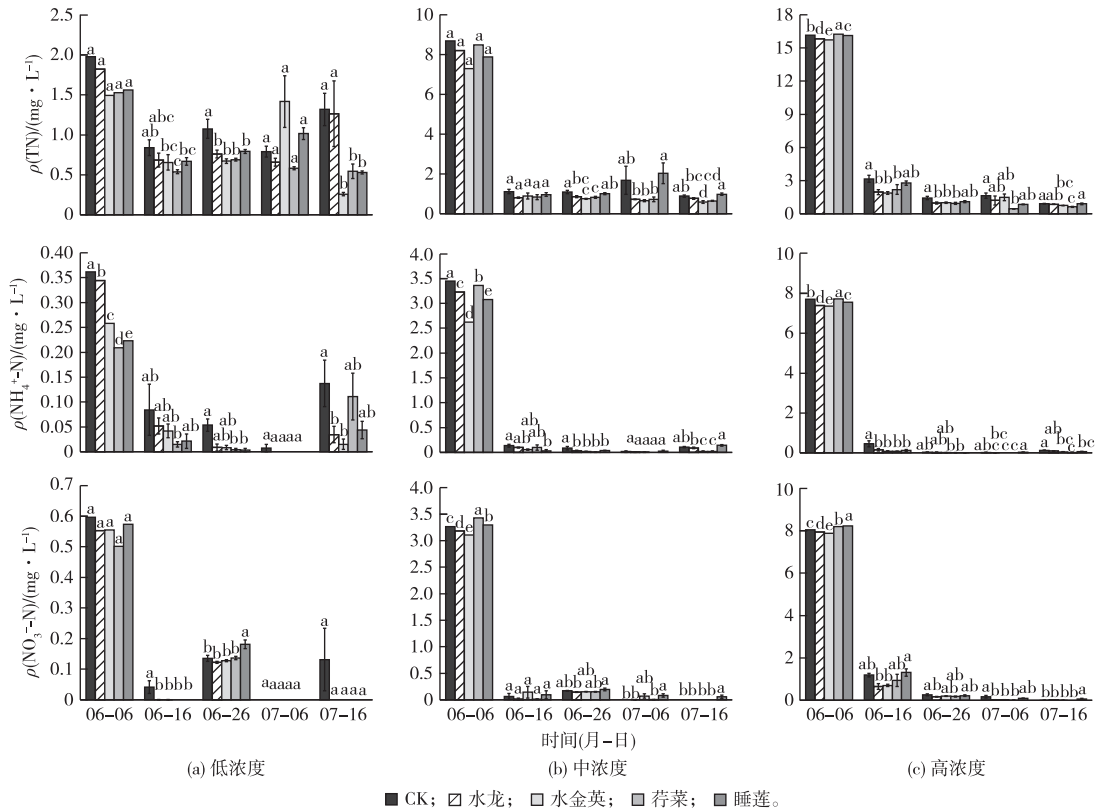
## 2 结果与分析

### 2.1 水体 N 浓度的变化

40 d 的生长期内,低 N 水体中,水金英、荇菜和

睡莲处理组 TN 去除率分别为 82.70%、64.25% 和 65.98%；水龙处理组与对照组对 TN 的去除效果较差,且显著低于水金英组 ( $P < 0.05$ )。中 N 水体中,苻菜处理组 TN 去除率最高(92.43%),且显著高于对照 ( $P < 0.05$ )；其他植物处理组(除睡莲组) TN 去除率均达 90% 以上,但与对照组相比并无显

著性差异。在高 N 水体中,对照组和处理组 TN 去除率均达 94%,尤其是苻菜处理组,去除率为 96.18%,显著高于其他处理组 ( $P < 0.05$ )。由此可知,在低 N 水体中水金英去除效果最佳;中、高 N 水体中去除率为苻菜>水金英>水龙>睡莲。总体上,高 N 水体中 TN 的去除率高于其他富营养化水体(图 1)。



同一组直方柱上方英文小写字母不同表示同一取样日期不同植物处理间某指标差异显著 ( $P < 0.05$ )。

图 1 不同 N 浓度下不同植物处理水体 N 浓度的变化

Fig. 1 Changes of water N contents in 5 systems under different N concentration

试验前 10 d 内,各处理组水体  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  迅速下降,其中低 N 水体以苻菜、睡莲处理组的去除率最高,分别达 92.78% 和 90.48%;而中、高 N 水体中,植物处理组在前 10 d 内去除率均高于 96%,对照组去除率也高达 94.15%。同样,各处理组水体  $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$  大幅下降。试验结束时,所有处理组  $\text{NO}_3^--\text{N}$  去除率均达 98.28% 以上,  $\rho$  均低于  $0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,且各植物处理组(除睡莲组外)之间无显著差异。

### 2.2 浮水植物对 N 的积累

随着 N 浓度的升高,水龙各部位生物量逐渐减少,而苻菜茎叶生物量呈增加的趋势;水金英根生物量在中 N 水体中显著低于高 N 水体 ( $P < 0.05$ )；同一 N 浓度系统中,睡莲组植株生物量最高(除中 N 苻菜组外),且在低、高 N 水体中显著高于中 N 水

体 ( $P < 0.05$ ) (表 1)。

植物茎叶的  $w(\text{N})$  为  $23.33 \sim 59.62 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,高于根部 ( $10.19 \sim 16.81 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ )。相比于中、高 N 水体,低 N 水体中水龙处理组植株的 N 积累量更多。睡莲处理组更适应在高 N 环境中生长,不仅生物量显著高于其他植物 ( $P < 0.05$ ),且其对 N 的积累率也最高。

### 2.3 底泥 N 含量的变化

试验结束时,底泥  $w(\text{TN})$  为  $2.02 \sim 2.75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,且在不同 N 水体中及处理之间无显著差异。对照组在任何 N 水体中均表现出对 IN 的积累效应,而植物组低 N 及中 N 水体中底泥 IN 均有所去除,低 N 水体中去除效果依次为苻菜>睡莲>水龙>水金英,中 N 水体中苻菜>睡莲>水金英>水龙;但高 N 水体中 IN 呈现出积累趋势(表 2)。

表 1 不同 N 浓度下植株生物量与氮含量

Table 1 Plant biomass and N contents of 4 plants under different N concentrations

