碳源类型对低温条件下生物反硝化的影响

殷芳芳[1], 王淑莹[1*], 昂雪野[2], 侯红勋[1], 彭永臻[1], 王伟[1]
(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124; 2. 大连民族学院, 大连 116600)

摘要: 为了研究低温环境下反硝化细菌对各种碳源的直接反应, 利用 Carrousel 氧化沟系统的活性污泥, 以甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠、葡萄糖、生活污水及内源物质为碳源, 在 15.4℃±0.8℃低温状态下开展序批式缺氧反硝化试验. 结果表明, 乙酸钠为碳源时的最大比反硝化速率(maximum specific denitrification rate, MSDR)最高, 达 6.51 mg/(g·h), 但是其反硝化效率(denitrification yield, DY)最低, 只有 0.48, 而且存在亚硝酸盐积累现象. 甲醇为碳源时的 MSDR 相比其他几种单一碳源要低, 只有 0.91 mg/(g·h), 反硝化细菌对甲醇碳源需要一定时间的适应. 当不投加任何外碳源时, 反硝化细菌能利用自身体内的原生物质进行内源反硝化, 其反硝化速率最低. 而以经过厌氧发酵的生活污水作为碳源, 其 MSDR 为 3.63 mg/(g·h), 达到挥发性脂肪酸(volatile fatty acids, VFAs)作碳源时的水平. 低温(15.4℃±0.8℃)下的 MSDR 相对 20℃以上的要低许多, 而通过不同的碳源补偿均能在一定程度上改善脱氮效果.

关键词: 生物反硝化; 碳源; 低温; 比反硝化速率
中图分类号: X701.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)01-0108-06

Effects of Carbon Source Types on Denitrification Performance at Low Temperature

YIN Fang-fang[1], WANG Shu-ying[1], ANG Xue-ye[2], HOU Hong-xun[1], PENG Yong-zhen[1], WANG Wei[1]
(1. Key Laboratory for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Dalian Nationalities University, Dalian 116600, China)

Abstract: To investigate the responding behavior of denitrifying bacteria to different carbon source (i.e. methanol, ethanol, sodium acetate, sodium propionate, glucose, domestic wastewater and endogenous carbon source), several batch experiments using the sludge from the Carrousel oxidation ditch were carried out at 15.4℃±0.8℃. The results from sodium acetate feeding experiment show the highest maximum specific denitrification rate (MSDR), which is 6.51 mg/(g·h). However, the denitrificaion yield, which is 0.48, is at lowest level and an obvious accumulating of nitrite is observed. Compared to the other sole carbon source, a lower MSDR, 0.91 mg/(g·h) is shown when methanol is used as carbon source, which also suggests that the sufficient adaptation time should be promised for denitrifying bacteria. When the reactor is operated without exogenous carbon source, denitrifying bacteria can use the endogenous carbon source as electron donor for denitrification, but the specific denitrification rate is at lowest level accordingly. The MSDR value of 3.63 mg/(g·h) is obtained with fermented domestic wastewater feeding, which is equivalent to the MSDR attained from the test using VFAs as carbon source. Though the MSDR decreases a lot at low temperature, external carbon source addition improves the denitrification performance to some extent definitely.

Key words: denitrification; carbon source; low temperature; specific denitrification rate

生物营养物去除(biological nutrient removal, BNR)工艺要求保证一定的反硝化速率, 防止因水厂规模及进水负荷的限制而使反硝化反应在较低反硝化速率下不能彻底进行, 进而影响脱氮效果. 通过适当的碳源投加, 可以提高反硝化速率. 但反硝化速率不仅跟可利用碳源的量有关, 还在很大程度上受到碳源性质的影响. 不少学者对各种碳源对反硝化效果的影响展开了研究, 但所报道的结果缺乏一致性. 研究发现乙酸的反硝化速率最高, 其次是甲醇和葡萄糖. 然而, 也有研究指出甲醇可以达到与乙酸近似的反硝化速率[1,2]. 有研究表明乙醇所达到的反硝化速率比甲醇高[3,4], 另一研究又得出相反的结果[5].

温度是影响反硝化速率的另一个关键因素. 研究发现, 对于温度的降低, 反硝化细菌比硝(化细菌更加敏感. 因此, 当出现季节性降温时, 反硝化过程将先于硝化过程而受到抑制, 需要碳源补偿以改善脱氮效果. 这就涉及到低温下最优碳源的选择问题, 然而, 相关研究大部分是在 20℃以上进行的[6~9], 20℃以下不同碳源对反硝化过程影响方面的报道较

收稿日期: 2008-01-10; 修订日期: 2008-03-31
基金项目: "十一五"国家科技支撑重点项目(2006BAC19B03); 北京市教委科研基地-科技创新平台项目; 北京市属高等学校学术创新团队项目; 北京工业大学研究生科技基金项目(ykj-2007-1518)
作者简介: 殷芳芳(1982~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制及污水深度处理, E-mail: yinfangfang8@emails.bjut.edu.cn
* 通讯联系人, E-mail: wsy@bjut.edu.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

少. BNR 设备不可避免地需要在低温下运行, 可见, 提供低温下生物反硝化性能方面的确切信息对于优化工艺设计和运行是非常必要的.

