

潜流人工湿地系统中氮去除影响因素研究

张强, 唐娜 (西南大学化学化工学院, 重庆 400715)

摘要 对潜流人工湿地系统中基质的类型、植物的种类、对微生物过程产生影响的各因素以及水力停留时间、污染负荷等其他因素进行了分析, 探讨了其对潜流湿地系统脱氮过程产生的影响。

关键词 潜流湿地; 氮去除; 影响因素

中图分类号 X171.1 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2008)26-11517-03

Study on the Factors Influencing Nitrogen Removal in Subsurface Flow Constructed Wetlands System

ZHANG Qiang et al (College of Chemistry and Chemical Engineering, Southwest University, Chongqing 400715)

Abstract The influencing factors in constructed wetlands system were analyzed, such as substrate types, plant species, the factors influencing microbial activity, hydraulic retention time and pollution load. Its effect on the nitrogen removal process in subsurface flow constructed wetlands system was discussed.

Key words Subsurface flow constructed wetlands; Nitrogen removal; Influencing factors

人工湿地可分为表面流湿地和潜流湿地, 其中潜流湿地是目前研究和应用较多的一种湿地系统。潜流湿地的脱氮效率主要受基质、植物和微生物的影响。基质、植物和微生物是潜流湿地系统的主体, 3者对污水中含氮污染物的净化作用是相对独立而又相互关联的。基质的吸附交换、植物的摄取、微生物的代谢, 以及植物与根际微生物的共生、基质与表面附着微生物的协作等, 组成了潜流湿地系统复杂多样的净化机制。因此对于潜流湿地基质和植物的选择将直接影响到系统对污水中氮的去除效率。较之基质和植物, 微生物在潜流湿地脱氮过程中发挥着更为重要的主导作用, 如氨化、硝化/反硝化过程均是以微生物为主体而发生的。因此, 溶解氧(DO)、温度、pH值等能直接对微生物活性造成影响的因素也决定着湿地的整体脱氮效果。此外, 一些其他因素也影响着湿地整体的脱氮效率, 如污染负荷、水力停留时间等。

1 湿地基质类型

目前广泛应用于潜流湿地的基质以沙粒、石块为主, 这些基质一方面参与氮的去除, 如吸收、吸附、过滤、离子交换、络合反应等, 同时为微生物的生长提供稳定的依附界面, 为湿地植物的生长提供载体和营养物质。

对于目前研究较多的沸石, 其通常能较砾石更为有效地去除污水中的总氮^[1-2]。沸石的高效脱氮在于它具有巨大的比表面积, 对氨氮具有较强的吸附能力, 可快速截留污水中的氨氮, 系统稳定运行一段时间后, 沸石表面形成生物膜, 在膜上发生离子交换、硝化/反硝化等作用。此外, 其他的一些填料如混合填料的沸石与石灰石、海泡石、火山渣等在处理污水中氮的能力上也表现良好^[3-5]。而对于目前备受关注的新型生物填料蛭石, 由于在其外围可形成一层生物膜, 在蛭石吸附氨氮后, 微生物可在膜上进行硝化/反硝化等作用, 而且在该填料系统中存在着吸附-解吸附-微生物转化的动态平衡, 使蛭石的吸附能力得到一定程度的再生, 从而维持了系统的高效处理和稳定性。在张春艳等^[6]、胡艳等^[7]的研究中, 蛭石对污水中氮的处理都取得了较好的效果。

2 湿地植物种类

湿地系统中植物具有一定的除氮能力, 即氮的同化作用。在一般情况下, 植物吸收氮量约占系统总去除氮量的8%~16%。植物在湿地脱氮过程中的重要功能是充当生物泵, 把氧气输送到根区^[8-9], 缓解根区的厌氧状况, 形成好氧微环境; 植物还可为微生物提供附着点, 以及为微生物提供碳源以促进氮去除^[10]。Keith等研究表明, 植物平均10%~25%光合作用同化的碳以分泌物或落叶的形式转移到根区和释放到邻近基质中^[11]; 此外, 植物的蒸腾作用还可刺激水的流动, 利于硝酸盐扩散到厌氧区域发生反硝化作用^[12]。当使用植物去除污水中氮时, 根据植物对不同形态氮的摄取能力选择植物。如香蒲吸收氮形式氨氮优于硝酸盐氮^[13], 而芦苇和甜茅都具有较高利用硝酸盐的能力^[14]。另外, 在选择植物时, 应选择吸氮量较大的植物, 如芦苇和茭草吸收总氮量分别为43 518 kg/(hm²·年)和22 711 kg/(hm²·年)^[15], 以及地上生物量较高的植物, 因为在收割时一些植物在基质下的部位被留在系统中, 未能将氮从湿地中完全去除, 如美人蕉、凤眼莲、菩提子和芦苇都具有较高的地上部分生物量^[16]。一般来说, 对总氮去除效果较好的植物有芦苇^[17-19]、石菖蒲^[20]、美人蕉^[21]等。目前湿地植物常用芦苇, 主要原因是芦苇根系发达, 能为微生物提供良好的繁衍栖息场所, 而且其输氧能力强, 使得微生物在根际得到良好的生长, 根际效应明显。

