沉水植物对水体 pH 值的影响及其脱氮作用

赵联芳[1],朱 伟[1,2],莫妙兴[1]

(1.河海大学环境科学与工程学院,江苏 南京 210098;2.水资源高效利用与工程安全国家工程研究中心,江苏 南京 210098)

摘要:研究了伊乐藻和菹草光合作用对水中 pH 值的改变及其对脱氮作用的影响。实验结果表明,伊乐藻和菹草处理组中的 pH 值升高,促进了氮的去除;伊乐藻比菹草有更强的脱氮能力,其在 12 d 内去除的总氮量高于菹草 25 d 内的去除量;植物生物量较大时,pH 值发生较小的变化即可促进系统中氮的去除。试验条件下,生物量越大,则对氮的去除率越大。

关键词:沉水植物;pH 值;脱氮;伊乐藻;菹草

中图分类号:Q945.18 文献标识码:A 文章编号:1004-6933(2008)06-0064-04

Effects of submerged macrophytes on pH values and nitrogen removal

ZHAO Lian-fang[1], ZHU Wei[1,2], MO Miao-xing[1]

(1. *College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing* 210098, *China*; 2. *National Engineering Research Center of Water Resources Efficient Utilization and Engineering Safety, Nanjing* 210098, *China*)

Abstract: The effects of the photosynthesis of Elodea nuttallii and Potamogetor crispus on pH value and nitrogen removal were studied. The experimental results show that the removal efficiency of nitrogen increases along with the pH value. Compared with Potamogetor crispus, Elodea nuttallii is more efficient in nitrogen removal: the amount of total nitrogen removed by it in 12 days is higher than that removed by Potamogetor crispus in 25 days. When there is significant biomass of submerged macrophytes, nitrogen removal will occur with a small variation of pH value. The nitrogen removal rates increase along with the biomass.

Key words: submerged macrophytes; pH value; nitrogen removal; Elodea nuttallii; Potamogeton crispus

氮是造成水体富营养化问题的主要元素之一。在利用水生植物去除水体中的氮时,通常认为附着在植物体表的微生物的硝化-反硝化功能起着水体脱氮的主要作用,植物对氮的吸收同化也发挥一定的作用[1-3]。由于微生物对 pH 值的变化非常敏感,存在着脱氮作用的最佳 pH 值范围,水中 pH 值的变化会影响氮的去除效果。水中氨氮存在如下平衡关系

$$NH_3 + H_2O \Leftrightarrow NH_4^+ + OH^-$$

当水中的 pH 值大于某值时,会促进氨氮以气体形式逸出水体。

沉水植物因其根、茎、叶完全沉没于水中,在白天光照充足时,会因其强烈的光合作用消耗水中的 CO_2,导致水中 pH 值的增加[4],因此可能会促进水中氨气的挥发或改变微生物的环境条件,影响氮的脱除效应。同时,植物生物量的增加能提高植物吸收的氮量[5]。目前关于水生植物光合作用改变 pH 值、DO 等水环境条件改善水体水质的研究主要集中于与底泥磷释放关系的研究[6],而关于水体 pH 值变化对氮去除效果影响的研究较少,关于沉水植物的种类和生物量是如何影响 pH 值及相应的水中氮浓度发生怎样的变化研究更少。本文研究了伊乐藻、菹草两种沉水植物不同生物量时水中 pH 值及相应的氮浓度的变化情况,为沉水植物的水环境净化效应机制及生态净化塘的设计提供参考。

1 材料与方法

1.1 植物材料

试验采用伊乐藻(*Elodea nattalii*)和菹草

基金项目:江苏省自然科学基金重点项目(BK2006710)

作者简介:赵联芳(1972—),女,河北易县人,博士,讲师,主要从事城市河、湖水环境水生态研究。E-mail:waterblue1972@163.com

(*Potamageton crispus*)2 种水生态修复中常用的沉水植物。其中,伊乐藻取自镇江培养基地,菹草主要取自河海大学江宁校区种苗基地(从东太湖引种 1 年形成)。将采集回来的沉水植物用自来水冲洗干净,并挑选形状一致的植株用浓度稀释 40 倍的 Hoagland 培养液预培养 1 个月。