植物	N 浓度	根			茎叶			整体		
		干重/g	w(N)/(mg·g <sup>-1</sup> )	N 总量/mg	干重/g	w(N)/(mg·g <sup>-1</sup> )	N 总量/mg	干重/g	w(N)/(mg·g <sup>-1</sup> )	N 总量/mg
水龙	低	3.14±1.55 <sup>Ad</sup>	11.84±1.74 <sup>Bab</sup>	32.27±10.07 <sup>Ab</sup>	13.59±3.11 <sup>Aab</sup>	28.04±7.45 <sup>Ab</sup>	378.74±7.74 <sup>Ab</sup>	16.73±4.62 <sup>Ab</sup>	29.01±3.13 <sup>Aa</sup>	408.31±10.46 <sup>Aa</sup>
	中	2.76±0.79 <sup>Ac</sup>	14.79±0.71 <sup>Aa</sup>	40.44±10.14 <sup>Ab</sup>	10.41±1.36 <sup>ABc</sup>	23.33±3.75 <sup>Ac</sup>	244.09±55.85 <sup>Bc</sup>	13.16±1.77 <sup>ABc</sup>	21.61±3.25 <sup>Bb</sup>	284.52±57.23 <sup>Bd</sup>
	高	2.32±0.17 <sup>Ac</sup>	16.81±0.70 <sup>Aa</sup>	39.41±3.64 <sup>Ab</sup>	7.40±0.91 <sup>Bc</sup>	27.58±3.41 <sup>Ac</sup>	203.93±52.64 <sup>Bb</sup>	9.72±1.04 <sup>Bd</sup>	24.98±2.76 <sup>ABb</sup>	243.34±56.28 <sup>Bb</sup>
水金英	低	6.82±1.91 <sup>Bc</sup>	14.27±2.46 <sup>Aab</sup>	101.19±46.72 <sup>Ab</sup>	14.39±1.02 <sup>Aab</sup>	50.32±11.86 <sup>Aa</sup>	731.33±206.56 <sup>Aa</sup>	21.05±2.97 <sup>Aab</sup>	39.66±9.88 <sup>Aa</sup>	848.68±286.75 <sup>Aa</sup>
	中	4.66±1.34 <sup>Bbc</sup>	12.83±1.67 <sup>Aab</sup>	64.92±13.02 <sup>Ab</sup>	14.27±2.06 <sup>Ab</sup>	59.62±7.31 <sup>Aa</sup>	913.41±145.29 <sup>Aa</sup>	18.93±3.06 <sup>Ab</sup>	48.02±7.37 <sup>Aa</sup>	978.33±147.86 <sup>Aa</sup>
	高	7.64±1.08 <sup>Ab</sup>	12.87±1.36 <sup>Ab</sup>	93.12±9.51 <sup>Ab</sup>	12.85±0.91 <sup>Ab</sup>	54.47±8.53 <sup>Aa</sup>	694.46±61.71 <sup>Aa</sup>	20.90±1.46 <sup>Ac</sup>	36.92±4.73 <sup>Aa</sup>	767.03±50.21 <sup>Aa</sup>
苻菜	低	10.32±1.36 <sup>Ab</sup>	10.48±1.11 <sup>Ab</sup>	104.04±21.85 <sup>Ab</sup>	17.98±2.95 <sup>Aa</sup>	34.13±6.63 <sup>Aab</sup>	573.02±38.12 <sup>Aab</sup>	28.89±2.50 <sup>Aa</sup>	22.32±1.87 <sup>Aa</sup>	642.48±1.75 <sup>Aa</sup>
	中	7.28±3.59 <sup>Ab</sup>	10.65±1.04 <sup>Ab</sup>	75.59±38.79 <sup>Ab</sup>	18.78±2.73 <sup>Aa</sup>	37.32±9.68 <sup>Ab</sup>	686.58±119.94 <sup>Ab</sup>	26.15±6.29 <sup>Aa</sup>	30.34±8.46 <sup>Ab</sup>	762.18±97.05 <sup>Ab</sup>
	高	7.90±1.33 <sup>Ab</sup>	10.19±1.92 <sup>Ab</sup>	80.73±21.77 <sup>Ab</sup>	21.36±2.13 <sup>Aa</sup>	33.79±7.65 <sup>ABc</sup>	721.90±177.06 <sup>Aa</sup>	29.26±3.18 <sup>Ab</sup>	27.47±6.02 <sup>ABb</sup>	802.64±191.68 <sup>Ab</sup>
睡莲	低	17.65±2.35 <sup>Ba</sup>	15.03±3.84 <sup>Aa</sup>	260.84±51.81 <sup>ABa</sup>	11.01±3.01 <sup>Ab</sup>	38.78±18.29 <sup>Aab</sup>	405.91±115.24 <sup>Ab</sup>	28.68±5.04 <sup>Ba</sup>	22.66±7.72 <sup>Aa</sup>	657.77±174.32 <sup>Aa</sup>
	中	14.94±2.26 <sup>Ba</sup>	14.80±4.04 <sup>Aa</sup>	233.76±99.12 <sup>Ba</sup>	6.04±2.07 <sup>Bd</sup>	47.89±10.00 <sup>Aab</sup>	265.57±145.86 <sup>Ac</sup>	20.98±1.26 <sup>Cab</sup>	23.95±5.77 <sup>Ab</sup>	499.33±136.14 <sup>Ac</sup>
	高	26.81±0.94 <sup>Aa</sup>	16.36±2.27 <sup>Aa</sup>	392.21±72.28 <sup>Aa</sup>	13.77±0.88 <sup>Ab</sup>	46.70±17.34 <sup>Aab</sup>	651.58±270.40 <sup>Aa</sup>	38.26±1.36 <sup>Aa</sup>	25.93±8.90 <sup>Aab</sup>	1000.05±381.81 <sup>Aa</sup>

同一列数据后英文大写字母不同表示同种植物不同 N 水体间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 英文小写字母不同表示同种 N 水体中不同植物处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

