废水处理及回用

反硝化脱氮丁艺补充碳源选择与优化研究进展

蔡碧婧,谢 丽,杨殿海,周 琪,顾国维

(同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室,上海 200092)

摘要 碳源是制约生物脱氮效率的重要因素。我国城市污水碳源不足,需要考虑碳源补充提供反硝化电子供体,开发各种新型碳源作为生物反硝化脱氮工艺可选择的碳源,如工业废水、初沉污泥水解产物、植物秸秆等,或改变工艺优化系统碳源。结合国内外对于反硝化碳源补充的研究成果,对反硝化脱氮速率以及动力学的研究现状进行了综述,并对不同碳源的选择和优化进行了分析和总结。

关键词 反硝化脱氮 反硝化速率 动力学 碳源

A Review on Carbon Source Supplement and Optimization in Denitrification Process

Cai Bijing,Xie Li,Yang Dianhai, Zhou Qi,Gu Guowei (State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Carbon source is the main factor influencing biological denitrification efficiency. In most cities of China, carbon content in sewage was observed to be low and not enough to provide electron donors needed in biological denitrification process, herein carbon source supplement should be considered. New types of carbon sources, such as industrial wastewater, hydrolysis products of pre-settling sludge, natural plant stalk such as straw, and soon were developed as external carbon source for biological denitrification process, or systematic carbon was utilized through treatment process optimization. In this paper, the related mechanisms and factors affecting denitrification rate and studies in denitrification kinetics was reviewed. Based on researches conducted recently, carbon source choose and optimization are analyzed and summarized.

Key words biologic denitrification denitrification rate kinetics carbon source

生物硝化反硝化工艺被广泛应用于城市污水脱氮处理,在国外也应用于受硝酸盐污染的地下水体的修复。目前,我国现行污水处理厂,特别在我国南方城市污水处理厂普遍存在脱氮碳源不足的问题,成为制约生物脱氮效率的重要因素。需要考虑用外加碳源以满足反硝化脱氮电子供体的要求。甲醇是现行污水处理工艺中普遍使用的外加碳源,但其高成本,高毒性以及运输困难等问题迫使研究者对外加碳源问题进行了新的探索和尝试研究。热点多集中在如何优化传统碳源,如在脱氮工艺前加水解酸化工艺,提高原污水可生化性和利用率;开发非传统碳源作为反硝化脱氮工艺中可选择的碳源,如工业

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863) 项目(2005AA6010100122); 上海市科委国际合作资助项目(062307038) 废水、初沉污泥水解产物、垃圾渗滤液、植物秸秆等。 本文就反硝化脱氮工艺的机理及其动力学研究现 状,补充碳源的选择与优化进行了探讨。

1 反硝化碳源利用与脱氮动力学

废水生物缺氧反硝化脱氮处理过程中,绝大部分有机物质能够利用硝酸盐或亚硝酸盐代替氧作为电子受体,进行生物氧化反应。当缺少溶解氧时,微生物呼吸作用电子传递链上的硝酸盐还原酶被激活,促使氢和电子转移给最终电子受体-硝酸盐^[1]。硝酸盐还原过程包括以下步骤:

$$NO_3 \quad NO_2 \quad NO \quad N_2O \quad N_2$$
 (1)

生物脱氮过程中, 电子供体通常来源: (1) 废水中可生物降解的溶解性有机物; (2) 内源代谢过程中产生的可生物降解的溶解性有机物; (3) 外源物质如

甲醇或醋酸盐等。在实际生物脱氮工艺中, COD/N是一个重要的设计参数,它表征了去除硝酸盐所需要的可利用的有机物量。IAWQ 1 号模型提出计算公式^[2]:

$$COD/NO_{3} - N = \frac{2.86}{1 - Y_{H}}$$
 (2)

