

组合生态系统氨氮去除最佳单元及其去除机制研究

彭剑峰^{1,2}, 王宝贞², 宋永会¹, 袁 鹏¹

(1 中国环境科学研究院, 北京 100012; 2 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 黑龙江
哈尔滨 150090)

摘 要: 通过考察稳定塘—湿地组合生态处理系统各单元对氨氮去除速率的差异, 提出了去除氨氮的最佳单元类型, 分析了该单元对氨氮的主导去除机制。结果表明, 在该组合生态处理系统中, 水深为 1.0 m 左右、大量生长浮萍等水生植物及溶解氧浓度较高的水生植物塘是去除氨氮的最佳单元。在水生植物塘中, 生物吸收 (有机氮固定) 作用是低温期去除氨氮的主导机制, 同步硝化反硝化作用则是高温期去除氨氮的主导机制。

关键词: 氨氮; 稳定塘; 湿地; 去除机制

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2007)15-0062-04

Optimal Ammonia Removal Unit of Combined Ecological System and Its Removal Mechanism

PENG Jian-feng^{1,2}, WANG Bao-zhen², SONG Yong-hui¹, YUAN Peng¹

(1. China Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. School
of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090,
China)

Abstract: By investigating the difference of the ammonia nitrogen removal rate in different units of the stabilization pond/wetland combined treatment system, the optimal unit for ammonia nitrogen removal was put forward, and the ammonia nitrogen removal mechanism in the unit was analyzed. The results show that in the combined ecological treatment system, a 1.0 m deep hydrophyte pond with a great quantity of duckweed and a higher oxygen level is the optimal unit for ammonia nitrogen removal. In the hydrophyte pond, biological uptake and simultaneous nitrification and denitrification are the most important ammonia nitrogen removal mechanisms in cold and warm periods, respectively.

Key words: ammonia nitrogen; stabilization pond; wetland; removal mechanism

在稳定塘和湿地等污水生态处理系统中, 氨氮主要是通过挥发 ($\text{pH} > 8$)、有机氮固定/释放以及同步硝化反硝化这三种机制而得以去除的^[1]。受水温、pH 值、DO 以及生物量等因素的影响, 传统的稳定塘和湿地处理系统中这三种机制的反应速率较低, 导致对氨氮的去除能力有限。随着对生态处理

系统中生物种群分布和演替规律研究的逐步深入, 多种强化去除氨氮的生态处理工艺相继出现, 这些工艺各具特色, 对氨氮的去除规律也差异明显^[2,3]。

目前, 对生态处理系统中氮素循环的研究多集中于对氨氮去除率的考察上, 而对氨氮迁移转化机制的研究较少, 且存在明显分歧^[1,4]。笔者通过考

基金项目: 黑龙江省重大科技攻关项目 (GA02C201)

察新型多级生态处理系统中不同处理单元对氨氮的去除速率,提出了生态处理系统中去除氨氮的最佳单元类型,并分析了其中的氨氮转化机制。

1 材料与方法

1.1 试验地点

试验在山东省某塘/湿地组合生态处理系统现场进行,该处理系统的工艺流程为:复合兼性塘(HFP)→曝气塘(AP)→曝气养鱼塘(AFP)→鱼塘(FP)→水生植物塘(HP)→芦苇湿地(CW),系统运行中复合兼性塘及曝气塘的状态实际分别为厌氧和兼性。污水流经该组合生态处理系统时,依次经过厌氧、兼性、好氧和缺氧 4 种状态,水环境变化复杂。

1.2 水样采集和测定

每周采集 2~3 次水样,样品首先通过不锈钢筛网(孔径为 2 mm)去除较大的浮游生物,然后再进行各项指标的分析。各形态氮的测定方法参照 APHA (1995)的标准,其中 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 采用戴氏合金法测定以消除 Cl^- 的干扰。

1.3 浮萍生长速率测定

浮萍的湿质量和干质量:将浮萍分别于 20 (暗处)和 105 下干燥 24 h,称其质量后即为湿质量和干质量。

浮萍生长速率测定:将湿质量为 100 g 的浮萍置于水生植物塘内培养 10 d,该塘为 1 m ×1 m ×0.5 m 的尼龙网槽(200 目),计算培养后浮萍湿质量的增值。利用生长速率与浮萍干/湿质量的比值可以计算出以干质量表示的浮萍生长速率。