表 2 不同处理条件下底泥 N 含量

Table 2 Contents of N in sediments of different systems

处理	N 浓度	w/(mg·g <sup>-1</sup> )		去除率/%	
		TN	IN	TN	IN
对照	低	2.69±0.10 <sup>Aab</sup>	0.06±0.00 <sup>Ba</sup>	-13.39±4.30 <sup>Aab</sup>	-6.97±7.57 <sup>Ac</sup>
	中	2.02±0.87 <sup>Aa</sup>	0.06±0.01 <sup>Ba</sup>	14.88±36.84 <sup>Aa</sup>	-6.49±15.09 <sup>Ad</sup>
	高	2.26±0.22 <sup>Ab</sup>	0.14±0.01 <sup>Aa</sup>	4.66±9.37 <sup>Aa</sup>	-131.96±15.83 <sup>Bab</sup>
水龙	低	2.75±0.43 <sup>Aa</sup>	0.04±0.00 <sup>Bb</sup>	-15.88±18.14 <sup>Aa</sup>	50.16±7.39 <sup>Ab</sup>
	中	2.61±0.19 <sup>Aa</sup>	0.04±0.01 <sup>Bb</sup>	-9.92±8.11 <sup>Aa</sup>	36.12±9.23 <sup>Ac</sup>
	高	2.54±0.16 <sup>Aa</sup>	0.13±0.01 <sup>Aab</sup>	-7.03±6.84 <sup>Ab</sup>	-118.91±10.27 <sup>Bab</sup>
水金英	低	2.68±0.09 <sup>Aab</sup>	0.04±0.02 <sup>Bb</sup>	-12.89±4.02 <sup>Aab</sup>	36.01±26.68 <sup>Ab</sup>
	中	2.08±0.70 <sup>Aa</sup>	0.02±0.00 <sup>Bc</sup>	12.10±29.56 <sup>Aa</sup>	59.35±3.10 <sup>Ab</sup>
	高	2.47±0.09 <sup>Aab</sup>	0.12±0.01 <sup>Ab</sup>	-4.15±3.76 <sup>Aab</sup>	-108.28±20.21 <sup>Ba</sup>
苻菜	低	2.67±0.18 <sup>Aab</sup>	0.01±0.00 <sup>Bc</sup>	-12.53±7.54 <sup>Aab</sup>	77.69±4.39 <sup>Aa</sup>
	中	2.70±0.22 <sup>Aa</sup>	0.01±0.00 <sup>Bd</sup>	-13.96±9.18 <sup>Aa</sup>	81.70±3.45 <sup>Aa</sup>
	高	2.52±0.10 <sup>Aa</sup>	0.13±0.01 <sup>Aab</sup>	-6.18±4.16 <sup>Ab</sup>	-120.12±18.38 <sup>Bab</sup>
睡莲	低	2.30±0.22 <sup>Ab</sup>	0.02±0.01 <sup>Bc</sup>	2.95±9.30 <sup>Ab</sup>	73.30±10.67 <sup>Aa</sup>
	中	2.61±0.17 <sup>Aa</sup>	0.02±0.01 <sup>Bcd</sup>	-9.99±2.12 <sup>Aa</sup>	66.36±21.00 <sup>Aab</sup>
	高	2.61±0.16 <sup>Aa</sup>	0.13±0.02 <sup>Aab</sup>	-9.96±6.86 <sup>Ab</sup>	-122.34±26.83 <sup>Bab</sup>

同一列数据后英文大写字母不同表示同种植物不同 N 水体间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 英文小写字母不同表示同种 N 水体中不同植物处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

## 2.4 微生物对 N 去除的影响

微生物处理下, 3 种 N 水体中的 TN 浓度随着时间的推移而降低, 而灭菌组水体 TN 浓度在第 1 天有所升高, 试验末期均稳定在 10~12 mg·L<sup>-1</sup>。除中 N 水体的第 5 和 7 天外, 灭菌组 3 种 N 水体 TN 浓度均显著高于有菌组 ( $P < 0.05$ , 图 2)。试验初期, 灭菌组 3 种 N 水体 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度高于有菌组, 但随着时间的推移, 其浓度与有菌组趋于一致, 均低于 0.6 mg·L<sup>-1</sup>。有菌组水体 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度自试验开始一直呈减少趋势, 并在 7 d 后基本被

去除; 而灭菌组水体 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度在整个试验周期内均显著高于有菌组 ( $P < 0.05$ ), 最终  $\rho$  分别为 7.84、9.37 和 9.73 mg·L<sup>-1</sup>。

灭菌组底泥 IN 含量显著高于有菌组 ( $P < 0.05$ ), 为有菌组的 5~8 倍, 且不同 N 水体之间基本无差异。

## 2.5 植物根际微生物的变化

低 N 水体中各植物组 Chao1 指数大于对照组 (睡莲组除外), 且水龙 > 水金英 > 苻菜; 中 N 水体苻菜组和睡莲组大于对照组, 而水龙组和水金英组则

低于对照组。高 N 水体中,所有植物组均小于对照组。Shannon 指数在 7.15~7.35 之间,Simpson 指数在 0.99 以上浮动,各水体之间并没有显著差异(表 3)。

各水体中优势菌均为变形菌门,平均相对丰度为 41.28%,其次为绿弯菌门(Chloroflexi,17.56%)、拟杆菌门(Bacteroidetes,9.38%)、绿菌门(Chlorobi,4.76%)、疣微菌门(Verrucomicrobia,4.19%)、酸杆

菌门(Acidobacteria,3.93%)和硝化螺旋菌门(Nitrospirae,2.63%)(图 3)。低 N 浓度处理下,所有植物组变形菌门和硝化螺旋菌门相对丰度均高于对照组。此外,除了苕菜在中、高 N 浓度处理以及睡莲在高 N 浓度处理外,其余各植物组硝化螺旋菌门均高于对照组。低、中 N 浓度处理下苕菜组及高 N 浓度处理下睡莲组中,绿弯菌门相对丰度均高于对照组,但无显著性差异(图 3)。

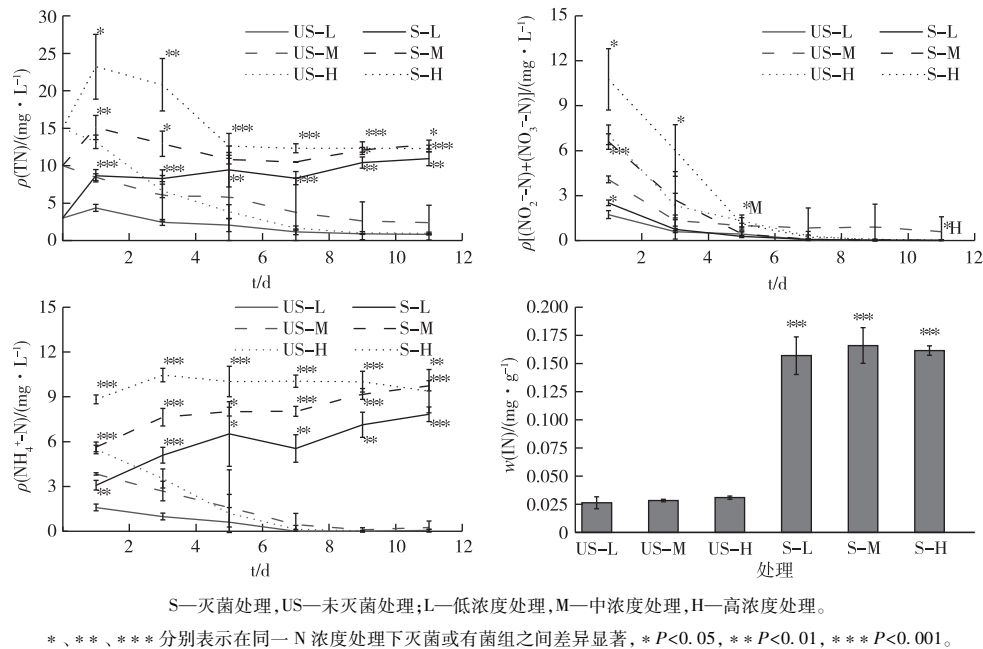


图 2 灭菌和未灭菌条件下水体和底泥 N 含量  
 Fig. 2 N concentrations in water and sediment under sterilized and unsterilized conditions