式中 Y_H 为缺氧微生物生长因子, (COD +物体产量/ COD [6物], 假定值为 0.67。根据文献报道, 满足完全 反硝化的 COD/N 差别很大, 范围为 4~15^[3]。不同的 碳源作为电子供体, 其最优的 C/N 比值也各不相同^[4]。 导致这些差异产生的原因在于单一的 COD 指标不 能完全表征污水内部各种复杂的组分。IAWQ 1 号 和 2 号模型四将污水的总 COD 分成四种不同的组 分: 可溶性易生物降解有机物、可溶性不易生物降解 有机物、颗粒性易生物降解有机物、颗粒性不易生物 降解有机物。在反硝化脱氮过程中,能够直接被反硝 化菌利用的只有可溶性易生物降解有机物,如乙酸, 甲酸, 丙酸等低分子有机酸等, 其他大分子的有机物 和不易生物降解的有机物必须先转化成低分子有机 酸才能被微生物利用。国外文献报道的 COD/N 的最 佳值较低, 范围在 3.4~45, 这是因为国外城市污水 的有机物含量 COD 在 600~800 mg/L 之间, 至少也 有 300~400 mg/L, 污水的可生化性好。而国内的报 道中最佳 COD/N 值都偏高, 在 5~10 之间^[6], 主要原 因是反硝化可利用的碳源不足。

为了比较不同碳源对于反硝化过程的影响,需要深入研究反硝化动力学,为生物反硝化脱氮提供理论依据,更好地模拟生物脱氮过程。在碳源充足的情况下,很多研究者发现反硝化过程在表观上呈现零级动力学,反硝化速率只与反硝化菌的活性和数量有关。修正后的 ASM2d 模型中,根据不同的碳源种类对反硝化的动力学过程进行了分段模拟,提出了相应的动力学方程。但是,这个模型没有将硝氮和亚硝氮分开考虑。现在有模型将这两个组分分开考虑。具体动力学过程如表 1。

研究表明,不同碳源反硝化速率差别较大平。利用厌氧发酵产物(即快速可生物降解有机物,也称第一类基质)作反硝化碳源,反硝化速率为 50mg/(L·h);利用不溶或复杂的可溶性有机物 (即慢速可生物降解有机物,也称第二类基质)作碳源,反硝化速率为16mg/(L·h),如葡萄糖。利用微生物的内源代谢产物(称第三类基质)作碳源,反硝化速率仅为 5.4 mg/(L·h)。

表 1 反硝化过程动力学

反硝化过程		过程速率方程
修正的 ASM2d 模型中不同种类碳源的反硝化过程[7]		
1	溶解性易降	$\left(\frac{dC_N}{dt}\right)_{SA} = -q_{N-SA} \frac{C_{NO3}}{K_{SNO3} + C_{NO3}} \times \frac{S_A}{K_{SNO3} + S_A} \times \frac{S_A}{S_A + S_A} \times \frac{S_A}{S_A + S_A} \times \frac{S_A}{S_A}$
	解有机物	$\left(\frac{dC_{N}}{dt}\right)_{SA} = -q_{N-SA}\frac{C_{NO_{S}}}{Ks_{NO_{S}} + C_{NO_{S}}} \times \frac{S_{A}}{Ks_{NO_{S}} + S_{A}} \times \frac{S_{A}}{S_{+} + S_{A}} \times X_{H}$
2	慢速可降解	(dC _N) ~ C _{NO3} S _E ∨
	有机物	$\left(\frac{dC_{N}}{dt}\right)_{SF} = -q_{N-SF}\frac{C_{NO_{3}}}{Ks_{NO_{3}} + C_{NO_{3}}} \times \frac{S_{F}}{S_{F} + S_{A}} \times X_{H}$
3	内源物质	$\left(\frac{dC_N}{dt}\right)_{end} = -q_{N-end} \times X_H$
奖硝酸盐和亚硝酸盐分开模拟的反硝化动力学 ^图		
4	硝酸盐降解	$\frac{dC_{NO3}}{dt} = -V_{rrax,NO3} \frac{C_{NO3}}{K_{S_{NO3}} + C_{NO3}} \times X_H$
5	亚硝酸盐降	$\frac{dC_{NO_2}}{dt} = v_{max,NO_3} \frac{C_{NO_3}}{KS_{NO_3} + C_{NO_3}} \times X_{H^T} v_{max,NO_2} \frac{C_{NO_2}}{KS_{NO_2} + C_{NO_2}} \times X_{H}$
	解	$\frac{dC_{\text{ND}_2}}{dt} = V_{\text{max,ND}_3} \frac{C_{\text{ND}_3}}{Ks_{\text{ND}_3} + C_{\text{ND}_3}} \times X_{\text{HT}} V_{\text{max,ND}_2} \frac{C_{\text{ND}_2}}{Ks_{\text{ND}_2} + C_{\text{ND}_2}} \times X_{\text{H}}$

参数说明:

 C_N —氮的浓度, g N/m³, C_{NO} —硝酸盐氮的浓度, g N/m³,

 S_x —溶解性易降解有机物的浓度, g COD/m³, S_x—慢速可降解有机物的浓度, g COD/m³,

 K_{SNO_8} —硝酸盐限制反应的半速率常数, 在过程 4 中推荐值为 2 $mg^{L^{II}}$, K_{SNO_2} - 亚硝酸盐限制反应的半速率参数,在过程 5 中推荐值为 5 $mg^{I}L^{II}$ 。

q_{N-SA}—溶解性易降解有机物的反硝化速率, g N /gMLVSS·h,

q_{N-S}—慢速可降解有机物的反硝化速率, g N /gMLVSS⋅h,

q_{N-end}—内源物质的反硝化速率, g N /gMLVSS·h,

X_ҥ 生物体(微生物)浓度,g/m³物料

µ_м—最大微生物生长速率,

 $_{
m maxNO_3}$ 一硝酸盐最大基质利用速率,推荐值为 219 mg N /gMLVSS· day $^{
m IS}$,

 $_{
m mx,NO_2}$ 一亚硝酸盐最大基质利用速率,推荐值为 353 mg N / gMLVSS·day $^{
m lq}$,

Y_{XNO3}和 Y_{XNO3}—微生物生长因子,

 K_{SNQ8} - 硝酸盐限制反应的半速率参数, 在过程 4 中推荐值为 2 mg/L^{II} ,

K_{SNO}- 亚硝酸盐限制反应的半速率参数, 推荐值为 5 mg/L^[8]。

另一方面, 生物脱氮系统中部分有机物被氧化, 还有部分有机物用于合成细胞物质。若用来合成细胞物质的这部分有机物的量越大, 有机物的利用率就越低。反硝化菌在不同的碳源下, 通过不同的呼吸途径, 细胞产率也就不相同。一般来说, 单碳低分子化合物, 如甲醇, 乙醇等, 微生物细胞产率比较低, 因为从单碳化合物中合成细胞组分所需的能量大, 这种阻力的存在阻止了细胞的生长, 有机物可以达到较高的利用率; 而糖类物质, 纤维素等高碳物质, 微生物生长量相对要高, 这样在反应体系中污泥浓度偏高, 容易引起堵塞。郑兴灿等码对不同碳源的反硝化速率进行了比较, 发现甲醇在 20~25 时作为碳源物质, 反硝化速率可达到 0.12~0.32 g NO₃~ N/ g VSS·d, 使用啤酒废水在 19~24 时作为碳源物质, 反硝化速

率可达到 $0.22 \cdot 0.25$ g NO_3 - N/ g VSS· d, 使用 C1 \cdot C5 混合的挥发脂肪酸在 20 时作为碳源物质, 反硝化速率可达到 0.36 g NO_3 - N/ g VSS· d; 而城市生活污水在 $15 \cdot 27$ 时作为碳源物质, 反硝化速率只有 0.072 g NO_3 - N/ g VSS· d; 内源代谢产物的反硝化速率相比更低, $12 \cdot 20$ 下只有 $0.017 \cdot 0.048$ g NO_3 - N/ g VSS· d。这些可以作为设计参数帮助确定反硝化过程中的水力停留时间。

2 碳源选择与优化

从污水生物处理的脱氮工艺来看,有机物来源主要分为系统碳源和外加碳源两大类。系统碳源是指污水处理系统本身的碳源。它包括污水中的有机碳(以 BOD_5 计); 已从原污水中分离出来的颗粒态慢速降解有机物(初沉污泥); 活性污泥微生物死亡或破裂, 自溶后释放出来的可被利用的基质。如何充分利用系统碳源是解决生物碳源需求的重要途径。外加碳源多采用甲醇,乙醇等, 还有许多新型碳源正在研究尝试阶段。

2.1 系统碳源优化

根据系统碳源的定义, 可以考虑改进脱氮工艺 以提高废水的可生化性,典型的做法就是在脱氮反 应器前增加厌氧水解酸化池。厌氧生物水解酸化阶 段中、大分子物质分解转化为简单的化合物并分泌 到细胞外,主要产物有挥发性脂肪酸,醇类,乳酸等, 改善了废水的可生物降解性, 提高了生物脱氮效率 和有机物降解速率。李晓晨等問通过现场中试对水 解过程有机物的降解进行分析,结果表明将水解酸 化过程作为低浓度城市污水生物脱氮工艺的预处理 工艺可以为反硝化段补充一定量的碳源, 有效提高 脱氮效率。梁存珍等[19采用水解酸化-反硝化-硝化的 组合工艺对土霉素废水进行了实验室规模的连续处 理。废水经过厌氧水解, 反硝化速率从 0.31 kg/(m3·d) 增加到 0.45 kg/(m³·d), 提高了 45.2%。 然而, 考虑到 水解池的建设运行费用,以及一些地区废水的实际 情况,在实际的污水处理设计和运行中,需考虑综合 处理效果和经济等因素。