1.2 试验用水

试验采用人工配水,其中氨氮、硝酸盐氮质量浓度分别为 6.36 mg/L、2.17 mg/L,磷质量浓度为 1.5 mg/L。氮源、磷源分别为硫酸铵($(NH_4)_2SO_4$)、硝酸钾(KNO_3)及磷酸二氢钾(KH_2PO_4),其它成分参照稀释 40 倍的 hoagland 溶液。

1.3 试验装置及方案

试验装置如图 1 所示,将种有伊乐藻和菹草的 1 L 烧杯置于 2.5 L 的玻璃杯中。试验时为了防止烧杯中底泥氮、磷营养盐的释出,在上面铺一层洗净的石英沙。整个试验过程共采用 8 套装置同时运行,在光照恒温箱中完成。

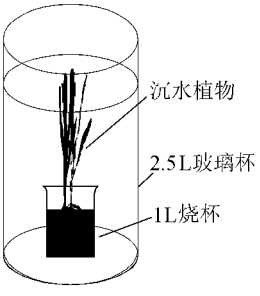

图 1 试验装置示意图

试验主要研究了伊乐藻、菹草两种沉水植物,两种生物量 2g/L 和 4g/L(单位体积水中植物的鲜重)条件下的光合作用和代谢作用对水体 pH 值变化和脱氮功能的影响。试验分为两组,一组调节 pH 值,使之维持在 7.5 左右,另一组不进行人为控制 pH 值的变化。试验开始前所有处理组的水体 pH 值调节为 7.5,试验期间不更换培养液,定期测定水中的 pH 值、氨氮、硝酸盐氮及总氮浓度。

1.4 监测指标及方法

氨氮采用纳氏试剂光度法,硝酸盐氮采用酚二磺酸光度法,总氮采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,pH 值测定采用哈希 Sension1 便携式 pH 值仪,各指标的测试方法依据文献[7]进行。

2 实验结果与分析

2.1 沉水植物对水中 pH 值的影响

图 2 为生物量为 2 g/L、4 g/L 的伊乐藻处理组水中 pH 值的变化情况。可以看出,在较短的时间(12 d)内,pH 值由初始的 7.5 上升至 8.6 以上。由于不种植物的空白样中的 pH 值比较稳定,保持在 6.4 以下,表明此 pH 值的上升是由伊乐藻的光合作用造成的。pH 值的快速上升表明移栽后的伊乐藻对环境的适应性较强,光合作用很快恢复。同时,生物量为 4 g/L 时的 pH 值略高于 2 g/L 时的情况,表明正常生长的伊乐藻生物量的增加,能更多的消耗水中的 CO_2,从而更大程度地改变了水中的 pH 值。

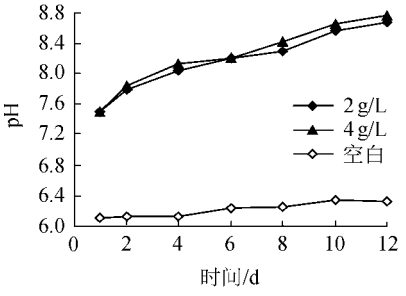

图 2 伊乐藻对水中 pH 值的影响

与伊乐藻相比,同等生物量菹草的生长对水中 pH 值的影响较弱。图 3 是生物量为 2 g/L、4 g/L 的菹草处理组水中 pH 值的变化情况,可以看出,至第 15 d,水中的 pH 值才接近 8.0。15 d 之后,生物量为 2 g/L 时的 pH 值上升明显,第 25 d 时达到 8.55,而 4 g/L 时 pH 值上升缓慢,试验结束时只有 8.11。这是由于试验初期,菹草生长状况较差,光合作用较弱,对 pH 值的影响较小。随着试验的进行,菹草逐渐适应新环境,光合作用开始恢复,而生物量较大的 4 g/L 的处理组因生长状况过差,光合作用未能很好恢复。