表 3 植物根际底泥细菌 α 多样性指数

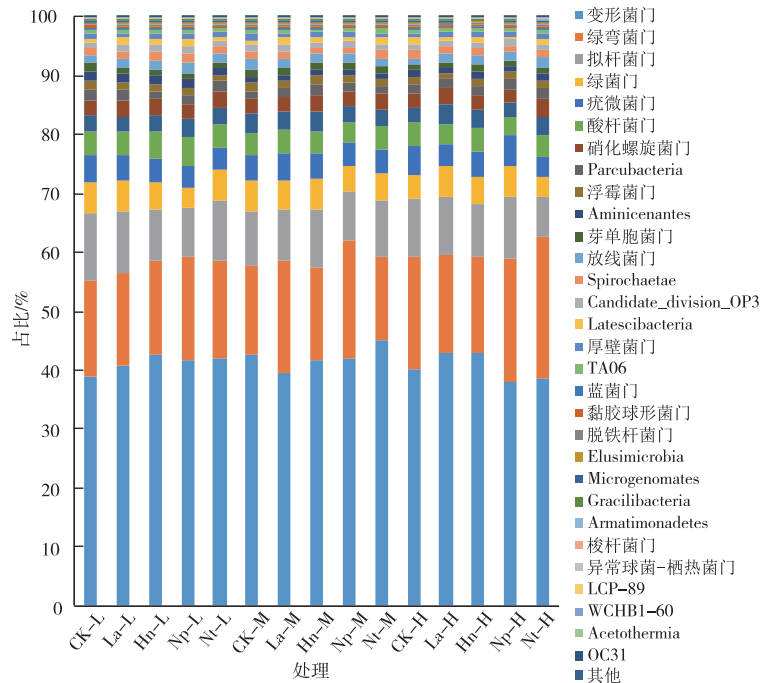
处理	N 浓度	操作分类单元(OTUs)	Chao1 指数	Shannon 指数	Simpson 指数
对照	低	6 153	6 602	7.23	0.997 0
	中	6 164	6 394	7.29	0.996 8
	高	6 708	7 272	7.21	0.996 3
水龙	低	7 286	8 359	7.21	0.996 6
	中	5 575	5 735	7.20	0.996 6
	高	5 663	5 838	7.16	0.996 3
水金英	低	6 902	7 506	7.28	0.996 9
	中	5 845	6 008	7.24	0.996 5
	高	6 094	6 377	7.23	0.996 6
苕菜	低	6 891	7 447	7.35	0.997 3
	中	6 232	6 562	7.17	0.996 3
	高	6 229	6 692	7.15	0.996 5
睡莲	低	5 866	6 082	7.18	0.996 3
	中	7 004	7 659	7.22	0.996 0
	高	5 862	6 103	7.20	0.996 7

在属水平上,所测得的 OTUs 共 552 个门类。平均相对丰度最高的为硫杆菌属(Thiobacillus,12.59%),其次为 Sideroxydans(9.52%)、Ignavibacterium(6.40%);平均相对丰度大于 3%的属还有脱硫杆菌属(Desulfatiglans,3.86%)、螺杆菌属(Sulfuricum,3.49%)、厌氧绳菌属(Anaerolinea,3.45%)、Ferritrophicum(4.03%)、螺旋体属(Spirochaeta,2.73%)和互营菌属(Syntrophus,3.11%)。但各处理之间微生物群落结构差异并不显著(图 4)。

### 3 讨论

以往大量研究将植物在不添加底泥<sup>[33-35]</sup>的环境下进行培养,其对水体 N 的去除效果显著优于对照组。笔者添加池塘底泥后发现,对照组和植物组均具有较高的 N 去除率,而且大部分情况下两者无显著差异。40 d 后,中、高 N 水体中 TN 去除率均高

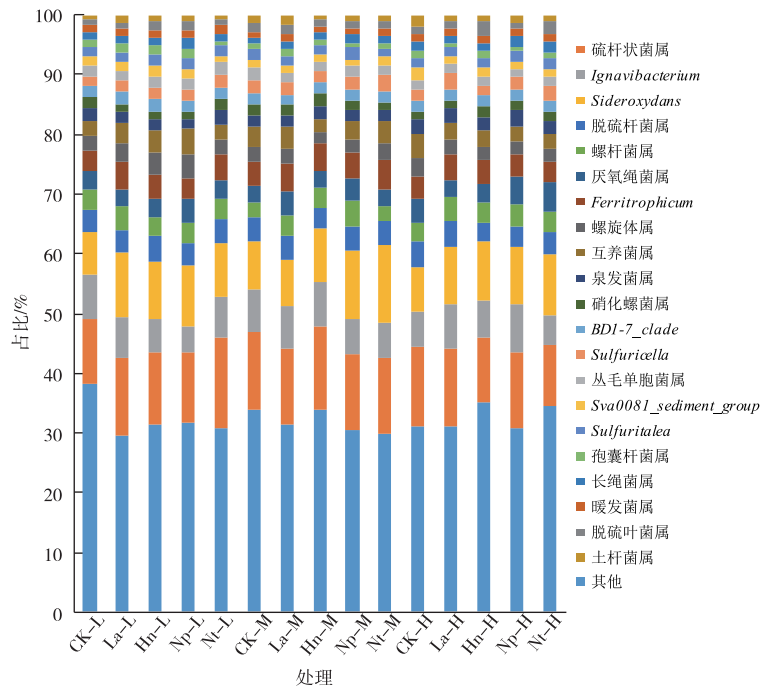
于 87%,此外 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的去除率大部分也 拟试验<sup>[6,36]</sup>。  
超过 90%,高于大多数人工配置富营养化水体的模