2 结果与讨论

2.1 去除氨氮的最佳单元

2.1.1 各单元对氨氮去除的贡献

图 1 为不同月份各处理单元对氨氮的去除率。

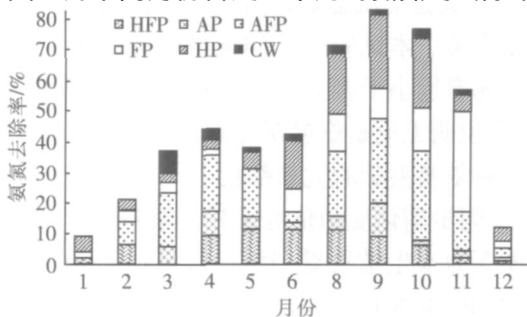


图 1 不同单元对氨氮去除的贡献

Fig 1 Monthly variations of removal contributions of different units for $\text{NH}_3 - \text{N}$

由图 1 可以看出,曝气养鱼塘 (AFP)和水生植物塘 (HP)是去除氨氮的主要单元。2 月—5 月曝气养鱼塘对氨氮去除的贡献最大;12 月、1 月水生植物塘的贡献最大;8 月—10 月曝气养鱼塘和水生植物塘对氨氮去除的贡献均明显高于其他单元的。鱼塘 (FP)仅在 11 月对氨氮去除的贡献较高;芦苇湿地 (CW)则在植物生长期 (3 月—4 月)对氨氮的去除率较其他月份的高;复合兼性塘 (HFP)和曝气塘 (AP)对氨氮去除的贡献一直偏低。从图 1 还可知,随着温度的升高,各单元对氨氮的去除能力都有所提高。其中,曝气养鱼塘和水生植物塘受温度的影响较大,复合兼性塘和曝气塘受温度的影响较小。

水体的 pH 值、温度、DO 及微生物等是影响氨氮去除的关键因素^[4],各处理单元对氨氮去除率贡献的差异源于上述各因素的变化。随着污水从组合生态处理系统的前端流向后端,水中藻类和硝化菌的含量逐渐增多,DO 和 pH 值逐渐升高,去除氨氮的三个主导机制的反应速率也相应加快,因而曝气养鱼塘和水生植物塘对氨氮去除的贡献明显高于前端的复合兼性塘和曝气塘。而鱼塘中生活着大量的浮游动物及鱼类,其代谢活动释放出一定量的氨氮,从而降低了该单元对氨氮去除的贡献。芦苇湿地中生长旺盛的芦苇和浮萍使系统处于缺氧状态 (6 月—9 月),导致了 pH 值、藻类和硝化菌数量的降低,使其对氨氮去除的贡献较小。

2.1.2 对氨氮去除速率的比较

表 1 为不同温度时期各单元对氨氮的去除速率。

表 1 各处理单元对氨氮去除速率的比较

Tab 1 Comparison of $\text{NH}_3 - \text{N}$ removal rate in different units

项目	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$					
	复合兼性塘	曝气塘	曝气养鱼塘	鱼塘	水生植物塘	芦苇湿地
低温期 (1、2、11、12 月)	0.18	0.11	0.08	0.17	0.28	
高温期 (5 月—9 月)	0.31	0.26	0.57	0.54	2.17	0.42

由表 1 可以看出,高温期各单元对氨氮的去除速率明显高于低温期的,其中曝气养鱼塘和水生植物塘的增幅最大,不论是低温期还是高温期,水生植物塘都是对氨氮去除速率最高的单元,这说明该单元比其他单元更适合用来处理含氨氮污水。值得注

意的是,尽管曝气养鱼塘对氨氮去除的贡献较大,但其对氨氮的去除速率却远远低于水生植物塘的,这可能是由于曝气养鱼塘面积较大,热分层明显,无法实现理想的水流推流状态,使其实际水力停留时间远低于理论值所致。

综上所述,在该组合生态处理系统中,水生植物塘是去除氨氮的最佳单元。而水生植物塘去除氨氮效果最佳的生态环境为:水深在 1.0 m 左右、大量生长浮萍等水生植物及较高的溶解氧浓度。