3 影响湿地微生物过程的因素

3.1 pH值

pH值是影响微生物脱氮的一个重要因素, 因为微生物的代谢作用离不开酶的活动, 而酶作用的pH值范围较窄, 故微生物的生命活动只能在一定的pH值条件下才能发生。一般来说, 氨化作用的最适pH值为6.5~8.5^[22-24]。赵桂瑜认为, 硝化最适pH值为7.5~8.6, 反硝化最适pH值为7.0~8.0^[23]; 张春艳则认为, 反硝化最适pH值为6.5~7.5^[25]; 此外, 厌氧氨氧化过程的pH值应控制在6.81~7.18^[26]。通常pH值<6.0时, 硝化细菌的活性显著下降, pH值<5.0时, 硝化作用基本可以忽略, 而pH值>8.0或者<6.0时, 反硝化速率将大为下降。综合考虑各生物过程, 潜流湿地pH值应控制在中性偏碱将有利于提高系统总氮去除率。

作者简介 张强(1984-), 男, 四川泸州人, 硕士研究生, 研究方向: 环境污染控制。

收稿日期 2008-06-27

3.2 温度 温度对潜流湿地脱氮性能的影响主要有 2 方面,一是对微生物作用的影响,二是对植物的影响。微生物过程中,硝化/反硝化受温度影响随季节的变化而变化^[27]。硝化作用的最佳温度范围是 30~40℃,当温度 < 5℃ 或 > 40℃ 时,硝化细菌活性降低;反硝化作用的最佳温度范围是 15~30℃,当温度 < 15℃ 时,反硝化作用明显受到抑制。在许多研究中都发现了反硝化率与温度的正相关关系^[28-29]。另一方面,温度变化对植物影响明显,Kroger 等的研究中,植物在冬季摄氮明显低于夏季^[30]。冬季温度降低,植物枯萎死亡,停止吸收并且逐渐向系统中释放氮,由于微生物活性降低,不能及时将植物和微生物释放出的氮降解掉,导致系统脱氮效率降低。在许多研究中都发现总氮去除效果最高在夏季,最低在冬季^[31-32]。

3.3 孔隙持水量(Water-filled pore space,WFPS) WFPS 对潜流湿地脱氮的影响主要表现在硝化/反硝化过程上。不同微生物有不同的适合其生长代谢的 WFPS 范围,只有在一定的 WFPS 范围内,微生物才能发挥其最大活性。Laszlo Horvath 文中提及硝化最佳 WFPS 为 30%,反硝化最佳 WFPS 为 70%,而 WFPS 为 60% 是硝化反硝化的分界线,低于 60% 利于硝化的发生,超过 60% 即有利于反硝化的发生^[33]。在 Sami Ullah 的研究中,WFPS 从 41% 增长到 71%,反硝化率显著增加;当 WFPS 降低时,反硝化率也随之降低^[34]。

3.4 DO DO 是潜流湿地脱氮过程中最为主要的限制性因素。一般来说,潜流湿地内植物和大气的复氧作用较弱,系统内通常是整体厌氧的,而微生物脱氮过程对氧水平的要求有很大差异,硝化是一个需氧的过程,反硝化、厌氧氨氧化则是厌氧的过程,单一的氧环境导致湿地内生物脱氮过程不畅。在湿地处理污水过程中,湿地中的化能异养菌比自养硝化菌有更高的利用氧气能力,故湿地内可用氧气优先化能异养菌去除有机物^[35],导致硝化反应进行很慢。因此只有在 5 日生物需氧量(BOD₅)降低到一定程度硝化反应才能有效发生。Sun 等的研究中提及有意义的硝化作用发生在 BOD₅ 降低到 200 mg/L 及以下时^[36]。通常适于硝化反应的 DO 应该高于 2 mg/L,否则 DO 将成为反应的限制因素,同时 0.2 mg/L 被认为是硝化发生的最低 DO 要求;另外,反硝化反应的 DO 应控制在 0.5 mg/L 以下,高于该值反硝化作用将受到严重抑制。

