

低碳高氮废水的人工湿地脱氮研究进展

代嫣然^{1,2}, 梁威¹, 吴振斌¹

(1. 中国科学院水生生物所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:围绕如何提高人工湿地对低碳高氮废水中氮的去除效率,介绍了人工湿地污水处理系统脱氮的机理,归纳阐述了碳源、溶解氧、温度以及 pH 值等因素对人工湿地处理低碳高氮废水时脱氮效果的影响,并对人工湿地处理低碳高氮废水的研究方向作了展望。

关键词:人工湿地;低碳高氮;脱氮;研究进展

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:1672–2043(2010)增刊–0305 – 05

Research Advances of Constructed Wetlands for Nitrogen Removal of Wastewater with High Nitrogen and Low Carbon Contents

DAI Yan – ran^{1,2}, LLIANG Wei¹, WU Zhen – bin¹

(1. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2. Graduate University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In this paper, the mechanism of nitrogen removal in the constructed wetland, together with the effects of organic carbon availability, dissolved oxygen, temperature, pH on the nitrogen removal was summarized. In addition, the research prospects of the constructed wetland to treat wastewater with high nitrogen and low carbon contents were also proposed.

Keywords: constructed wetland; high nitrogen and low carbon; nitrogen removal; research advances

随着我国经济、社会的快速发展以及城市化进程的加快,大量污水未经适当处理直接排入水体,导致河流、湖泊等水体富营养化严重,生态系统退化,生态服务功能下降,甚至完全丧失,并呈进一步恶化趋势。氮作为表征地表水水质状况的主要污染物指标之一,是影响水生态系统健康和稳定的重要因素。处理系统对污染水体中氮的净化去除效率是评价处理系统效率的一个重要指标。

近几十年来,人工湿地作为一项具有效率高、投资低、运行维持费用低等优点^[1]的污水生物处理技术而被广泛用于处理各种污水,如生活污水^[2]、工业废水^[3]、暴雨径流^[4]、农业面源废水^[5]等,在污染控制方

面发挥了重要作用。受污染城市水体、雨水径流形成的面源污染物中氮的浓度较高、有机物浓度相对不高,如滇池流域的暴雨径流,初期平均 COD 为 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,后期则不足 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,湿地进水的碳氮比甚至还不能达到 $1.0^{[6]}$ 。对于这样的水质特点,人工湿地的脱氮效果均不理想^[7]。因此,如何提高人工湿地处理系统对低碳高氮废水中大量氮的去除效率,引起了广泛关注。

1 人工湿地的脱氮机制

人工湿地对氮的去除主要是通过植物吸收、沉淀及基质吸附、硝化 – 不完全反硝化产生 N_2O 以及完全反硝化产生 N_2 等作用实现的^[8]。另外,研究发现厌氧氨化细菌直接将 NO_2^- 和 NH_4^+ 转化为 N_2 也是湿地脱氮的一种途径,但对其在湿地除氮过程中所发挥作用的大小所知甚少^[9]。一般来说,人工湿地中最主要的除氮机制仍然是微生物的硝化反硝化作用,与人工湿地去除氮过程相关的因素主要有两个:湿地微

收稿日期:2009–09–01

基金项目:国家“十一五”重大科技专项(2008ZX07106 – 003);江苏省科技惠民项目(BE2008651);中科院天津专项(TJZX2 – YW – 07)

作者简介:代嫣然(1985—),女,湖北钟祥人,硕士研究生,研究方向为环境生物学及生态修复。

通讯联系人:梁威 E – mail: wliang@ ihb. ac. cn

生物和湿地植物。

1.1 湿地微生物

人工湿地处理污水时,氮的降解和转化主要是由湿地植物根区微生物活动来完成的,人工湿地中微生物的活动是废水中有机物降解的主要机制^[10]。水生植物通过通气组织的运输,将氧气输送到根区,从而形成了根表面及附近区域的氧化状态,废水中大部分有机物质在这一区域被好氧微生物利用氧而分解成为 CO₂ 和 H₂O,有机氮化物等则被这一区域的硝化细菌所硝化^[11]。在湿地中的还原状态区域,则是经过厌氧细菌的发酵作用,将有机物分解^[12]。