2.2 水生植物塘去除氨氮的主要机制

2.2.1 有机氮固定/释放对氨氮去除的影响

在生态处理系统中,氨氮不断被藻类、水生植物所吸收,并以有机氮的形式在生物体及其释放物中积累;同时水体中的有机氮也不断分解并释放出氨氮。图 2 为不同月份,水生植物塘中有机氮和氨氮的去除速率比较。

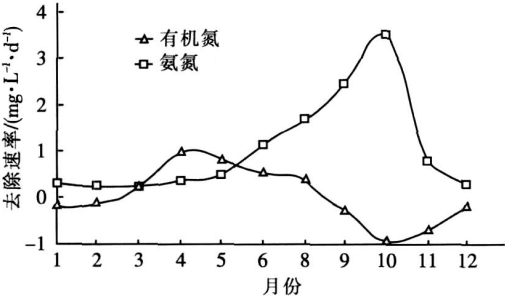


图 2 有机氮和氨氮的去除速率比较
Fig 2 Comparison of removal rates of organic nitrogen and ammonia nitrogen

由图 2 可以看出,3 月—8 月水生植物塘对有机氮的去除速率 > 0,说明有机氮的自身分解速率高于藻类等生物作用合成有机氮的速率;1 月—2 月和 9 月—12 月,生物作用对有机氮的合成过程则占主导地位。此外,试验中发现 1、2、11、12 月生物吸收作用对氨氮去除的贡献为 54%~88%,远高于其他去除机制的贡献率,这说明在低温期生物吸收(有机氮固定)作用是去除氨氮的主要机制。

在 5 月—11 月,浮萍是水生植物塘中的绝对优势种群,表 2 为 5 月—11 月浮萍的生长速率及其对氨氮的吸收速率。

由表 2 可以看出,浮萍的生长速率为 3.9~10.6 g/(m²·d),这与 Peter 所测的 8.2~16.4 g/(m²·d) 及 Alaerts 测定的 5.8~10.4 g/(m²·d) 接近^[5,6]。通过对比浮萍对氨氮的吸收速率及水生

植物塘对氨氮的去除速率(见图 2)可知,5 月—8 月浮萍吸收作用对氨氮去除的贡献较高,占总去除量的 32%~44%。对比同一时期有机氮分解、释放情况(见图 2)可知,有机氮固定机制对氨氮去除的贡献甚微。

表 2 水生植物塘中浮萍对氨氮的吸收速率
Tab 2 Uptake rate of ammonia nitrogen by duckweed in hydrophyte pond

项目	5月	6月	8月	9月	10月	11月
浮萍生长速率 / (g·m ⁻² ·d ⁻¹)	4.2	7.7	10.6	7.5	6.7	3.9
氨氮吸收速率 / (mg·L ⁻¹ ·d ⁻¹)	0.210	0.385	0.530	0.375	0.335	0.195

综上所述,在低温期(1、2、11、12 月)生物吸收(有机氮固定)对氨氮去除的贡献较大,是水生植物塘去除氨氮的主导机制,而在 5 月—8 月有机氮固定对氨氮去除的贡献甚微。

2.2.2 氨的挥发对氨氮去除的影响

在生态处理系统中氨氮是以非离子态 NH₃-N(g)和离子态 NH₄⁺-N 的形式存在的,而氨氮的挥发水平主要取决于 NH₃-N(g)含量。NH₃-N(g)的挥发速率 v 用下式表示^[7]:

$$v = \frac{[NH_3 - N(g)] \times K}{d}$$
 (1)

式中 v——挥发速率,mg/(L·d)
K——常数, $K = 0.0566 \times \exp[0.13(T - 20)]$
d——水深,m
T——水温,

经计算可知,水生植物塘的 v 在低温期为 0.002 mg/(L·d),高温期为 0.053 mg/(L·d),变化幅度略高于 Zimmo 的 0.007 和 0.035 mg/(L·d)^[8],这与 Zimmo 试验中低温期和高温期的 pH 值和水温变化较小有关。本试验中不同温度时期 NH₃-N(g)的挥发速率远小于表 1 中水生植物塘对氨氮的去除速率,这说明无论是低温期还是高温期 NH₃-N(g)的挥发对氨氮去除的贡献都较小。