3.5 有机碳源 有机碳源是反硝化过程的制约因素。每反硝化 1 g NO₃⁻-N 成 N₂ 需要消耗相当于 2.86 g BOD₅ 的有机物,而系统中碳源的分布并不与反硝化作用活跃的区域同步。在潜流湿地前端碳源充足,但由于氧环境的缘故,反硝化率并不高;在湿地后端溶解氧水平降低,氧环境适合于反硝化的发生,但由于有机物在湿地前端大量的降解,反硝化缺乏足够的碳源。一般认为,当水中 BOD₅/TN > 3 或 COD/TN > 6 时,即可认为反硝化碳源充足,无需外加碳源;低于这个值时就要另外补充有机碳源。Sami Ullah 等的研究中采用添加 CGT(Cotton gin trash)为湿地有机碳源,明显改善了湿地反硝化状况^[34]。

3.6 其他影响因素

3.6.1 水力停留时间。水力停留时间可对潜流湿地脱氮效

率产生直接影响。延长水力停留时间,污水中氮能与微生物和基质发生充分接触,有利于提高潜流湿地系统的整体脱氮效率。一般来说,湿地系统中所去除的 NH₄⁺-N 和总凯氏氮(TKN),有 97% 的去除量与水力停留时间有关。在许多研究中都发现,湿地系统含氮化合物的去除率与水力停留时间存在正相关关系^[37-39]。但对植物摄氮而言,水力停留时间的延长并非有利。Chung 等的研究中,水利停留时间为 5 d 时已足够植物对氮的过滤和吸收,当水利停留时间为 10 d 时植物就会对毒素产生积累^[22]。就整体而言,水力停留时间的增加将有利于提高潜流湿地的脱氮效率。

3.6.2 污染负荷。一般来说,潜流湿地中总氮的出水负荷与入水负荷具有明显的线性相关关系。在低负荷时系统运行稳定,总氮去除量随入水负荷增加而增加;高负荷时系统去除率变化波动较大,同时出水水质也不稳定,这可能是由于污染负荷增大,超过系统的最大负荷量,导致脱氮效率的不稳定。张荣社认为,潜流湿地运行最佳污染负荷范围在 2 000~4 000 mg/(m²·d)^[40]。

3.6.3 重金属。湿地系统运行过程中,随着重金属离子在床体中的积累,当过饱和后,以水溶态和交换态形式存在的重金属离子就会对反硝化等微生物过程产生抑制作用,如 Cr³⁺、Cr⁶⁺ 对反硝化反应有抑制作用。Lim 等研究表明,潜流湿地系统中 Cu、Cd、Pb 和 Zn 对氨氮的去除有抑制作用^[41]。

4 结语

综上所述,欲提高潜流湿地系统脱氮效率,需根据各影响因素对湿地进行综合设计:①选择地上生物量较大、根系发达、针对不同形式氮有较强吸收的植物;②选择比表面积大、多孔、通透性好、吸附能力强、可循环再生、经济可行的基质;③改进湿地系统构造设计,改善湿地内部环境,增强微生物活性,以及优化湿地系统各运行参数,使湿地系统最优运行。

参考文献

- [1] HE S B, YAN L, KONG H N, et al. Treatment efficiencies of constructed wetlands for eutrophic landscape river water [J]. *Pedosphere*, 2007, 17(4): 522-528.
- [2] 李旭东,张旭,薛玉,等.沸石芦苇床除氮中试研究[J]. *环境科学*, 2003, 24(3): 158-160.
- [3] 黄海燕.负荷及温度对人工湿地去除氨氮的影响[J]. *江西化工*, 2006(4): 55-58.
- [4] 崔玉波,董焯,赵立辉,等.人工湿地填料吸附氮磷性能研究[J]. *吉林建筑工程学院学报*, 2006, 23(2): 7-11.
- [5] 徐丽花,周琪.不同填料人工湿地处理系统的净化能力研究[J]. *上海环境科学*, 2002, 21(10): 603-605.
- [6] 张春艳,韩宝平,王晓,等.从潜流式人工湿地设计谈提高氮去除率方法的途径[J]. *四川环境*, 2007, 26(1): 80-84.
- [7] 胡艳,胡日利,吴晓美,等.潜流湿地中蛭石填料对氮磷的去除效果研究[J]. *江苏环境科技*, 2007, 20(3): 5-8.
- [8] 万晓红,周怀东,刘玲花.湿地反硝化作用研究进展[J]. *中国水利*, 2007(9): 38-40.
- [9] IPSILANTIS I, SYLVIA D M. Abundance of fungi and bacteria in a nutrient-impacted Florida wetland [J]. *Applied Soil Ecology*, 2007, 35: 272-280.
- [10] TOMAS PICEK, HANA CIZKOVA, JIRI DUSEK. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland: Plants as important sources of carbon [J]. *Ecological Engineering*, 2007, 31: 98-106.
- [11] EDWARDS K R, HANA CIZKOVA, KATERINA ZEMANOVA, et al. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea* [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 27: 153-165.
- [12] HERNANDEZ M E, MITSCH W J. Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season [J]. *Ecological Engineering*, 2007, 30: 78-88.
- [13] GOTTSCHALL N, BOUTIN C, CROLLA A, et al. The role of plants in the re-

removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada [J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29: 154-163.

[14] EDITA MUNZAROVA, BENT LORENZEN, HANS BRIX, et al. Effect of $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ availability on nitrate reductase activity and nitrogen accumulation in wetland helophytes *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2006, 55: 49-60.

[15] 张荣社, 周琪, 张建, 等. 潜流构造湿地去除农田排水水中氮的研究 [J]. *环境科学*, 2003, 24(1): 113-116.

[16] 徐德福, 徐建民, 王华胜, 等. 湿地植物对富营养化水体中氮、磷吸收能力研究 [J]. *植物营养与肥科学报*, 2005, 11(5): 597-560.

[17] 付融冰, 杨海真, 顾国维, 等. 潜流人工湿地对农村生活污水氮去除的研究 [J]. *水处理技术*, 2006, 32(1): 18-22.

[18] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究 [J]. *环境科学学报*, 1999, 19(3): 323-327.

[19] 邓仕槐, 李远伟, 李宏娟, 等. 姜花在人工湿地中脱氮除磷研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(S): 249-250.

[20] 袁东海, 任全进, 高士祥, 等. 几种湿地植物净化生活污水 COD、总氮效果比较 [J]. *应用生态学报*, 2004, 15(12): 2337-2341.

[21] 徐进, 张奇, 王世和, 等. 几种植物对潜流型湖滨湿地中氮磷的处理效果比较 [J]. *生态环境*, 2006, 15(5): 936-940.

[22] CHUNG A K C, WU Y, TAM N F Y, et al. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater [J]. *Ecological Engineering*, 2008, 32: 81-89.

[23] 赵桂瑜, 杨永兴, 杨长明. 人工湿地污水处理系统脱氮机理研究进展 [J]. *四川环境*, 2005, 24(5): 64-67.

[24] 殷峻, 闻岳, 周琪. 人工湿地中微生物生态的研究进展 [J]. *环境科学与技术*, 2001, 30(1): 108-110.

[25] 张春艳, 韩宝平, 王晓. 提高潜流式人工湿地氮去除率的方法研究进展 [J]. *环境科学与管理*, 2006, 31(9): 77-79.

[26] 卢少勇, 桂萌, 余刚, 等. 人工湿地中沸石和土壤的氮吸附与再生试验研究 [J]. *农业工程学报*, 2006, 22(11): 64-68.

[27] KUSCHK P, WIEXNER A, KAPPELMEYER U, et al. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate [J]. *Water Research*, 2003, 37(17): 4236-4242.

[28] TEITER S, MANDER U. Emissions of N_2O , N_2 , CH_4 and CO_2 from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian wetlands [J]. *Ecological Engineering*, 2005, 25: 528-541.

[29] SAMI ULLAH, FAULKNER S P. Denitrification potential of different land

-use types in an agricultural watershed, lower Mississippi valley [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28: 131-140.

[30] KROGER R, HOLLAND M M, MOORE M T, et al. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 146: 114-119.

[31] CHAVAN P V, DENNETT K E, MARCHAND E A, et al. Evaluation of small-scale constructed wetland for water quality and Hg transformation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 149: 543-547.

[32] ANNE KRISTINE SOVIK, PAL TORE MORKVED. Use of stable nitrogen isotope fractionation to estimate denitrification in small constructed wetlands treating agricultural runoff [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 392: 157-165.

[33] LASZLO HORVATH, ERNO FUHRER, KATE LAJTHA. Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forest soils; linked with atmospheric N-deposition [J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40: 7786-7795.