综上, 笔者进行了 20 ℃温度水平以下的序批式反硝化实验. 利用 Carrousel 氧化沟系统的污泥, 以 SBR 间歇运行方式, 在静态条件下考察了不同碳源——甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠、葡萄糖、生活污水及内源物质对城市污水长期驯化的活性污泥反硝化作用的影响, 旨在通过反硝化作用的机制性试验, 为提高实际污水处理工艺的脱氮性能提供科学的运行控制参数.

1　材料与方法

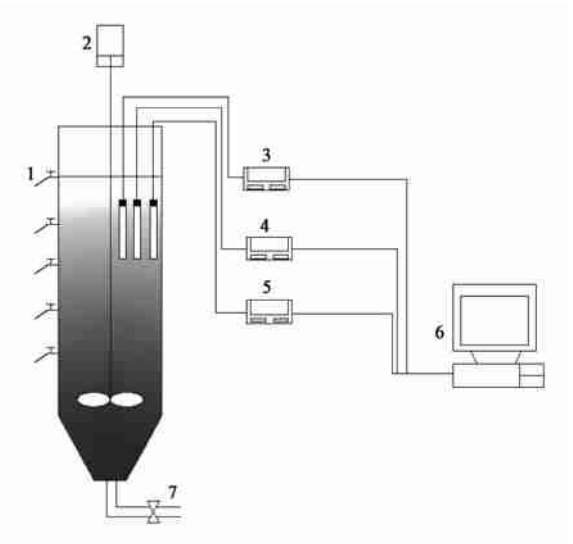
1.1　试验装置

SBR 试验装置如图 1 所示, 其高 55 cm, 直径 20 cm, 底部泥斗为圆台形, 总有效容积为 12 L. 在反应器壁的垂直方向每隔 10 cm 设置 1 个取样口(兼有排水作用), 反应器底部设有排泥放空管. 设有搅拌器, 通过搅拌使活性污泥处于悬浮状态.

1.2　试验方法

试验用污泥取自实验室连续运行的 Carrousel 氧化沟, 该工艺以生活污水为处理对象连续运行 12 个月以上, 脱氮效果稳定. 氧化沟好氧末端及二沉池出水经前序厌氧区、缺氧区、曝气区处理, 所含氨氮已完全转化为硝酸盐, 而 BOD 也基本得到降解.

将氧化沟好氧末端所取污泥静沉 2 h, 目的是去除污泥中溶解氧和残存的 BOD. 其中 1~ 5 号 SBR 中注入静沉后的泥水混合液, 分别一次性投加足量甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠、葡萄糖. 6 号 SBR 只注入静沉后的泥水混合液而不投加任何碳源, 进行贫营养条件下的反硝化试验, 即内碳源反硝化试验. 7 号 SBR 直接以生活污水为碳源, 取二沉池的沉淀污泥, 采用泥水比 1∶ 1(体积比) 注入到 SBR 反应器中. 通过加 3 mol/L HCl 或 3 mol/L NaOH 调节初始 pH = 7. 12, 而反硝化反应过程中的 pH 值不加以控制, 其值在 7. 12~ 8. 53 之间. 整个研究过程中, 1~ 5 号反应器的 VSS 维持在2 342 mg/L, 6、7 号反应器的 VSS 分别维持在2 273、2 264 mg/L.



1. 取样口; 2. 搅拌器; 3. pH 计; 4. ORP 仪; 5. DO 仪; 6 电脑; 7. 排泥管

图 1　SBR 试验装置示意

Fig. 1　Schematics of sequencing batch reactor

各反应器均在 15. 4 ℃±0. 8 ℃下运行, 缓慢搅拌 120 min, 每隔 30 min 取 1 个样, 测定系统 TOC、TN、NO_3^--N、NO_2^--N、NH_4^+-N 浓度变化, 对比反硝化细菌在不同碳源下的反硝化特性.