人工湿地微生物除氮主要通过以下途径:第一步氨化作用,湿地微生物分解有机含氮化合物释放出氨 (DON→NH₄⁺);第二步硝化作用,自养型好氧微生物先将氨氮转化为亚硝酸盐,再进一步氧化为硝酸盐 (NH₄⁺→NO₂⁻→NO₃⁻);第三步反硝化作用,硝态氮还原成氧化二氮或氮气 (NO₂⁻→NO₃⁻→NO→N₂O→N₂)。硝化作用是好氧过程,主要由亚硝化细菌和硝化细菌来完成,反硝化过程则在缺氧条件下由反硝化细菌来完成。一般认为湿地中植物和土壤对氮的吸收很少,大部分都是通过微生物的作用去除的。Spieles 等^[13]研究表明,人工湿地系统中,反硝化作用脱除的氮占总去除氮的比例高达 60%~70%。黄娟等^[14]以大量试验资料为基础,对潜流型人工湿地的脱氮途径及规律进行了定量分析,得出微生物降解量约占进水总氮的 50%。

1.2 湿地植物

湿地植物主要在以下 4 个方面影响湿地对氮的去除:(1)一定程度上优化湿地内部水流状态;(2)将氧气从上部输送至根部,从而在根区或根际形成一种好氧环境,进而刺激有机物质的分解和硝化细菌的生长;(3)提供微生物附着的根区表面;(4)提供能供异氧细菌生长的可降解有机碳源^[15]。此外,通过湿地植物的收割带走部分氮也是湿地去除氮的一条途径。湿地植物主要吸收 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 等形态的无机氮并将其转化为植物体细胞以及组织生长所必需的有机物^[16]。一般认为,植物吸收的氮仅占总去除氮的 20%~30%。

然而,因为不同的植物对季节更替变化的反应、蒸腾作用以及提供可利用有机碳源的多少和种类不同^[17],所以选择合适的水生植物种类在净化污水过程中至关重要。Toet 等^[18]研究发现,在以挺水植物为优势种的湿地中氮的去除率高于以沉水植物和藻

类为优势种的湿地。Bastviken 等^[19]通过对比种植挺水植物与沉水植物的两种湿地也发现类似的结论,同时实验还得出两者之间的差异随季节的变化而改变。Reddy 等^[20]研究了凤眼莲等 8 种水生植物净化污水的能力,发现夏季水生植物去除氮的效果顺序依次为凤眼莲 (*Eichhornia crassipes* Solms)、水浮莲 (*Pistia stratiotes* L.)、水鳖 (*Hydrocotyle umbellata* L.)、浮萍 (*Lemna minor* L.)、槐叶萍 (*Salvinia rotundifolia*)、紫萍 (*Spirodela polyrhiza* L.)、水筛 (*Egeria densa* Planch);而在冬季其去除效果依次为水鳖、凤眼莲、浮萍、水浮莲、紫萍、槐叶萍、水筛。

2 影响人工湿地氮去除的主要因素

2.1 碳源

一般来说,湿地内硝态氮必须通过反硝化作用才能彻底的从系统中去除。人工湿地内反硝化作用可能因为缺乏可利用有机碳、硝酸盐或存在过量的氧气而受到抑制,其中可利用碳源的缺乏往往是脱氮过程中的限制性步骤^[21]。反硝化细菌不仅需要碳源物质提供细胞活动的能量,还必须利用含碳物质合成细胞体^[22]。碳源物质主要通过影响反硝化细菌的活性来影响处理系统的脱氮速率。能为反硝化细菌所利用的碳源是多种多样的,主要可分为 3 类:废水中所含的有机碳源;内源碳;外加碳源等^[23]。

研究表明,许多受污染水体存在着 COD 较低而氮、磷含量较高的特点,即废水中所含有机碳源相对较少,C:N:P 的比例远低于 100:5:1,不利于现有生物处理系统对氮的去除。王凯军等^[24]运用复合垂直流人工湿地处理废水时发现,通过第一级下行床后,剩余的 COD 只有 27.6 mg·L⁻¹,可供反应的电子供体不足,反硝化反应不能完全进行。

内源碳主要是指由植物枯叶或其他有机物分解生成的 BOD,同时内源自养过程积累并将含碳有机物释放回湿地中,也会形成 1~10 mg·L⁻¹ BOD,但基质中所含的有机碳物质并不能全部被反硝化细菌所利用^[25]。Hunter^[26]研究得出,即使运行 10 a 之久的人工湿地仍然存在因基质中缺乏可利用的有机碳源而影响系统反硝化能力的问题。McCarty 等^[27]也认为,在绝大多数情况下,电子供体是人工湿地反硝化过程中的限速底物。