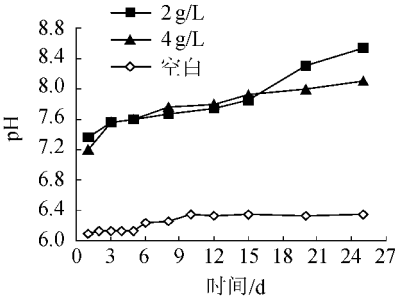

图 3 菹草对水中 pH 值的影响

2.2 pH 值对总氮去除量的影响

图 4 列出了试验期间伊乐藻、菹草在控制和不

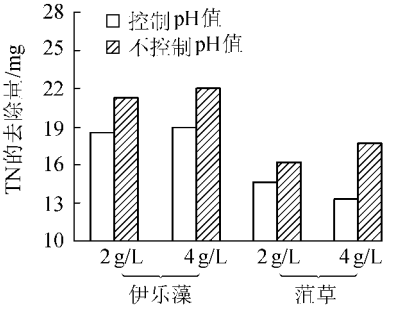

图 4 pH 值对总氮去除量的影响

控制 pH 值条件下总氮的去除量，可以看出，不控制 pH 值处理组的总氮去除量均高于控制 pH 处理组，表明由于沉水植物的存在改变了水中的 pH 值，促进了水中氮的去除。生长状况良好的伊乐藻对氮的去除能力强于菹草，其在 12 d 内去除的总氮量高于菹草 25 d 内的去除量。另外，还可以看出，对于伊乐藻和菹草，植物的生物量对整个试验期间的总氮去除总量的影响不显著。

2.3 pH 值对氨氮、硝酸盐氮去除效果的影响

由于本试验中的总氮由硝酸盐氮和氨氮组成，分析 pH 值对氨氮、硝酸盐氮去除过程的影响有助于解释 pH 值对总氮去除量的影响。图 5、图 6 分别为生物量为 2 g/L、4 g/L 的伊乐藻和菹草处理组中氨氮浓度和硝酸盐氮浓度随时间的变化情况，可以看出，水中 pH 值的变化对生物量为 4 g/L 的处理组中氮浓度的影响较明显。

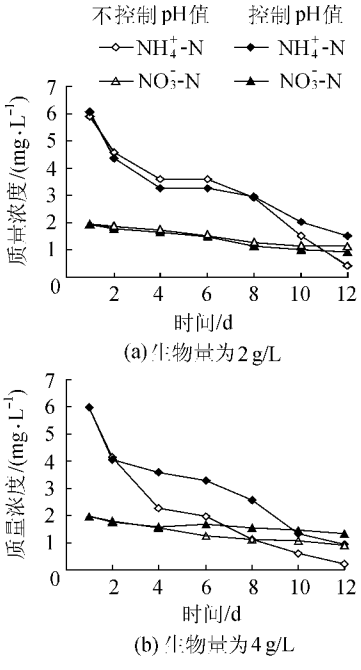

图 5 水中氨氮浓度、硝酸盐氮质量浓度的变化情况(伊乐藻)

由图 5(a)可以看出，生物量为 2 g/L 时，试验进行到第 10 d 时，控制和不控制 pH 处理组中氨氮浓度差为 0.53 mg/L，此时 pH 值为 8.55(图 2)。在第 12 d，pH 值为 8.75 时，氨氮浓度差上升至 1.1 mg/L，表明随 pH 值的升高，氨氮的去除率升高，这可能是由水中 pH 值大于 8.5 促进氨挥发造成的氨氮浓度降低。当生物量为 4 g/L 时(图 5(b))，试验第 4 d 时，水中的氨氮浓度明显低于控制 pH 的处理组，浓度差达到 1.3 mg/L，且硝酸盐氮浓度也明显较低，表明水中的 pH 值变化对氮的去除有明显影响，此时 pH 值为 8.12(图 2)。

