

复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用

贺锋, 吴振斌*, 陶菁, 成水平, 付贵萍

(中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

摘要: 研究了复合垂直流人工湿地各基质层的硝化与反硝化菌数量以及硝化与反硝化作用强度. 结果表明, 基质中硝化菌数量为 $7.5 \times 10^3 \sim 1.1 \times 10^5 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$, 反硝化菌数量为 $7.5 \times 10^6 \sim 1.1 \times 10^7 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$, 硝化作用强度为 $0.01 \sim 6.35 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$, 反硝化作用强度为 $3.37 \sim 4.19 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$. 沿水流方向硝化菌数量和硝化作用强度明显降低, 其变化趋势呈显著正相关 ($r = 0.9661, p < 0.001$). 反硝化菌数量和反硝化作用强度比较稳定, 沿水流方向略有上升, 其变化趋势呈显著正相关 ($r = 0.7722, p < 0.025$). 沿水流方向, 硝化作用与反硝化作用强度变化呈显著负相关 ($r = -0.9776, p < 0.001$), 这与人工湿地的溶氧状况和污水中氨氮含量较高相一致.

关键词: 复合垂直流人工湿地; 硝化作用; 反硝化作用; 硝化菌; 反硝化菌

中图分类号: X799.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2005)01-0047-04

Nitrification and Denitrification in the Integrated Vertical Flow Constructed Wetlands

HE Feng, WU Zhen bin, TAO Jing, CHENG Shuiping, FU Guiping

(State Key Lab of Fresh Water Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China)

Abstract: Nitrification and denitrification in the different layers of the integrated vertical flow constructed wetlands (IVCW) are studied. The results show the constants rate of nitrification and denitrification in the strata of IVCW were $0.01 \sim 6.35 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ and $3.37 \sim 4.19 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ respectively. The most probable number (MPN) method are employed to determine the number and distribution of nitrifying and denitrifying bacteria in the strata of the system. The results show that the numbers of nitrifying and denitrifying bacteria were $7.5 \times 10^3 \sim 1.1 \times 10^5 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$ and $7.5 \times 10^6 \sim 1.1 \times 10^7 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$ respectively. The positive correlation between bacteria and their action was obvious ($r = 0.9661, p < 0.001, r = 0.7722, p < 0.025$). It is also observed that the number of nitrifying bacteria and nitrification rate was decreased along the direction of the water in the IVCW, while denitrifying bacteria and denitrification rate was increased. And there was the significant negative correlation between nitrification and denitrification rate ($r = -0.9776, p < 0.001$).

Key words: integrated vertical flow constructed wetland; nitrification; denitrification; nitrifying bacteria; denitrifying bacteria

人工湿地是上世纪 70 年代末兴起的一种废水处理新技术, 与传统的二级处理技术相比, 具有建设运行成本低, 耗能少, 出水水质好, 运行维护方便, 系统配置可塑性强, 对负荷变化适应性强, 有较强的氮、磷去除能力以及生态环境效益显著并可美化环境, 实现废水资源化等特点^[1~4]. 人工湿地系统对于氮的去除作用包括基质的吸附、过滤、沉淀以及氮的挥发, 植物的吸收以及微生物的硝化和反硝化作用^[5]. 其中, 微生物的硝化和反硝化作用是湿地除氮的主要途径, 其基本条件是存在大量的硝化和反硝化细菌以及适宜的湿地基质环境条件^[5]. 研究人工湿地的硝化和反硝化作用状况, 对于了解人工湿地的处理机制以及提高处理系统的效率具有重要意义.

复合垂直流人工湿地处理系统(Integrated Vertical Flow Constructed wetland, IVCW)是在“九五”

期间由中科院水生生物研究所与德国科隆大学、奥地利维也纳农业大学等共同承担的欧盟国际合作项目中首先提出的. 该处理系统一般应用于生活污水的处理, 经过一系列的小试、中试, 在深圳、上海等地大规模的应用都取得了很好的效果^[6]. 本文通过确定复合垂直流人工湿地中试系统各基质层的硝化和反硝化作用细菌数量以及作用强度, 对湿地系统的硝化和反硝化作用及其变化规律进行研究.

1 材料与方法

1.1 复合垂直流人工湿地污水处理系统结构

收稿日期: 2004-01-13; 修订日期: 2004-03-28

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863 计划)项目(2002AA601021); 国家杰出青年基金项目(39925007); 中科院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-SW-102)

作者简介: 贺锋(1973~), 男, 博士, 主要从事水环境生态工程及环境生物学研究.