2.2 外加碳源选择与优化

2.2.1 工业废水

各种工业废水一般都是高碳源废水,若能将它们作为反硝化的外加碳源,不仅能实现经济的外加碳源投加方式,还能解决部分工业废水的处理问题。现在国内外有许多研究者已经开始了这方面的探

索,比如引入啤酒废水,造纸工业废水作为反硝化补充碳源[11,12]。啤酒废水主要成分为糖类和蛋白质,有较好的可生化性。高景峰等[11]以啤酒废水为研究对象,对 SBR 法去除有机物、硝化和反硝化过程进行了分析,同时,研究了啤酒原水以及不同原水投加量、投加方式,乙酸钠、甲醇及内源呼吸碳源对反硝化速率的影响。试验发现乙酸钠的反硝化的速率远高于啤酒原水,而啤酒原水的反硝化速率高于甲醇。有研究表明,由于微生物的共代谢作用,部分混合污水可在一定程度上提高废水的可生化性能,提高反硝化效果[12]。

2.2.2 有机化工产品

Zhe- Xue Quan 等[13]研究了水解糖蜜作为外加碳源的生物脱氮过程。水解糖蜜中的易生物降解基质含量达到 47.5%,反硝化脱氮速率为 2.9~3.6 mg N/g VSS·h。在实验室运行的 SBR 装置中,以普通城市污水为原水,以水解糖蜜为外碳源,脱氮效率可以达到(91.6 ±1.6)%,比甲醇的(85.3 ±2.0)%还要高,处理成本比甲醇降低了 20%。但是,也有研究者发现以蔗糖为外碳源时,会产生亚硝酸盐的积累,抑制反硝化菌的活性,处理效果下降[14]。

2.2.3 天然有机固体底物

天然有机固体底物,如甘草,芦苇等植物,萃取 的甘草根,海藻等,其主要成分为纤维素,是一种多 糖物质,具体为线性葡萄糖聚合物,在相邻并行的羟 基之间以氢键相连。天然有机固体底物可在反硝化 过程中作为菌群的生物载体和反硝化碳源, 具有较 大比表面积的天然有机固体底物能让更多的细菌附 着,加快反硝化过程。天然有机固体底物中营养物质 的含量也是决定反硝化速率的一个重要因素。1988 年, Boussaid 等首次用纤维素类物质为碳源处理地 下水中的硝酸盐[15]。Soares 等[16]以麦秆为填料制作 了上流式厌氧反应器处理受硝酸盐污染的饮用水。 在运行的最初一周,反硝化速率达到最大值 0.053qN/(L·d), 硝酸盐去除率达到 73.5%左右, 随后 效率有所下降,新鲜麦秆的加入可以提高反应速率。 Volokita 等 [17]曾以碎报纸作为外碳源对饮用水进行 反硝化脱氮,可迅速脱去硝酸盐氮而无亚硝酸盐氮 的积累,对 100mg/L 硝酸盐去除率可近似达 100%。 Soares 等[18]用原棉作为碳源处理地下水的 NO₃-N 时,处理效果也达到了要求。Bikem 等[19]利用序批式 厌氧生物膜反应器,比较 G. verrucosa(一种在太平 洋西北岸地区普遍生长的灌木),萃取的甘草根,大型芦苇分别作为碳源的情况。结果表明, G. verrucosa 因其营养物质蛋白质含量高, 比表面积大, 具有最好的反硝化脱氮效果。在 G. verrucosa 脱氮系统中, 可溶性有机碳的含量最高, 可生化性最好; 硝酸盐氮在 14 d 完全被去除, 反硝化速率为 13.125 mg/L NO₃-N/g·d。国内近几年也开始这方面的探索。陈英旭等²⁰¹采用实验室装置研究了以棉花为碳源和反应介质的生物反应器去除地下水中的硝酸盐。结果表明, 在室温下, 进水硝酸盐浓度为 22.6 mg N/L, 水力停留时间不小于 9.8 h 时,反应器对硝酸盐的去除率可以达到 100%, 且没有亚硝酸盐的积累。2.2.4 初沉污泥水解产物