由图 6(a)可以看出，当菹草的生物量为 2 g/L 时，pH 值的变化对氮去除的影响不明显，氨氮浓度的变化主要表现出受植物生长状况的影响：15 d 前，由于菹草的活性较弱，吸收能力及对微生物活性的促进作用均较弱，氨氮浓度的下降速度缓慢；15 d 之后，氨氮浓度下降速率加快。当生物量为 4 g/L 时(图 6(b))，在试验的第 20 d，氨氮浓度比控制 pH 值处理组中的低 1.6 mg/L，且硝酸盐氮浓度也比控制 pH 值系统中的浓度低 0.8 mg/L，此时 pH 值为 8.01(图 3)，表明在菹草生物量较大时，水中 pH 值的变化对氨氮和硝酸盐氮去除有较明显的影响。

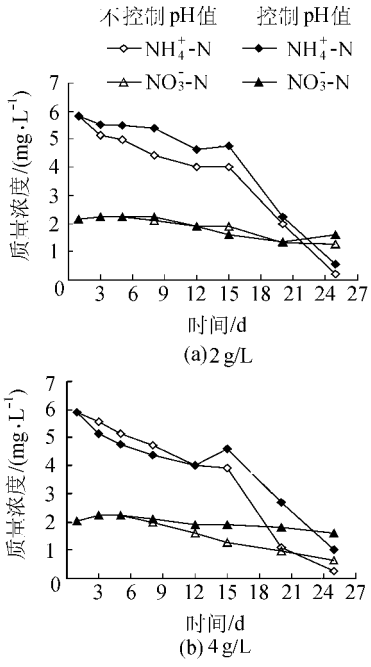

图 6 水中氨氮浓度、硝酸盐氮质量浓度的变化情况(菹草)

3 讨 论

有研究表明，增加植物的生物量可以提高水中营养盐的去除效果[5]。本试验的结果表明，当伊乐藻生物量为 4 g/L 时，在第 4 d，氨氮浓度降低了 62%，而生物量为 2 g/L 时只降低了 38%；菹草生物量为 4 g/L 的处理组在第 20 d 时，氨氮浓度降低了 82%，而 2 g/L 的处理组降低了 65%(图 5、图 6)。这可能意味着，适当地增加植物的生物量，能在较短的时间内更快地促进氮的去除。

在植物生物量较大时，pH 值有较小变化时即可影响氮的去除。由图 5、图 6 可以看出，生物量为 2 g/L 的伊乐藻处理组，当 pH 值大于 8.55 时，才明显促进氨氮浓度降低，而生物量为 4 g/L 时，pH 值大于 8.12 即发现氨氮浓度显著降低。对于菹草，生物量为 2 g/L 时，即使当 pH 值大于 8.55 时，对氨氮浓

度也没有明显影响，但是生物量为 4 g/L 时，pH 为 8.01 即促使氨氮浓度很快降低。分析认为，氨氮的去除主要是植物吸收，微生物硝化和挥发这 3 种途径，当 pH 值小于 8.5 促进氨挥发的作用可忽略，pH 值的变化主要是影响微生物的作用。由于植物体表是微生物的栖息场所，植物生物量的增加意味着微生物数量的增加，pH 值的变化对微生物作用的影响更显著。

4 结 论

a. 沉水植物光合作用消耗水中的 CO_2，从而能够使水中的 pH 值上升，促进氮的去除效果。伊乐藻较之菹草能更快地促进水中 pH 值的升高，相应的水中氨氮浓度的下降速率也比菹草快。

b. 植物的生物量对氮的去除有较大的影响，生物量越大，则对氮的去除速率越大。试验条件下，当伊乐藻、菹草的生物量为 4 g/L 时，在一段时间（4 d ~ 20 d）内，氨氮浓度降低了 62% ~ 82%，而 2 g/L 时只降低了 38% ~ 65%。意味着在采用沉水植物去除富营养化水体中的氮时，可以通过适当增加植物密度提高对氮的去除效果。

c. 当沉水植物的生物量较大时，水中 pH 值的微小变化都会引起水中氮浓度较大的变化。意味着在沉水植物净水技术去除富营养化水体中的氮时，由于植物光合作用引起的水中 pH 值的变化在氮去除中也发挥了一定的作用。

参考文献：

[1] 朱伟，张兰芳，操家顺，等. 水污染对菹草及伊乐藻生长的影响[J]. 水资源保护，2006，22(3)：36-39.