* 通讯联系人

复合垂直流人工湿地中试系统由下行流池和上行流池串联而成,两池中间有隔墙,底部连通(见图1)。填料:底层大粒径砾石作为排水层,上部填砂。水生植物:下行流池内种植美人蕉,上行流池内种植石菖蒲。

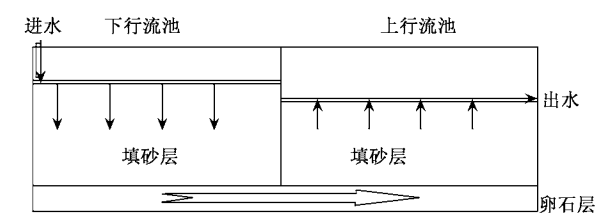


图1 复合垂直流人工湿地结构示意图
Fig.1 A schematic diagram of IVCW

1.2 系统运行方式

表1 IVCW中试系统进水参数(平均值)^[7]

Table 1 Parameters of inflow of the MSP (Mean values)

指标	温度 /℃	pH	电导率 / $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	电位 /mV	溶氧 / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	COD _{Cr} / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	BOD ₅ / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TSS / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	KN / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TP / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
进水	21.2	7.9	347	18.2	3.4	22.3	4.4	1.9	4.6	0.36
标准差	8.0	0.7	52	40.6	1.6	8.4	1.2	2.9	2.4	0.17

1.5 微生物分析

各基质层硝化菌和反硝化菌数量采用 MPN 法分析,培养基和具体分析步骤见文献[10]。

1.6 硝化作用强度测定

取10g 土样,加入硫酸铵溶液(1 mg/瓶 N),调节水分,固定体积,封口,在 30℃培养 2 周。培养完毕后,以土水比 1:5 加入 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提,测定浸提液 NO₃⁻ 浓度,同时做不加硫酸铵的对照处理。计算土样 NO₃⁻ 浓度变化率作为硝化作用强度。

1.7 反硝化作用强度测定

取10g 土样,加入硝酸钾溶液(1 mg/瓶 N),调节水分,固定体积,封口,在 30℃培养 40h。培养完毕后,以土水比 1:5 加入 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提,测定浸提液 NO₃⁻ 浓度,同时做不加硝酸钾的对照处理。计算土样 NO₃⁻ 浓度变化率作为反硝化作用强度。

2 结果与讨论

2.1 复合垂直流人工湿地基质内硝化作用的空间变异

从图2可以看出,复合垂直流人工湿地上行流池 0~10cm 层硝化作用最强,达到 6.35

系统管网见图1,采用 PVC 管在下行流池表面均匀布水,上行流池表面收集管出水。水流方式为下行流至上行流,如图1中箭头所示。

试验用水取自东湖(水果湖)水体,进水水质主要指标见表1。进水方式为间歇式,水力负荷 0.8 m³/(m²·d),分4次进入,间隔时间为5h。

1.3 样品采集

在床体内部,沿水流方向下行流池和上行流池各分4层采样,分别是深度1~10cm,10~20cm,20~30cm,35~45cm。重复土样同层次混合后,冰箱冷藏备用。

1.4 各基质层氮持留量^[8]

用 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液提取,过滤,浸提液测定 TN, NH₄⁺, NO₃⁻ 和 NO₂⁻。测定方法见文献[9]。

μg·(g·d)⁻¹,此后,沿水流方向,硝化作用迅速减弱,并在下行流池和上行流池的底层达到最低,分别为 0.01 μg·(g·d)⁻¹和 0.03 μg·(g·d)⁻¹。在上行流池的上层,硝化作用略有加强,在 0~10cm 层为 0.33 μg·(g·d)⁻¹。

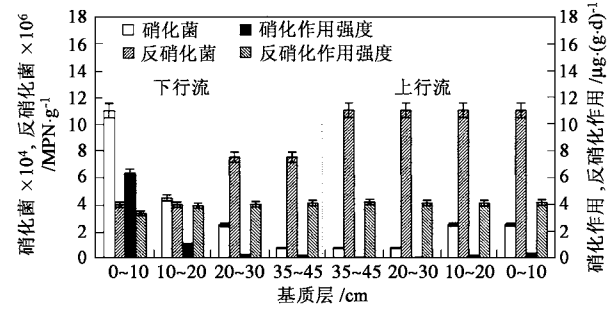


图2 复合垂直流人工湿地各基质层硝化与反硝化细菌数目和硝化与反硝化作用强度

Fig.2 Spatial variation of the number of bacteria,nitrification and denitrification rate in strata of IVCW