针对人工湿地内部普遍存在的反硝化细菌可利用有机碳源不足的状态,越来越多的研究者开始关注外加碳源对湿地脱氮效率的影响。Garcia - Montiel

等^[28]研究发现,在人工湿地中添加简单的有机物(如葡萄糖)能够大大提高反硝化速率。随着对该领域研究的不断深入,更多地选择以天然有机物(如碎树枝、植物残体以及腐殖质等)作为外加碳源。Sami 和 Stephen^[29]以轧棉工业的废弃棉花作为有机碳源直接覆盖在湿地表层,对比未投加任何碳源的相应湿地,结果表明投加废弃棉花的湿地基质内部平均可矿化有机碳含量要高出1.5倍,同时反硝化速率也有明显提高。Ingersoll 和 Baker^[30]发现,当投加到湿地中干枯香蒲茎叶的量增加到一定程度时, NO_3^- 的脱除效率接近100%。但C/N比并不是越高越好,因为COD较高时,其降解时会大量消耗溶氧,导致DO急剧降低,使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的硝化作用受到抑制,不能产生反硝化需要的足够的底物 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。有研究表明,C/N比的理论值为1.07^[31],而最佳比为3.5^[32]。另外,需要注意的是,利用人工湿地处理低碳源面源污水中的氮时,应充分考虑污水中氮的形态,对于以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主的污水,可以通过补充碳源提高TN的去除效果;对于以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为主的污水,仅仅靠投加碳源是不够的,还要考虑复氧的问题^[33]。

2.2 温度

温度对人工湿地脱氮性能的影响主要有两方面:一是温度对微生物硝化作用的影响,二是冬季温度降低植物枯萎死亡,植物停止吸收,并且逐渐向系统中释放氮,由于硝化能力降低,不能及时降解植物和微生物释放出的氮,导致出水氮浓度升高,甚至出水浓度大于进水浓度。另外,温度对基质吸附作用的两个阶段(颗粒外部扩散阶段和颗粒内部扩散阶段)都有影响,而且温度对吸附剂本身的溶解性和化学吸附也有影响。

微生物的硝化作用是一个对温度敏感的过程^[34],其原因在于温度对硝化细菌的增殖速度和活性都有较大影响^[35]。一般认为,硝化细菌的最适温度是28~36℃,在温度<10℃时硝化反应便受到抑制^[36],<6℃反应速率大幅度降低^[37]。但也有研究发现,当温度降到0~5℃时湿地内部仍然存在硝化反应^[38]。Cookson等^[39]认为硝化细菌能够通过调节细胞体的新陈代谢来适应低温条件并维持其细胞活性。Alleman^[40]发现在低温条件下出现亚硝酸盐累积的现象,表明该条件下系统中只发生铵氧化过程。

至于反硝化作用则能够随温度升高而增大直至60~75℃^[41]。但当温度低至5℃时,不仅反硝化作用受到抑制,而且主要产物由 N_2 转变成温室气体

N_2O 和 $\text{NO}^{[42]}$ 。杨昌凤等^[43]在模拟人工湿地处理污水的实验研究中也发现:气温在22~32℃范围内,两种系统对KN的去除率随着温度的升高而增大。不过,也有人发现短期的温度变化对氮磷的去除率影响不大,但长期的温度变化将会导致营养物质的去除率发生改变^[44]。

2.3 溶解氧(DO)

溶解氧的高低直接影响到人工湿地脱氮的效果。一定浓度范围的溶解氧对COD的去除率不产生明显影响,但对脱氮有一定的影响,以溶解氧浓度适中时效果最好^[45]。因为溶解氧的增加可提高硝化反应速率并加快硝化细菌的生长速度,但对反硝化脱氮有抑制作用,其机制为阻抑硝酸盐还原酶的形成,或者仅仅充当电子受体,从而竞争性地阻碍了硝酸盐的还原,降低反硝化速率,使得氮不能最终得到去除。当溶解氧过低时,不仅降低硝化反应速率和总脱氮率,而且出现亚硝酸盐的积累。虽然氧对反硝化脱氮有抑制作用,但氧的存在对能进行反硝化作用的反硝化菌却是有利的,因为这类菌为兼性厌氧菌,菌体内的某些酶系统组分只在有氧时才能合成,因而在工艺上最好使这些反硝化细菌交替处于好氧、厌氧的环境条件下。