初沉污泥的水解产物中含有能被反硝化菌快速 利用的有机组分,且成本低廉,是目前的研究热点之 一。国外在20世纪70年代开始了这方面的研究。 Alexandre Gali 等 [21]用初沉污泥的水解产物作为碳 源反硝化城市污水处理厂的内部产生的废液,发现 系统的反硝化速率比二沉池污泥水解产物作碳源时 高 6 倍左右。吴一平等 [27]分析了我国城市污水处理 厂初沉污泥中有机物的组成情况, 经过水解后, 初 沉污泥水解产物的脱氮速率分别为城市污水脱氮速 率的 3 倍, 是投加甲醇脱氮速率的 1.33 倍。在实际 污水处理厂的运行中,虽然水解污泥需要更大的反 应器,需要增加25%的体积,但是不用外加甲醇碳 源会将去除成本由 0.9 ~1.4 欧元/kg N 降低 0.2 ~0.3 欧元/kg N。初沉污泥水解产物是生物脱氮系统经济 有效的可替代有机碳源。目前更多的研究者关注于 如何提高初沉污泥的产酸效率。

3 结论与展望

在污水处理工艺成功去除有机物和悬浮物的基础上,如何高效经济地去除营养盐氮成为研究者的攻关目标。在反硝化脱氮工艺环节中,碳源不足是目前实际工程中的难题。为解决这个问题,需要从机理上研究反硝化过程的限速步骤,进一步完善反硝化动力学;同时应寻找更好的改进工艺和新型外碳源,反硝化外加碳源的选择涵盖了化工产品、天然有机固体底物和现有的废弃物。化工产品的效果好,但是其不菲的成本让许多处理厂望而却步。工业废水的个异性比较强,成分复杂,其高氨氮、重金属和有毒有害的有机污染物等会对反硝化菌种的生长有一定的影响。天然有机固体,比如花卉秸秆,麦秆这类常

见易得的有机资源, 经过简单的水解程序, 可以作为碳源补充。初沉污泥也是较为理想的碳源, 其经过水解, 产物作为反硝化碳源的速率是十分可观的。目前的研究方向主要考虑如何简化预处理的程序, 在充分考虑其经济性的基础上, 增强这些碳源的可利用性。笔者相信还有更多的新型碳源值得研究, 它将为更经济, 更有效的生物脱氮方法开辟新的前景, 而如何在工程实际中运用这些实验室的研究成果, 发展完善这些技术并长期稳定运行也是研究的方向。

参考文献

- [1] Matcalf & Eddy.Inc.废水工程处理及回用[M], 秦裕珩等(译),第四版, 北京; 化学工业出版社, 2004, 450-451.
- [2] 国际水协废水生物处理设计与运行数学模型课题组,活性污泥数学模型[M],张亚雷,李咏梅(译),上海:同济大学出版社,2002.
- [3] 李晓晨, 杨敏, 袁丽梅. 城市污水高效低耗生物脱氮工艺研究 [J]. 江苏环境科技, 2003, 16(3): 1-3.
- [4] 郑兴灿, 李亚新.污水除磷脱氮技术[M].北京: 中国建筑工业出版社, 1998.
- [5] Her Jiunn- Jye, Huang Ju- Sheng. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrate denitrification and carbon breakthrough[J]. Bioresource Technology,1995,54(1):45-51.
- [6] 侯红娟,王洪洋,周琪. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的 影响[J]. 中国给水排水,2005, 12(21-12):19-23.
- [7] De.Lucas.A., Rodriguez.J., Villasenor.J., et al. Denitrification potential of industrial wastewaters [J], Water Research, 2005, 39: 3715-3726.
- [8] Kacazorek.K., Stanislaw. L. Kinetics of nitrogen removal from sanitary landfill leachate[J]. Bioprocess Biosyst Eng. 2006:291-304
- [9] 李晓晨,潘俊成.水解作为污水生物脱氮预处理工艺的可行性研究[J]. 江苏环境科技, 2004,3 (17-1): 1-4.
- [10] 梁存珍,杨敏,马文林,等.水解酸化-反硝化-硝化组合工艺处理 土霉素废水的效果[J].环境科学, 2005, 1(26-1): 127-129.
- [11] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹, 等. 不同碳源及投量对 SBR 法反硝化 速率的影响[J]. 给水排水, 2001, 127 (15): 55-58.
- [12] 黄理辉, 马鲁铭. 城市污水处理厂对高碳源废水的利用[J]. 环境保护, 2003.11:9-10.
- [13] Quan. Z.- X., Jin.Y- S., Yin.C- R., et al., Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal [J]. Bioresource Technology,2005(96):1690-1695.
- [14] 王丽丽, 赵林, 谭欣,等. 不同碳源及其碳氮比对反硝化过程的 影响[J], 环境保护科学, 2004, 30 (121):15-17.
- [15] Boussaid. F. Denitrification in-situ of groundwater with solid carbon matter[J], Environ Technol Lett, 1988.9:803-816.
- [16] Soares MIM, Aharon Abeliovich. Wheat straw as substrate for water denitrification[J]. Wat. Res.,1998.(32-12):3790-3794.