硝化细菌是好氧细菌,湿地床的表层是适合其生活的区域。在上行流池和下行流池的 0~10cm 层,硝化细菌的最大可能数分别为 1.1 × 10⁵ MPN·g⁻¹和 2.5 × 10⁴ MPN·g⁻¹而湿地床的底层为厌氧状态,下行流池和上行流池 35~45cm 层的硝化细菌均为 7.5 × 10³ MPN·g⁻¹。从图3可以看出,

复合垂直流人工湿地的下行流池表层具有很强的物理、化学和生物作用,持留了污水中最大部分的氮素,此后各基质层氮素持留量逐渐降低,到上行流池趋于稳定.氨氮是基质层中 3 种无机氮素形式中含量最高的,占 3 种氮素之和的 68.8%~83.2%.由此可以看出,下行流池表层充足的底物也促进了此基质层内硝化细菌的作用.

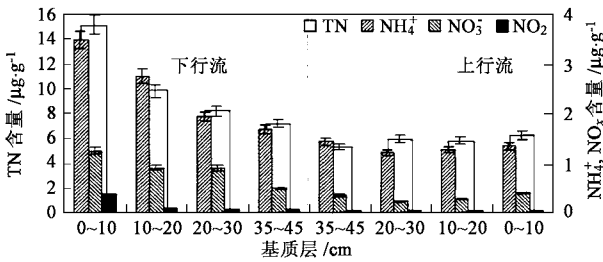


图 3 复合垂直流人工湿地各基质层的氮持留量
Fig.3 Spatial variation of extractable N in strata of IVCW

2.2 复合垂直流人工湿地基质内反硝化作用的空间变异

图 2 可以看出,反硝化作用强度在基质各层都相差不大,在下行流池 0~10cm 层最低,为 $3.37 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,此后略有上升,在下行流池和上行流池底层达到最高,分别为 $4.11 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 和 $4.19 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$.在上行流池基质层内,反硝化作用强度维持在 $4.11 \sim 4.19 \mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 范围内.

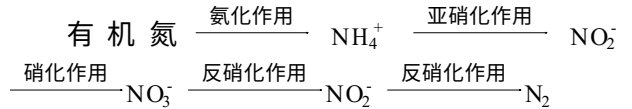
反硝化细菌是一类异养型兼性厌氧菌,复合垂直流人工湿地表层以下的基质层都符合其生活条件,保证了反硝化作用的进行.人工湿地反硝化作用在各基质层都比较强,也说明反硝化作用是人工湿地主要的除氮途径.有研究表明,湿地中 85% 以上的氮的去除来自反硝化作用,尤其是在已经运行成熟的湿地系统中,水生植物对氮的吸收作用相对较弱,微生物的反硝化作用就更为重要^[11,12].而且微生物反硝化作用可以把硝酸盐氮和亚硝酸盐氮转化成气态氮,因而可以被看成是氮元素以气态形式被永久性从湿地中除去.

2.3 基质层硝化作用和反硝化作用的关系

图 2 可以看出,基质层内硝化作用和反硝化作用沿水流方向的变化趋势相反,硝化作用强度从下行流池的表层开始逐渐降低,反硝化作用逐渐增强.相关性分析表明,各基质层硝化作用和反硝化作用具有极显著的负相关($r = -0.9776, p < 0.001$),呈直线相关关系.总体相关系数 ρ 的 95% 置信区间为 $(-0.9660, -0.8772)$.

人工湿地作为一个独立的生态系统,可以在其内部自然形成几个溶氧条件不同的微环境,例如在充氧的水表面或者植物根系的好氧微环境以下形成厌氧的基质层,这样同一个系统内部,硝化菌和反硝化菌共存,可以同时进行好氧的硝化作用和厌氧的反硝化作用,而不需要像其他生物反应器那样严格区分控制好氧和厌氧 2 个过程,因而具有高效的除氮能力^[3,4].