研究发现局部充氧可以提高湿地的脱氮能力,特别是对氨氮的去除。钟秋爽等^[46]在湿地前端进行人工曝气,发现通过曝气能够显著提高脱氮效率且当气水比为6时效果最佳。现今人工湿地增氧系统主要包括:(1)无动力增氧:设置通气管,调节湿地内液面高度(潮汐流、干湿交替等);(2)植物复氧;(3)动力增氧(湿地底部鼓风曝气);(4)其他增氧方式:进水预曝气(直接进水曝气、喷淋曝气、跌水曝气等)、间歇进水、调节水体流态(波形流)。Hammer等^[34]认为,1 mg·L⁻¹的溶解氧足以氧化 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,但Paredes等^[47]发现,在废水处理系统中当溶氧浓度低于大约2.5 mg·L⁻¹时,亚硝酸盐的氧化反应就开始受到抑制,并导致亚硝酸盐的积累。其原因可能在于氧的转移速率与氧的实际浓度同样重要^[48],正如大量研究结果表明,在湿地厌氧部位,在植物根须形成的好氧区域能够促进硝化反应。

2.4 pH值

pH值是影响微生物脱氮作用的一个重要的因素,微生物的生命活动只有在一定的pH值条件下才能发生。一般而言,氨化作用的最佳pH值范围是6.5~8.5,硝化作用的最佳pH值范围是7.0~8.2^[49],而

反硝化作用的最佳 pH 值范围是 6~8^[50], 在 pH 值为 5 时, 反硝化作用已经降到最低, 而低于 4 时反硝化作用不会发生^[9]。

对人工湿地来说, 湿地系统的 pH 主要取决于湿地介质以及废水性质。人工湿地构建完毕, 运行期间湿地的 pH 变动不大。一般人工湿地的 pH 值在 7.5~8.0 之间, 比较有利于硝化过程的进行。但是, 当人工湿地中填充的是特殊介质时, 湿地系统中的 pH 可能会较大地偏离这个范围, 同时氨氮的存在形式也发生了变化, 硝化过程将会受到抑制^[51]。

3 结束语

针对面源污染、受污染城市水体等低碳高氮的现象, 如何进一步提高人工湿地的脱氮效率, 逐渐成为人们研究的热点和难点问题。关于温度、溶解氧和 pH 值等因素对人工湿地除氮效率的影响已有大量研究, 而且结论日趋成熟。而对于通过投加外源碳来改善低碳高氮废水脱氮效果的研究尚不系统。因此, 在选择投加外源碳的种类、投加方式、投加量的多少、投加外源碳后氮元素的动力学模型以及对脱氮效果的影响等方面亟需开展大量的研究工作。

参考文献:

- [1] Vymazal J. (Ed.). Natural and constructed wetlands: Nutrients, metals and management [M]. Leiden: Backhuys Publishers, 2005.
- [2] 龚琴红, 田光明, 等. 垂直流湿地处理低浓度生活污水的水力负荷 [J]. 中国环境科学, 2004, 24(3): 275~279.
GONG Qin-hong, TIAN Guang-ming, et al. Hydraulic loading of vertical-flow wetland applied in low concentration sewage treatment [J]. *China Environment Science*, 2004, 24(3): 275~279.
- [3] Vrhovsek K D. Constructed wetland for industrial wasted water treatment [J]. *Water Research*, 1996, 30: 2287~2292.
- [4] Green M B, Martin J R. Constructed reed beds clean up storm overflows on small wastewater treatment works [J]. *Water Environment Research*, 1996, 68: 1054~1060.
- [5] Braskerud B C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution [J]. *Ecological Engineering*, 2002, 18: 351~370.
- [6] 薛玉, 张旭, 等. 复合沸石吸氮系统控制暴雨径流污染 [J]. 清华大学学报(自然科学版), 2003, 43(6): 854~857.
XUE Yu, ZHANG Xu, et al. Storm-water pollution control using zeolite nitrogen absorption system [J]. *J Tsinghua Univ (Sci & Tech)*, 2003, 43(6): 854~857.
- [7] Sakadevan K, Bovar H J. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(2): 121~128.
- [8] Gabriel M L, Roxane M, et al. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands [J]. *Water Research*, 2009, 43: 535~545.
- [9] Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. *Science Total Environment*, 2007, 380(1~3): 48~65.
- [10] Lund L J, Horne A J, Williams A E. Estimation denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios [J]. *Ecological Engineering*, 2000, 14: 67~76.
- [11] Debusk W F, Reddy K R. Removal of flood water nitrogen in cypress swamp receiving primary wastewater effluent [J]. *Hydrobiologia*, 1987, 153: 79~86.
- [12] Breen P F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment [J]. *Water Research*, 1990, 24(6): 689~697.
- [13] Spieles D J, Mitsch W J. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: A comparison of low- and high-nutrient riverine systems [J]. *Ecological Engineering*, 2000, 14: 77~91.
- [14] 黄娟, 王世和, 等. 芦苇潜流人工湿地氮转移规律的定量分析 [J]. 安全与环境工程, 2008, 15(3): 41~44, 48.
HUANG Juan, WANG Shi-he, et al. Quantitative analysis of nitrogen transferring rule in subsurface flow constructed wetlands with reeds [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2008, 15(3): 41~44, 48.
- [15] Kadlec R H. The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing [J]. *Ecological Engineering*, 2008, 33: 126~141.
- [16] Lee Chang-gyun, Fletcher T D, Sun Guang-zhi. Nitrogen removal in constructed wetland systems [J]. *Engineering Life Science*, 2009, 9(1): 11~22.
- [17] Corstanje R, Reddy K R, Portier K M. Typha latifolia and Cladium jamaicense litter decay in response to exogenous nutrient enrichment [J]. *Aquatic Botany*, 2006, 84(1): 70~78.
- [18] Toet S, Logtestijn R S P V, et al. The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant [J]. *Ecological Engineering*, 2005, 25: 101~124.
- [19] Bastviken S K, Weisner S E B, et al. Effect of vegetation and hydraulic loading on seasonal nitrate removal in treatment wetlands [J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 946~952.
- [20] Reddy, K R, Debusk T A. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes [J]. *Environmental Quality*, 1985, 14: 459~462.
- [21] Tanner C C, Kadlec R H. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands [J]. *Water Science Technology*, 2003, 48(5): 191~198.
- [22] Knowles R. Denitrification [J]. *Microbiological Reviews*, 1982, 46(1): 43~70.
- [23] 马文漪, 杨柳燕. 环境微生物工程 [M]. 南京:南京大学出版社, 1998.
MA Wen-yi, YANG Liu-yan. Environmental microbial engineering [M]. Nanjing: Nanjing University Press, 1998.
- [24] 王凯军, 陈世朋, 等. 微型复合垂直流人工湿地处理农村灰水试验研究 [J]. 中国给水排水, 2008, 24(17): 40~43.