CK—对照, La—水龙, Hn—水金英, Np—苻菜, Nt—睡莲; L—低浓度, M—中浓度, H—高浓度。

图 3 底泥细菌门水平群落结构

Fig. 3 Sediment bacteria community structure at phylum level



CK—对照, La—水龙, Hn—水金英, Np—苻菜, Nt—睡莲; L—低浓度, M—中浓度, H—高浓度。

图 4 底泥细菌属水平群落结构

Fig. 4 Sediment bacteria community structure at genus level

与刘利华等<sup>[37]</sup>的研究结果类似,随着水体 N 浓度的升高,水体 N 去除率也随之增加。在水体 N 浓



度水平较低条件下, N 是植物生长的限制因子, 而随着水体 N 浓度的增加, 植物生长更快, 吸收利用的 N 越多, 对水体 N 的去除率也就越高<sup>[38]</sup>。在不同 N 浓度水体中, 同一植物的最终生物量基本(除水龙及睡莲外)无明显差异。但整体而言, 睡莲、荇菜、水金英对营养的转化吸收高于水龙, 对 N 的积累也明显较高。可见, 生物量是决定体系净化能力的一个重要因素, 植物净增长越高, 其带走体系内的富营养物质就越多<sup>[33]</sup>。

此外, 对照组虽然没有因植物对 N 的吸收积累而产生 N 的消减作用, 但其水体 N 的去除效率仍然较高。通过对底泥 IN 的分析发现, 低 N 和中 N 水体中, 对照组底泥 IN 含量显著高于植物处理组。可见, 低 N 和中 N 水体中部分 N 仅仅因为沉降作用留在底泥中。李胜男等<sup>[39]</sup>通过对不同湿地植物 N 的研究发现, 水体中 TN 浓度不仅依赖于植物积累, 也与底泥的作用有关, 因为整个系统内, 底泥与水体一直在进行 N 的循环交换。周林飞等<sup>[40]</sup>通过是否添加底泥对 6 种植物水质理化性质进行研究, 发现底泥对水体 N 有一定的吸附作用。高 N 水体中植物组底泥 IN 含量低于对照组, 但是两者之间没有显著差异。整个系统的 N 浓度超出了植物对 N 的吸收范围, 呈现出底泥 IN 积累的趋势。可见, 植物对 IN 的吸收也有一定的限制。

湿地生态系统中的 N 除了通过植物直接吸收和沉降去除外<sup>[6, 10, 41-44]</sup>, 微生物在其消减过程中也发挥着重要作用。大量研究表明, 微生物的生命活动可以将水体 N 通过其自身新陈代谢(包括硝化与反硝化以及氨的挥发等)以及高降解转化作用去除<sup>[25]</sup>。水生植物的种植加速了水体-底泥-植物系统中底泥 N 的释放, 为底泥微生物提供了充足的 N 源, 显著提升了其活性及 N 循环菌的数量, 促进了系统内的 N 循环<sup>[41]</sup>。刘丹丹等<sup>[42]</sup>通过模拟生态柱种植伊乐藻, 同时添加固定化 N 循环菌系统, 认为沉水植物对微生物反硝化过程的促进大于其本身对 N 的吸收作用。而且不同植物区的底泥微生物群落在丰富度和多样性上均有所差异, 而不同采样点的相同植物类型中, 微生物群落组成较为相似, 表明种植植物及植物种类对微生物群落结构有显著影响, 且 N 浓度对微生物群落结构有一定的影响<sup>[10]</sup>。通过对长江口崇明东滩湿地微生物群落结构的研究发现, 就细菌 16S rRNA 基因拷贝数而言, 植被区底泥远远高于光滩区表层, 且门水平中占比较高的绿弯菌门对底泥 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 较为敏感, 呈显著正相关<sup>[45]</sup>。但是笔者研究表明, 植物

处理的根系微生物群落并未发生显著变化, 这可能是因为试验周期较短以及底泥自身营养物质较为丰富, 植物尚无法通过改变生境的营养环境来影响其菌落组成结构的多样性<sup>[45]</sup>。

灭菌组水体 TN 和底泥 IN 的去除效果显著弱于有菌组, 该现象解释了对照组无植物种植, 但也能在短时间内对各个形态的 N 有较高的去除率。灭菌组水体 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度升高则可能是因为高温灭菌条件下, 土壤理化结构被破坏, 土壤有机质被分解, 导致土壤中部分 TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 进入至水体<sup>[46]</sup>。可见, 底泥原有的微生物群落足以在富营养化水体净化中发挥巨大作用。优势菌种以变形菌门、绿弯菌门和酸杆菌门为主, 与已有研究相一致<sup>[10, 47]</sup>。其中, 变形菌门包括许多固 N 细菌, 对 N 的转化及植物吸收有促进作用<sup>[26]</sup>。*Sulfuricurvum* 属、*Ferritrophicum* 属、*Sulfuricella* 属、*Thiobacillus* 属与 *Sulfuricurvum* 属归属于变形菌门, 包括氨氧化菌、亚硝酸氧化菌以及反硝化菌等<sup>[48]</sup>。其中, *Ferritrophicum* 属为自养反硝化菌<sup>[49]</sup>。*Thiobacillus* 属是专性化能自养型硫氧化菌, 能将单质硫、硫化物等底物氧化为硫酸盐, 同时也是典型的硝酸盐依赖型亚铁氧化菌, 氧化 Fe(II) 的同时, 利用 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 作为电子受体并耦合还原为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sup>[50]</sup>, 其大部分菌群可在厌氧条件下进行自养反硝化作用<sup>[45]</sup>。*Thiobacillus* 属及 *Sulfuricurvum* 属相对丰度较高, 与对照组及试验组水体前期 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 迅速下降, 且最终去除率绝大多数高达 90% 以上的情况相关性较高。总体占比第 2 的绿弯菌门是一类以 CO<sub>2</sub> 为 C 源, 通过光合作用产生能量的细菌。绿弯菌门的这种光合特性可使其在 SOC 含量较低的底泥中具有竞争优势<sup>[51-52]</sup>, 同时对枯枝腐叶的 C 循环分解具有潜在作用<sup>[41]</sup>。此外, 硝化螺旋菌门占比较高, 其中的硝化螺旋菌属包含了大量的氨氧化菌<sup>[36]</sup>, 可以将环境中的 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 氧化成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, 在水体中参与 N 循环, 对于促进 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的转化及水生植物的生长具有重要意义<sup>[25]</sup>。

有研究表明, 当水体遭到新的污染时, 有机 N 被微生物氧化分解为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, 而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除周期较短, 一般在 7 d 左右即可达到稳定, 所以这期间 TN 浓度迅速下降<sup>[53]</sup>。同时, 因底泥中一般带负电荷, 能够吸引带正电的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, 其能够通过物理吸附和絮凝沉淀等作用使水体中的 N 沉降, 由此使水体中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度降低<sup>[54]</sup>。而在移栽初期, 植物为维持自身生长需要, 需要大量水分与养分, 也导致