氮素在处理系统内的转化途径如下:



对于氨氮含量较高的污水,脱氮处理中反硝化作用阶段前充分的硝化作用是非常必要的.一般的潜流湿地,污水主要经过厌氧环境,在处理氨氮含量高的污水时往往因为硝化作用不足,不能将氨氮充分转化为反硝化作用的原料硝酸盐氮和亚硝酸盐氮而限制了湿地的除氮能力^[13].复合垂直流人工湿地的结构以及下行流至上行流的水流方式形成了基质床内好氧-厌氧的溶解氧状态变化,从而保证了硝化作用-反硝化作用的充分进行,利于污水的高效脱氮.湿地的下行流表层具有最强的硝化作用,也是硝化作用作为氮素主要作用途径的基质层.此后沿水流进程,随着氨氮含量的降低和溶解氧的不足,硝化作用迅速降低,反硝化作用成为了氮素主要作用途径.溶解氧对于反硝化作用的抑制与反硝化作用的碳源和反硝化菌的种类都有关,反硝化作用并不要求严格的厌氧环境,因而在各层都能保持较高的作用强度.

2.4 基质层微生物量与硝化和反硝化作用强度的关系

从图 2 可以看出硝化菌数量与硝化作用,反硝化菌数量与反硝化作用呈一致的变化趋势.对于各基质层微生物数量与作用强度进行相关性分析,硝化菌数量与硝化作用强度,反硝化菌数量与反硝化作用强度均呈显著的正相关(硝化作用 $r = 0.9661, p < 0.001$;反硝化作用 $r = 0.7722, p < 0.025$),呈直线相关关系.而且硝化菌数量和硝化作用强度的决定系数为 0.9334,远远高于反硝化菌数量和反硝化作用强度的决定系数 0.5962,说明硝化作用强度与硝化菌数量的相关程度要高于反硝化作用强度与反硝化菌数量.硝化作用与硝化菌数量的变化受环境因素的影响比较一致,而反硝化作用的环境影响更为复杂.

3 结 论

复合垂直流人工湿地系统独特的结构和水流方式为微生物提供了良好的生活环境,有利于湿地系统的除氮作用.硝化和反硝化作用是人工湿地除氮的主要途径.污水进入人工湿地下行流池后先通过硝化作用将氨氮转化为硝态氮,此后在水流行进的路线上硝化作用减弱,反硝化作用占主导地位,最终氮素转化成气态形式释放.硝化作用和反硝化作用强度变化沿水流方向呈显著负相关.硝化和反硝化作用微生物量与硝化和反硝化作用呈显著正相关,其中,硝化作用与其微生物量的变化更为一致.

致谢:本工作得到刘保元,詹发萃,邓家齐,马剑敏,李今,李谷,吴晓辉,周巧红,侯燕松,刘爱芬,邓平,钟非及课题组其他成员的帮助,在此一并感谢.

参考文献:

[1] 诸惠昌, 胡纪萃. 新型废水处理技术——人工湿地的设计方法[J]. 环境科学, 1993, 14(2): 39 ~ 43 .
[2] 胡康萍, 许振成, 朱彤, 等. 人工湿地污水处理系统初步研究[J]. 上海环境科学, 1991, 10(9): 41 ~ 44 .
[3] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. 环境科学, 1994, 16(3): 83 ~ 86 .
[4] International Water Association. Constructed Wetlands for Pol-

lution Control, Processes, Design, and Operation [M]. London: IWA Publishing, 2000 .

[5] 刘超翔, 董春宏, 李峰民, 等. 潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J]. 环境科学, 2003, 24(1): 80 ~ 83 .
[6] 吴振斌, 詹德昊, 张晟, 等. 复合垂直流构建湿地的设计方法及净化效果[J]. 武汉大学学报(工学版), 2003, 36(1): 12 ~ 16 .
[7] 吴振斌, 梁威, 邱东茹, 等. 复合垂直流构建湿地基质酶活性与污水净化效果[J]. 生态学报, 2002, 22(7): 1012 ~ 1017 .
[8] 南京农业大学. 土壤农化分析(第二版) [M]. 北京: 农业出版社, 1996 .
[9] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 土壤微生物研究方法 [M]. 北京: 科学出版社, 1985 .
[10] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第三版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989 .
[11] Albert J O. Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent [J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3): 137 ~ 147 .
[12] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, *et al.* Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands [J]. Environmental Pollution, 2002, 119(3): 413 ~ 420 .
[13] Kozub D D, Liehr S K. Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate [J]. Water Science and Technology, 1999, 40(3): 75 ~ 82 .