- WANG Kai - jun, CHEN Shi - peng, et al. Experimental study on treatment of grey water by mini - integrated vertical - flow constructed wetland[J]. *China Water&Wastewater*, 2008, 24(17) : 40 - 43.
- [25] Hill A R, Cardaci M. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and sub - surface sediments[J]. *Soil Sci Soc Am*, 2004, 68:320 - 325.
- [26] Hunter R. G. Comparison of biogeochemical functions between restored and natural bottomland hardwood wetlands[D]. Dissertation. Louisiana State University, Baton Rouge, LA. 2000.
- [27] Bruce E Rittman, Perry L McCarty. 文湘华, 等译. 环境生物技术原理与应用[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004.
- Bruce E Rittman, Perry L McCarty. Environmental biotechnology: principles and applications [M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2004.
- [28] Garcia - Montiel D C, Melillo J M, et al. Carbon limitations to nitrous oxide emissions in a humid tropical forest of the Brazilian Amazon[J]. *Biol Fertile Soils*, 2003, 38:267 - 272.
- [29] Sami Ullah, Stephen P, Faulkner. Use of cotton gin trash to enhance denitrification in restored forested wetlands[J]. *Forest Ecology and Management*, 2006, 237:557 - 563.
- [30] Ingwersoll T L, Baker L A. Nitrate removal in wetland microcosms[J]. *Water Research*, 1998, 32(3):677 - 684.
- [31] Piecek T, Cizkova H, Dusek J. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland plants as important sources of carbon[J]. *Ecological Engineering*, 2007, 31 (2):98 - 106.
- [32] Lin Y F, Jing S R, 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.
- [33] 赵联芳, 朱伟, 赵建. 人工湿地处理低碳氮比污染河水时的脱氮机理[J]. 环境科学学报, 2006, 26(11):1821 - 1827.
- ZHAO Lian - fang, ZHU Wei, ZHAO Jian. Nitrogen removal mechanism in constructed wetland used for treating polluted river water with lower ratio of carbon nitrogen [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(11):1821 - 1827.
- [34] Hammer M J, Hammer M J, Jr. Water and wastewater technology [M]. 4th ed. Upper Saddle River, NJ, USA. Prentice - Hall, 2001.
- [35] Crites R W. Design criteria and practice for constructed wetlands[J]. *Water Science and Technology*, 1994, 29:1 - 6.
- [36] Werker A G, Dougherty J M, et al. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 19 (1):1 - 11.
- [37] Xie S, Zhang X, Wang Z. Temperature effect on aerobic denitrification and nitrification [J]. *Environmental Science*, 2003, 15:669 - 673.
- [38] Sundberg C, Stendahl J S K, et al. Overland flow systems for treatment of landfill leachates - potential nitrification and structure of the ammonia - oxidizing bacterial community during a growing season[J]. *Soil Biology&Biochemistry*, 2007a, 39:127 - 138.
- [39] Cookson W R, Cornforth I S, Rowarth J S. Winter soil temperature (2 - 15°C) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils; a laboratory and field study[J]. *Soil Biology&Biochemistry*, 2002, 34:1401 - 1415.
- [40] Alleman J E. Elevated nitrite occurrence in biological waste - water treatment systems[J]. *Water Science&Technology*, 1985, 17 (2/3) : 409 - 419.
- [41] Burchell II M R, Skaggs R W, et al. Substrate organic matter to improve nitrate removal in surface - flowconstructed wetlands[J]. *Environmental Quality*, 2007, 36:194 - 207.
- [42] Bremner J M, Shaw K. Denitrification in soil; Factors affecting denitrification[J]. *Agriculture Science*, 1958, 51:40 - 52.
- [43] 杨昌凤, 黄淦泉, 等. 模拟人工湿地处理污水的试验研究[J]. 应用生态学报, 1991, 2(4):350 - 354.
- YANG Chang - feng, Hunag Gan - quan, et al. Wastewater treatment by simulated artificial wetlands[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1991, 2(4):350 - 354.
- [44] Damir B, Susanne L, et al. Influence of temperature on biological phosphorus removal: Process and molecular ecological studies [J]. *Water Research*, 1998, 32(4):1035 - 1048.
- [45] 徐伟锋, 孙力平, 等. DO 对同步硝化反硝化影响及动力学[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16 (1) :8 - 10.
- XU Wei - feng, SUN Li - ping, et al. Effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification and kinetic equation[J]. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2003 ,16 (1) :8 - 10.
- [46] 种秋爽, 王世和, 等. 曝气气水比对人工湿地处理效果的影响 [J]. 环境工程, 2008, 26(6):42 - 44.
- Zhong Qiu - shuang, Wang Shi - he, et al. Influence of aeration gas - water ratio on treating effect of constructed wetland[J]. *Environment Engineering*, 2008, 26(6):42 - 44.
- [47] Paredes D, Kuschk P, et al. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - a review[J]. *Engineering in Life Sciences*, 2007, 7 (1): 13 - 25.
- [48] Faulwetter J L, Gagnon V, et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 987 - 1004.
- [49] Antoniou P, Hamilton J, et al. Effect of temperature and pH on the effectivemaximum specific growth rate of nitrifying bacteria[J]. *Water Research*, 1990,24(1):97 - 101.
- [50] Paul E A, Clark F E. Soil microbiology and biochemistry [M]. San Diego, CA, USA: Academic Press Inc, 1989.
- [51] 张政, 付融冰, 等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. 生态环境, 2006,15(6):1385 - 1390.
- ZHANG Zheng, FU Rong - bing, et al. Analyse of nitrogen removal pathways and their effect factors in constructed wetland[J]. *Ecology and Environment*, 2006,15(6) : 1385 - 1390.