试验前 10 d 内  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度的迅速下降<sup>[55]</sup>。当植物适应移栽环境后,其对营养的需求减少;且随着植物体内各种元素的再分配,使得植物吸收水体 N 的速率减慢,导致水体 TN、 $\text{NH}_4^+$ -N 及  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度降低速度趋于平缓<sup>[56]</sup>,而且微生物在富营养化水体 N 净化中的作用远大于植物。

#### 4 结论

4 种水生植物通过对 N 的吸收累积作用,在一定程度上降低了不同富营养化水体的  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 及 TN 浓度,其中睡莲、荇菜及水金英效果较好。此外,低 N 和中 N 浓度处理的 N 沉降现象,也使其表现出了较高的水体 N 去除效应。由于试验周期较短(40 d),种植水生植物并没有显著改变根际底泥微生物群落结构。但是,底泥灭菌试验表明,微生物在富营养化水体净化过程中发挥了至关重要的作用。该研究阐明了富营养化水体中 N 的去路,为有效构建人工湿地,利用水生植物、底泥和微生物,高效、安全、持续地去除富营养化水体的 N 提供了科学依据。

#### 参考文献:

- [1] 申振荣,祝孔卓,臧红霞.浅析水体“富营养化”的成因危害及防治措施[J].节能环保与生态建设,2017,9(18):3-4.
- [2] 马淑艳,李晶,李传举,等.UASB 处理畜禽废水的启动试验研究[J].中国畜牧杂志,2011,47(1):69-71.[MA Shu-yan, LI Jing, LI Chuan-ju, et al. Start-up Research on UASB Treatment of Livestock Waste Water [J]. Chinese Journal of Animal Science, 2011, 47(1): 69-71.]
- [3] 朱夕珍,崔理华,温晓露,等.不同基质垂直流人工湿地对城市污水的净化效果[J].农业环境科学学报,2003,22(4):454-457.[ZHU Xi-zhen, CUI Li-hua, WEN Xiao-lu, et al. Removal Efficiency of Different Substrates Used in Vertical Flow Constructed Wetlands for Treating Municipal Wastewater [J]. Journal of Agro-Environmental Science, 2003, 22(4): 454-457.]
- [4] 中华人民共和国生态环境部,国家统计局,中华人民共和国农业农村部.第二次全国污染源普查公报[EB/OL].(2020-06-08)[2021-07-11].http://www.mee.gov.cn/home/ztbd/rdzl/wrypc/zlxz/202006/t20200616\_784745.html
- [5] 曹开银,丁海涛,邓超,等.湿地水生植物对富营养化水体的净化效果研究[J].生物学杂志,2019,36(1):39-42.[CAO Kai-yin, DING Hai-tao, DENG Chao, et al. Purification Effects of Wetland Aquatic Plants on Eutrophic Water [J]. Journal of Biology, 2019, 36(1): 39-42.]
- [6] 黄子贤,张饮江,马海峰,等.4 种沉水植物对富营养化水体氮磷的去除能力[J].生态科学,2011,30(2):102-106.[HUANG Zi-xian, ZHANG Yin-jiang, MA Hai-feng, et al. A Comparative Study on Removal Efficiency of Four Submerged Plants on Phosphorus and Nitrogen in Eutrophic Water under Different Planting Density [J]. Ecological Science, 2011, 30(2): 102-106.]
- [7] 聂志丹,年跃刚,金相灿,等.3 种类型人工湿地处理富营养化水体中试比较研究[J].环境科学,2007,28(8):1675-1680.[NIE Zhi-dan, NIAN Yue-gang, JIN Xiang-can, et al. Pilot-Scale Comparison Research of Different Constructed Wetland Types to Treat Eutrophic Lake Water [J]. Environmental Science, 2007, 28(8): 1675-1680.]
- [8] 陈金焕,汤嘉雯,王凯男,等.富营养化水体水生植物群落构建技术的应用[J].环境工程,2020,38(8):105-112,135.[CHEN Jin-huan, TANG Jia-wen, WANG Kai-nan, et al. Application of Aquatic Plants Community Building Technology in Eutrophic Water Restoration [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(8): 105-112, 135.]
- [9] LÜ X, YU J, FU Y, et al. A Meta-analysis of the Bacterial and Archaeal Diversity Observed in Wetland Soils [J]. The Scientific World Journal, 2014, 2014: 437684.
- [10] 寄博华,李玮,常军军,等.滇池湖滨湿地不同挺水植物区沉积物细菌群落结构特征[J].生态与农村环境学报,2020,36(3):390-398.[JI Bo-hua, LI Wei, CHANG Jun-jun, et al. Characteristics of Bacterial Community Structure in Sediments with Different Emergent Plants in Dianchi Lakeside Wetland [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(3): 390-398.]
- [11] TANG C J, ZHENG P, CHEN T T, et al. Enhanced Nitrogen Removal from Pharmaceutical Wastewater Using SBA-ANAMMOX Process [J]. Water Research, 2011, 45(1): 201-210.
- [12] 袁杰,董立新,杨洁,等.六种挺水植物对富营养化河水氮磷净化效果研究[J].环境科学与管理,2017,42(4):75-78,83.[YUAN Jie, DONG Li-xin, YANG Jie, et al. Study on Purification Effect of Nitrogen and Phosphorus in Eutrophic River Water by Six Emergent Plants [J]. Environmental Science and Management, 2017, 42(4): 75-78, 83.]
- [13] 刘银根,李峰,孙庆业,等.湿地生态系统土壤微生物研究进展[J].应用与环境生物学报,2013,19(3):547-552.[LIU Yin-yin, LI Feng, SUN Qing-ye, et al. Review on the Study of Soil Microorganisms in Wetland Ecosystems [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2013, 19(3): 547-552.]
- [14] PRASSE C E, BALDWIN A H, YARWOOD S A. Site History and Edaphic Features Override the Influence of Plant Species on Microbial Communities in Restored Tidal Freshwater Wetlands [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2015, 81(10): 3482-3491.
- [15] MAILLARD J, CARRASCO N, SCHMITZ-AFONSO I, et al. Comparison of Soluble and Insoluble Organic Matter in Analogues of Titan's Aerosols [J]. Earth and Planetary Science Letters, 2018, 495: 185-191.
- [16] 刘会,朱丹婷,李铭红,等.五种沉水植物对富营养化水体的净化效果[J].生态科学,2011,30(6):596-601.[LIU Hui, ZHU Dan-ting, LI Ming-hong, et al. Effects of Five Submerged Macrophytes on the Purification of Eutrophication Water [J]. Ecological Science, 2011, 30(6): 596-601.]
- [17] 方荣杰,谭茂兰.浮水植物型人工湿地对水稻田排水中氮磷污染的控制效果[J].安徽农业科学,2011,39(6):3493-3495.[FANG Rong-jie, TAN Mao-lan. Control Effect of Floating Plants Constructed Wetland to Nitrogen and Phosphorus Pollution from