[34] SAMI ULLAH, FAULKNER S P. Use of cotton gin trash to enhance denitrification in restored forested wetlands [J]. *Forest Ecology and Management*, 2006, 237: 557-563.

[35] XIA N, LIU H H, GUO R M, et al. Research on nitrogen removal and microorganism in a subsurface flow constructed wetland system in Sihong county [J]. *Journal of China University of Mining & Technology (English Edition)*, 2006, 16(4): 505-508.

[36] SUN G Z, ZHAO Y Q, STEPHEN ALLEN. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system [J]. *Journal of Biotechnology*, 2005, 115: 189-197.

[37] YU K W, DELAUNE R D, PASCAL BOECKX. Direct measurement of denitrification activity in a Gulf coast freshwater marsh receiving diverted Mississippi River water [J]. *Chemosphere*, 2006, 65: 2449-2455.

[38] SIM C H, YUSOFF M K, SHUTES B, et al. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia [J]. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88(2): 307-317.

[39] MAYO A W, MUTAMBA J. Modelling nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted horizontal flow subsurface gravel bed constructed wetland [J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2005, 30: 673-679.

[40] 张荣社, 李广贺, 周琪, 等. 潜流人工湿地负荷变化对脱氮效果的影响研究 [J]. *环境科学*, 2006, 27(2): 253-256.

[41] LIM P E, WONG T F, LIM D V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions [J]. *Environment International*, 2001, 26: 425-431.

(上接第 11457 页)

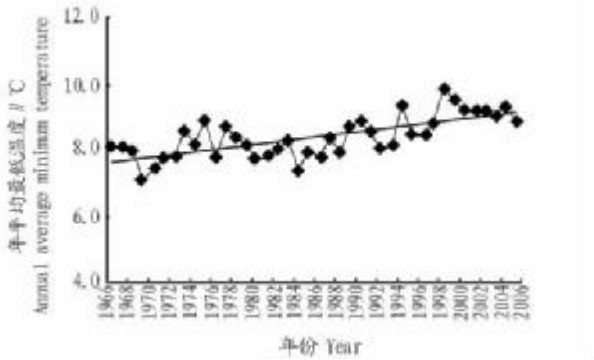


图3 聊城年平均最低温度变化

Fig.3 Changes of annual average minimum temperature in Liaocheng

现明显的增温趋势, 20 世纪 90 年代后气温开始迅速升高, 到 2002 年达到一个新高潮, 以后又呈下降趋势, 结果见图 4。

3 小结

(1) 近 40 年来, 聊城的气温有明显的上升趋势, 变化趋势与全国气温变化趋势基本相同。年平均气温与年平均最低气温的升温趋势基本相似, 这说明年平均气温的变暖主要在于年平均最低气温升高的贡献, 到 20 世纪 80 年代中后期才表现出较为平稳的升温趋势; 而年平均最高气温波动幅度较大, 使得年平均气温得波动幅度较年平均最低温度稍大。

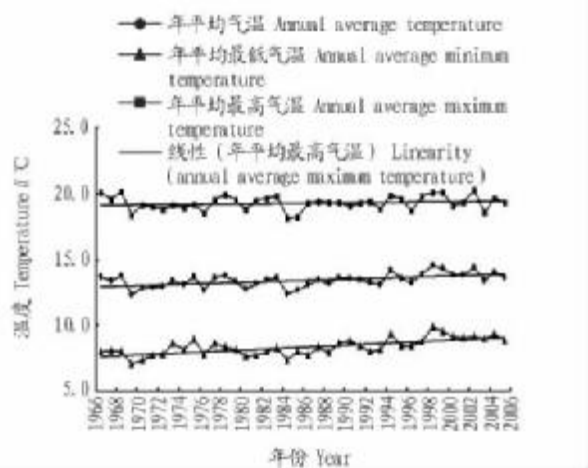


图4 聊城年平均气温、年平均最高气温、年平均最低气温变化趋势
Fig.4 Change tendency of annual average temperature, annual average maximum temperature and annual average minimum temperature

(2) 20 世纪 90 年代以后年平均最高、最低以及年平均气温出现了明显的增温趋势^[12]。

参考文献

[1] 张静, 贾玉强, 朱霞, 等. 山东内陆地区近 50 年气温变化特征分析 [J]. *现代农业科技*, 2006(10): 171-172.

[2] 贾汉奎, 张杰, 石慧兰. 泰山近 50 年气候变化特征 [J]. *山东气象*, 2006(2): 33-35.