[2] QIU Dongru，WU Zhenbin，LIU Baoyuan，et al. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Provine China [J]. Ecological Engineering，2001，18：147-156.

[3] 李文朝. 富营养水体中常绿水生植被组建及净化效果研究[J]. 中国环境科学，1997，17(1)：53-57.

[4] 王传海，李宽意，文明章，等. 苦草对水中环境因子影响的日变化特征[J]. 农业环境科学学报[J]. 2007，26(2)：798-800.

[5] PETRUCIO M M，ESTEVES F A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by Eichhornia crassipes and Salvinia auriculata[J]. Revista Brasileirade Biologia，2000，60(2)：229-236.

[6] 董浩平，姚琪. 水体沉积物磷释放及其机理[J]. 水资源保护，2004，20(6)：20-23.

[7] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京：环境科学出版社，2003：15-500.

（收稿日期：2008-02-19 编辑：高渭文）

（上接第 11 页）

[56] HANS P L，MATTHEW D W，DUANE F R，et al. Nitrate removal in riparian wetland soils：effect of flow rate，temperature，nitrate contamination and soil depth[J]. Water Research，1997，31(4)：841-849.

[57] 郑平，冯孝善. 饮用水的生物脱氮. 环境污染与防治，1997，19(1)：32-35.

[58] TODD L，INGERSOLL，LAWRENCE A B. Nitrate removal in wetland microcosms[J]. Water Research，1998，32(3)：677-684.

[59] ADDY K L，GOLD A J，GROFFMAN P M，et al. Groundwater nitrate remocal in sub soil of forested and mowed riparian buffer zone[J]. J Environ Qual，1999，28：962-970.

[60] LOUIS A S. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust[J]. Ecological Engineering，2000，14：269-278.

[61] NURIZZO C，MEZZANATTE V. Ground water biodenitrification on sand fixed film reactor using sugars as organic carbon source[J]. Water Sci Tech，1992，26，827-834.

[62] LIESSENS J. Removing nitrate with a methylotrophic fluidized bed：technology and operating performance [J]. J AWWA，1993，85(4)，144-154.

[63] MOBAMMED N，ALLAYLA R L，NAKBLA G F. State-of-art review of bioremediation studies[J]. J Environ Sci Health，1997，31(7)：1554-1574.

[64] DARBI T A，VIRARAGHAVAN R B. Comparative evaluation of nitrate removal technologies [R]. SCE/EWRI of ASCE Environmental Engineering Conf Niagara，2002：A 1-13.

[65] SZILVIA S. Hydrogen-dependent denitrfication in a two-reactor bio-electrochemical system [J]. Water Research，2001，35(3)：715-719.

[66] MELLOR R B，RONNENBERG J，CAMPBELL W H，et al. Reduction of nitrate and nitrate in water by immobilized enzymes[J]. Nature，1992，355(20)：717-719.

[67] SCHLIPPER L A，VOJVODIC-VUKLVIC M. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust：field trials[J]. Environ Qual，1998，27：664-668.

[68] CHEW C F，ZHANG T C. Irrsitu remediation of nitrate contaminated groundwater by elevtrokinetics/iron wall process [J]. Wat Sci Tech，1998，38(7)：135-142.

[69] 张少辉. 地下水中硝酸盐去除的新工艺[J]. 中国沼气，2002，20(3)：13-23.

[70] NOLAN B T，RUDDY B C，HITT K J，et al. Probability of nitrate contamination of recentlty recharged groundwaters in the conterminous United States [J]. Environmental Sciences & Technology，2002，36(10)：2138-2145.

[71] MUELLER D K，RUDDY B C，BATTAGLIN W A. Logistic model of nitrate in streams of the upper-midwestern United States [J]. Journal of Environmental Quality，1997，26(5)：1223-1230.

[72] WANG M X，LIU G D，WU L Y，et al. Prediction of agriculture derived groundwater nitrate distribution in North China Plain with GIS-based BPNN [J]. Envrionmental Geology，2006，50：637-644.

（收稿日期：2007-05-16 编辑：高渭文）