- Rice Field Drainage [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2011, 39(6): 3493-3495.]
- [18] 汪怀建, 丁雪杉, 谭文津, 等. 浮水植物对富营养水体的作用研究 [J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(24): 10654-10656. [WANG Huai-jian, DING Xue-shan, TAN Wen-jin, *et al.* Study on Effect of Floating Plant on Eutrophication Water [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(24): 10654-10656.]
- [19] 尤新新, 王晟, 都林娜. 一种内源性复合微生物菌剂的特性及其固定化对猪场粪污水的处理效果 [J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2021, 47(1): 98-106. [YOU Xin-xin, WANG Sheng, DU Lin-na. Characteristics of an Endogenous Compound Microbial Inoculant and Its Immobilization Effect on Wastewater Treatment from Pig Feedlots [J]. *Journal of Zhejiang University (Agriculture and Life Sciences)*, 2021, 47(1): 98-106.]
- [20] 谢民争, 陈倩, 党晨原, 等. 水库底泥氮释放及其好氧微生物脱氮研究 [J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2019, 55(3): 561-570. [XIE Min-zheng, CHEN Qian, DANG Chen-yuan, *et al.* Study on Nitrogen Release from Reservoir Sediments and Nitrogen Removal by Aerobic Microorganism [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2019, 55(3): 561-570.]
- [21] 张兰河, 田宇, 郭静波, 等. 微生物菌剂的构建及其在城市污水处理中的应用 [J]. *化工进展*, 2013, 32(8): 1943-1948. [ZHANG Lan-he, TIAN Yu, GUO Jing-bo, *et al.* Construction of Microbial Agent and Its Application in Municipal Wastewater Treatment [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2013, 32(8): 1943-1948.]
- [22] LU S B, ZHANG X L, WANG J H, *et al.* Impacts of Different Media on Constructed Wetlands for Rural Household Sewage Treatment [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 127: 325-330.
- [23] ROUSK J, BÅÅTH E, BROOKES P C, *et al.* Soil Bacterial and Fungal Communities across a pH Gradient in an Arable Soil [J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(10): 1340-1351.
- [24] ZHAI X, PIWPUAN N, ARIAS C A, *et al.* Can Root Exudates from Emergent Wetland Plants Fuel Denitrification in Subsurface Flow Constructed Wetland Systems? [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 555-563.
- [25] 黄媛, 方序, 褚文珂, 等. 杭州西溪湿地沉积物细菌的群落结构和多样性 [J]. *海洋与湖沼*, 2015, 46(5): 1202-1209. [HUANG Yuan, FANG Xu, CHU Wen-ke, *et al.* Bacterial Diversity and Community Structure in Sediments of Xixi Wetland, Hangzhou [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2015, 46(5): 1202-1209.]
- [26] 房昫昊, 彭剑峰, 宋永会, 等. 高通量测序法表征潜流人工湿地中不同植物根际细菌群落特征 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38(3): 911-918. [FANG Yun-hao, PENG Jian-feng, SONG Yong-hui, *et al.* High Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Different Plant Rhizosphere in Subsurface-Flow Constructed Wetland [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(3): 911-918.]
- [27] 孔维芳. 富营养化水体生态修复中水生植物的应用研究 [J]. *皮革制作与环保科技*, 2021, 2(7): 59-60. [KONG Wei-fang. Study on the Application of Aquatic Plants in the Ecological Restoration of Eutrophic Water Bodies [J]. *Leather Manufacture and Environmental Technology*, 2021, 2(7): 59-60.]
- [28] XU S H, ZHOU S C, XING L Q, *et al.* Fate of Organic Micropollutants and Their Biological Effects in a Drinking Water Source Treated by a Field-Scale Constructed Wetland [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 682: 756-764.
- [29] FLORES L, GARCÍA J, PENA R, *et al.* Constructed Wetlands for Winery Wastewater Treatment: A Comparative Life Cycle Assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 659: 1567-1576.
- [30] 国家环保总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1989: 250-284. [Editorial Board of the State Environmental Protection Bureau. *Monitoring and Analysis Methods of Water and Wastewater* [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 1989: 250-284.]
- [31] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 147-150. [LU Ru-kun. *Analysis Methods of Soil Agrochemistry* [M]. China Agriculture Sciencetech Press, 2000: 147-150.]
- [32] 葛滢, 王晓月, 常杰. 不同程度富营养化水中植物净化能力比较研究 [J]. *环境科学学报*, 1999, 19(6): 690-692. [GE Ying, WANG Xiao-yue, CHANG Jie. Comparative Studies on the Purification Ability of Plants in Different Degree Eutrophic Water [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(6): 690-692.]
- [33] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5 种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较 [J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 156-161. [JIN Shu-quan, ZHOU Jin-bo, BAO Wei-hong, *et al.* Comparison of Nitrogen and Phosphorus Uptake and Water Purification Ability of Five Submerged Macrophytes [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 156-161.]
- [34] 陈敏, 崔大方, 黄平, 等. 3 种乡土水生植物对富营养化水体净化能力比较 [J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(7): 63-65, 69. [CHEN Min, CUI Da-fang, HUANG Ping, *et al.* Comparison of Purification Ability of Three Native Aquatic Plants to Eutrophic Water Bodies [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2019, 47(7): 63-65, 69.]
- [35] 谢东升, 朱文逸, 陈劲鹏, 等. 5 种华南地区水生植物对城市生活污水的净化效果 [J]. *环境工程学报*, 2019, 13(8): 1903-1908. [XIE Dong-sheng, ZHU Wen-yi, CHEN Jin-peng, *et al.* Effects of Five Aquatic Plants in South China on Purification of Municipal Wastewater [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2019, 13(8): 1903-1908.]
- [36] 王宇佳. 亚硝化过程控制与厌氧氨氧化工艺运行及其微生物特性 [D]. 沈阳: 东北大学, 2017. [WANG Yu-jia. *Nitrification Process Control and Anammox Process Performance and Their Microbial Characteristics* [D]. Shenyang: Northeastern University, 2017.]
- [37] 刘利华, 郭雪艳, 达良俊, 等. 不同富营养化水平对挺水植物生长及氮磷吸收能力的影响 [J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2012(6): 39-45, 72. [LIU Li-hua, GUO Xue-yan, DA Liang-jun, *et al.* Effects of Different Levels of Eutrophication on the Emergent Aquatic Plant Growth and the Nitrogen and Phosphorus Absorption Abilities [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2012(6): 39-45, 72.]