2.2.3 同步硝化反硝化对氨氮去除的影响

图 3 为水生植物塘(HP)、鱼塘(FP)和曝气养鱼塘(AFP)中 NO_x⁻-N 含量的情况。

由图 3 可以看出,尽管鱼塘的水力停留时间接近水生植物塘的 2 倍,但在高温期(5 月—9 月)鱼塘中的 NO_x⁻-N 没有明显增长,而水生植物塘中的

NO_x^- -N含量则明显升高,这表明水生植物塘的硝化速率远高于鱼塘的。此外,该时期水生植物塘中的 NO_x^- -N 含量与氨氮去除率之间的相关系数为 0.882,可见氨氮的去除与 NO_x^- -N 的生成之间存在明显的相关性。

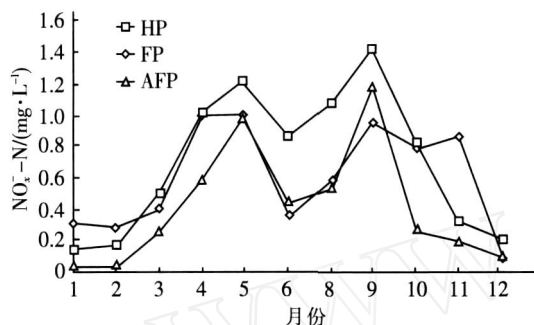


图 3 HP、FP 和 AFP 中 NO_x^- -N 含量

Fig 3 Comparison of NO_x^- -N concentration in HP, FP and AFP

在一般的好氧塘内硝化菌因缺乏有效的载体而在水中的密度较低,硝化作用主要在沉积物的表层进行^[9],因此好氧塘中同步硝化反硝化的限制因素为硝化过程^[10]。水生植物塘的水深约为 1.0 m,底层水的溶解氧浓度常年维持在 4 mg/L 以上,沉积物表层 (<1 mm) 为浅褐色的好氧颗粒,沉积物中硝化菌的密度较高。此外,水生植物塘中大量生长的浮萍等水生植物也是硝化菌的有效载体。而水深较大的曝气养鱼塘中尽管 pH 和表层 DO 与水生植物塘的接近,但因缺乏硝化菌的有效载体,从而使硝化菌的数量较少,进而使硝化作用较弱。

3 结论

在试验所采用的组合生态处理系统中,曝气养鱼塘和水生植物塘是去除氨氮的主要单元,其中水生植物塘对氨氮的去除速率最高,是氨氮的最佳去除单元。

在水生植物塘中,低温期的生物吸收(有机氮固定)作用对氨氮去除的贡献最大,高温期的同步硝化反硝化作用对氨氮去除的贡献最大;氨的挥发作用对氨氮去除的贡献全年均较小。

参考文献:

- [1] Gómez E, Casellas C, Picot B, *et al* Ammonia elimination processes in stabilization and high-rate algal pond systems[J]. Water Sci Technol, 1995, 31 (12): 303 - 312
- [2] Christian R S, Sabine W, Amluf M. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment[J]. Water Res, 2003, 37 (9): 2035 - 2042
- [3] Nozaily A F, A laerts G, Veenstra S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons-I oxygen balance and COD removal[J]. Water Res, 2000, 34 (10): 2727 - 2733
- [4] Timothy J H, Michael A C. Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons[J]. Water Sci Technol, 1999, 39 (6): 191 - 198
- [5] Peter V D S, Asher B, Gideon O. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation[J]. Water Sci Technol, 1998, 38 (1): 335 - 343
- [6] A laerts G J, Rahman M M D, Kelderman P. Performance analysis of a full-scale duckweed covered sewage lagoon [J]. Water Res, 1996, 30 (4): 843 - 852
- [7] Zimmo O R, van den Steen N P, Gijzen H J. Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater[J]. Water Res, 2003, 37 (19): 4587 - 4594
- [8] Zimmo O R, van der Steen N P, Gijzen H J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds[J]. Water Res, 2004, 38 (4): 913 - 920
- [9] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes[J]. Ecological Modelling, 1997, 105 (1): 1 - 21
- [10] Sara G, Lawrence A B, Xu Y. Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse[J]. Water Res, 2001, 35 (16): 3857 - 3866

电话: (010) 84928381

E-mail: pjf1995@163. com

收稿日期: 2007 - 02 - 14

保护生态, 维护河流健康生命