浸没式膜-生物反应器中污泥浓度对错流速度及传氧速率的影响

张 杰,王志伟

(同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘要 研究了浸没式膜-生物反应器中污泥浓度与膜面错流速度以及传氧速率之间的关系。结果表明,污泥浓度的提高使传氧速率系数下降,当污泥浓度从 4.5g/L 变化至 21.5g/L,传氧速率系数从 0.565 降低至 0.155。根据气液反应器理论进行传质分析表明,传氧速率系数的降低主要是由于污泥浓度增大引起了混合液粘度增大所致。同时污泥浓度的上升会导致膜面错流速度的降低,不利于控制膜污染。

关键词 浸没式膜-生物反应器 污水处理 污泥浓度 错流速度 传氧速率

Influence of Sludge Concentration on Cross Flow Velocity and Oxygen Transfer Coefficient in A Submerged MBR

Zhang Jie, Wang Zhiwei

(School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract The correlations between sludge concentration and cross flow velocity (CFV) and oxygen transfer coefficient in a submerged membrane bioreactor (MBR) were studied in this paper. The results indicated that oxygen transfer coefficient decreased as sludge concentration increased in the MBR, and it reduced from 0.565 under sludge concentration of 4.5 g/L to 0.155 under sludge concentration of 21.5 g/L. According to the gas-liquid reactor theory, the decrease in oxygen transfer coefficient was mainly coused by the increase in viscosity of the mixed liquors with the increase in sludge concentration. It was also observed that the increase in sludge concentration resulted in the reduction of CFV along membrane surfaces which would influence the operation of the submerged MBR.

Key words submerged MBR wastewater treatment sludge concentration cross flow velocity (CFV) oxygen transfer coefficient

膜-生物反应器技术具有传统活性污泥工艺无法比拟的优点,因而该技术近年来在生活污水、工业废水中的应用越来越广泛^[1,2]。膜-生物反应器的

基金项目: 上海市市科委项目(062312023)

一大特点就是能将系统的水力停留时间 (HRT) 和污泥停留时间 (SRT) 分开控制,进而维持较高的污泥浓度,提高系统对污染物的去除效率。但同时,污泥浓度又与其他运行参数密切相关,污泥浓度的提

- [17] Volokita Michal, Belkin Shimshon, Abeliovich Aharon, et al. Biological denitrification of drinking water using newpaper[J]. Water Research, 1996, 30 (4):965-971.
- [18] Michal Volokita, Aharon Abeliovich, Soares M.I.M. Denitrification of groundwater using cotton as energy source[J], Water Science and Technology, 1999, 42 (1):353-359.
- [19] Ovez B. Batch biological denitrification using Arundo donax, Glycyrrhiza glabra, and Gracillaria verrucosa as carbon source[J], Process Biochemistry,2006,41,1289-1295.
- [20] 金赞芳,陈英旭,小仓纪雄.以棉花为碳源去除地下水硝酸盐

- 的研究[J], 农业环境科学学报, 2004, 23 (3): 512-515.
- [21] Gali A., Dosta J., Mata-Alvarez J. Use of hydrolyzed primary sludge as internal carbon source for denitrification in a SBR treating reject water via nitrite[J], Ind. Eng. Chem. Res, 2006, 45 (22):7661-7666.
- [22] 吴一平. 初沉污泥水解酸化及其利用研究[D]. 西安:西安建筑 科技大学硕士学位论文. 2004.

收稿日期: 2007-03-15

第一作者简介: 蔡碧婧, (1984-)女, 同济大学环境工程学院硕士生, 研究方向为水污染控制工程。