- [38] 徐秀玲, 陆欣欣, 雷先德, 等. 不同水生植物对富营养化水体中氮磷去除效果的比较[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2012, 30(1): 8-14. [XU Xiu-ling, LU Xin-xin, LEI Xian-de, *et al.* Effects of Hydrophytes on Removal of Nitrogen and Phosphorus in Eutrophic Water [J]. Journal of Shanghai Jiao Tong University (Agricultural Science), 2012, 30(1): 8-14.]
- [39] 李胜男, 崔丽娟, 宋洪涛, 等. 不同湿地植物土壤氮、磷去除能力比较[J]. 生态环境学报, 2012, 21(11): 1870-1874. [LI Sheng-Nan, CUI Li-juan, SONG Hong-tao, *et al.* Comparison on Purification Capacity of Soil Nitrogen and Phosphorus in Different Wetland Plants [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(11): 1870-1874.]
- [40] 周林飞, 赵言稳, 关秀婷. 6 种水生植物腐烂过程中水质理化指标的变化室内模拟研究[J]. 湿地科学, 2016, 14(6): 832-839. [ZHOU Lin-fei, ZHAO Yan-wen, GUAN Xiu-ting. The Indoor Simulation Study on Change of Physical and Chemical Indicators of Water Quality during Decomposition Process of Six Kinds of Aquatic Plants [J]. Wetland Science, 2016, 14(6): 832-839.]
- [41] 孔祥龙, 叶春, 李春华, 等. 苦草对水-底泥-沉水植物系统中氮素迁移转化的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 539-549. [KONG Xiang-long, YE Chun, LI Chun-hua, *et al.* Effect on Nitrogen Transfer and Migration by *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara in Water-sediment-submerged Macrophytes System [J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 539-549.]
- [42] 刘丹丹, 李正魁, 叶忠香, 等. 伊乐藻和氮循环菌技术对太湖氮素吸收和反硝化的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 3764-3768. [LIU Dan-dan, LI Zheng-kui, YE Zhong-xiang, *et al.* Nitrogen Uptake and Denitrification Study on the Joint Treatment of Aquatic Vegetation and Immobilized Nitrogen Cycling Bacteria in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2014, 35(10): 3764-3768.]
- [43] SEITZINGER S, HARRISON J A, BÖHLKE J K, *et al.* Denitrification across Landscapes and Waterscapes: A Synthesis [J]. Ecological Applications, 2006, 16(6): 2064-2090.
- [44] 曾巾, 杨柳燕, 肖琳, 等. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 382-389. [ZENG Jin, YANG Liu-yan, XIAO Lin, *et al.* Biogeochemical Cycling of Nitrogen in Lakes and the Role of Microorganisms in Conversion of Nitrogen Compounds [J]. Journal of Lake Sciences, 2007, 19(4): 382-389.]
- [45] 张鑫磊, 金锐, 杨镇, 等. 长江口崇明东滩湿地微生物群落结构研究[J]. 土壤通报, 2019, 50(5): 1178-1184. [ZHANG Xin-lei, JIN Rui, YANG Zhen, *et al.* Microbial Community Structure in the Chongming Eastern Wetland of the Yangtze Estuary [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2019, 50(5): 1178-1184.]
- [46] 陈金涛. 高温处理对连作土壤基本理化性质的影响[J]. 安徽农学通报, 2014, 20(15): 71-73.
- [47] CHEN Y, WEN Y, TANG Z R, *et al.* Effects of Plant Biomass on Bacterial Community Structure in Constructed Wetlands Used for Tertiary Wastewater Treatment [J]. Ecological Engineering, 2015, 84: 38-45.
- [48] PURKHOLD U, WAGNER M, TIMMERMANN G, *et al.* 16S rRNA and AmoA-Based Phylogeny of 12 Novel Betaproteobacterial Ammonia-Oxidizing Isolates: Extension of the Dataset and Proposal of a New Lineage within the Nitrosomonads [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2003, 53(5): 1485-1494.
- [49] 崔玉玮. 基于电化学与生物膜耦合深度处理受污染地下水含氮物质的研究[D]. 北京: 北京交通大学, 2018. [CUI Yu-wei. Study on Depth Treatment of Nitrogenous Substances in Contaminated Groundwater Based on Electrochemistry and Biofilm Coupled [D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2018.]
- [50] 陶巍. 某矿区酸性矿山废水污染土壤及湿地处理系统的调查研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2017. [TAO Wei. The Investigation on Soil Contaminated by Acid Mine Wastewater and a Wetland Treatment System in a Mining Area [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2017.]
- [51] 王鹏, 陈波, 张华. 基于高通量测序的鄱阳湖典型湿地土壤细菌群落特征分析[J]. 生态学报, 2017, 37(5): 1650-1658. [WANG Peng, CHEN Bo, ZHANG Hua. High Throughput Sequencing Analysis of Bacterial Communities in Soils of a Typical Poyang Lake Wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(5): 1650-1658.]
- [52] KLATT C G, LIU Z F, LUDWIG M, *et al.* Temporal Metatranscriptomic Patterning in Phototrophic Chloroflexi Inhabiting a Microbial Mat in a Geothermal Spring [J]. The ISME Journal, 2013, 7(9): 1775-1789.
- [53] 潘慧云. 沉水植物系统中氮的形态转化过程及机理分析[C] // 全国环境化学学术大会, 2007.
- [54] 夏梦华, 刘铭羽, 郭宁宁, 等. 美人蕉、梭鱼草和黄菖蒲人工湿地系统对养猪废水的脱氮特征研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(8): 1080-1088. [XIA Meng-hua, LIU Ming-yu, GUO Ning-Ning, *et al.* Study on Nitrogen Removal Characteristics of Swine Wastewater in the Constructed Wetland Systems of *Canna Indica*, *Pontederia cordata* and *Iris pseudacorus* [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2020, 36(8): 1080-1088.]
- [55] 常雅军, 张亚, 刘晓静, 等. 碱蓬 (*Suaeda glauca*) 对不同程度富营养化养殖海水的净化效果[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(11): 1023-1028. [CHANG Ya-jun, ZHANG Ya, LIU Xiao-jing, *et al.* Effect of *Suaeda glauca* Purifying Seawater from Marine-lands Varying in Eutrophication Degree [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(11): 1023-1028.]
- [56] 张熙灵, 王立新, 刘华民, 等. 芦苇和蘆草对不同程度富营养化水体的净化效果研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(2): 11-16. [ZHANG Xi-ling, WANG Li-xin, LIU Hua-min, *et al.* Purification of *Phragmites australis* and *Scirpus triquetus* in Different Degrees Eutrophic Water [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(2): 11-16.]

作者简介: 邬淑婷(1997—), 女, 江西南昌人, 主要研究方向为植物资源与环境。E-mail: Salvia\_Wu@163.com

(责任编辑: 陈 昕)