表 1　各个反应器的初始氮和碳含量/ mg·L^{-1}

Table 1　Initial nitrogen and carbon content for each reactor/ mg·L^{-1}

参数	反应器						
	1 号(甲醇)	2 号(乙醇)	3 号(乙酸钠)	4 号(丙酸钠)	5 号(葡萄糖)	6 号(内碳源)	7 号(生活污水)
NH_4^+-N	0	0	0	0	0	0	48. 50
NO_2^--N	0. 4	0. 4	0. 4	0. 4	0. 4	0. 2	2. 67
NO_3^--N	25. 35	25. 35	25. 35	25. 35	25. 35	24. 00	9. 80
TN	26	26	26	26	26	24. 68	66. 31
TOC	68. 7	68. 7	68. 7	68. 7	68. 7	9. 6	61. 12
pH	7. 12	7. 12	7. 12	7. 12	7. 12	7. 12	7. 12

1.3　检测方法

TOC 和 TN 采用 multi N/C3000 分析仪(Analytik jena, German) 测定; 硝态氮采用麝香草酚光度法测定; 亚硝态氮采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法测定; 氨氮采用纳氏试剂光度法测定; 污泥浓度采用滤纸称重法测定; pH 值和温度采用 WTW inolab level 2 在线监测.

2　结果与讨论

2.1　单一碳源对反硝化反应的影响

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

2.1.1 最大比反硝化速率(MSDR)的比较

在不考虑 DO 影响的条件下,反硝化过程的动力学方程可表示为[10]:

$$q_n = q_{n,max}\frac{c}{K_n + c}\times\frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

式中, q_n 是 NO_x^--N 比反硝化速率, h^{-1}; $q_{n,max}$ 是 NO_x^--N 最大比反硝化速率, h^{-1}; c 是 t 时刻 NO_x^--N 浓度,为 NO_3^--N 与 NO_2^--N 浓度之和, mg/L; S 为 t 时刻 BOD_5 浓度, mg/L; K_n 是相对于 NO_x^--N 的饱和常数, mg/L; K_s 是相对于 BOD_5 的饱和常数, mg/L.

饱和常数 K_n 值很小,在碳源无限制的情况下,硝酸盐饱和常数 K_n 建议为 0.1 mg/L. 饱和常数 K_s 也很小,不同有机碳源的 K_s 值不同,文献报道以甲醇作碳源时的 K_s 值为 0.1 mg/L(以甲醇浓度计)[11]. 因此,在碳源投加足量的情况下, K_n、K_s 可以忽略不计,于是,根据反硝化过程动力学方程(1)可以得到 MSDR[mg/(g·h)]:

$$q_n = q_{n,max} = MSDR \quad (2)$$

投加甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠和葡萄糖均过量,因此,以 MSDR 降解的 NO_x^--N 浓度的变化见图 2. 从中可以看出,在一定 C/N(TOC/NO_x^--N = 2.67)下,乙酸钠为碳源时 NO_x^--N 浓度随时间下降最快, MSDR 最大,达 6.51 mg/(g·h). 丙酸钠次之,其 MSDR 为 3.26 mg/(g·h). 而葡萄糖、乙醇和甲醇作为碳源时 NO_x^--N 浓度下降较慢, MSDR 较小,分别为 1.43、1.35 和 0.91 mg/(g·h). 乙酸、丙酸属挥发性脂肪酸(VFAs),可被反硝化细菌直接利用,故乙酸钠、丙酸钠为碳源时表现较高的 MSDR,而乙酸钠和丙酸钠所引起的 NO_x^--N 降解速率的差别可根据其代谢途径的不同加以解释,即有机碳源代谢途径越是复杂,其消耗速率越低,进而导致反硝化速率越低[12]. 乙酸通过 β-氧化可直接转化为乙酰辅酶 A 进入三羧基酸(TCA)循环,而丙酸作为 C_3 化合物,其代谢模式较为复杂,故乙酸钠为碳源时 NO_x^--N 降解比丙酸钠要快.

图 2 显示甲醇为碳源时 NO_x^--N 的降解速率最低, MSDR 最小,而 Tam 等[13]研究发现甲醇为碳源时的 MSDR 高于葡萄糖. 经分析,可能有以下两方面的原因: ①甲醇是 C_1 化合物,不能进入 TCA 循环产生还原能量,因此其消耗速率相对较低; ②Tam 等的研究结果是污泥经过驯化后得出,本研究是考察反硝化细菌对各种碳源的直接反应,故未将污泥驯化,而经过驯化的污泥相应的反硝化速率会有所提高,不同的碳源提高的程度不一样. 可见,经污泥驯化后,甲醇为碳源相应反硝化速率的提高程度比葡萄糖要大,这从另一个侧面也说明甲醇强化脱氮效率存在一个"滞后期"[14]. 分析认为,选择甲醇作为碳源需要较长的时间适应,当要求直接提高反硝化速率时,如脱氮工艺进水氮负荷最高的时候,投加甲醇是不适宜的.

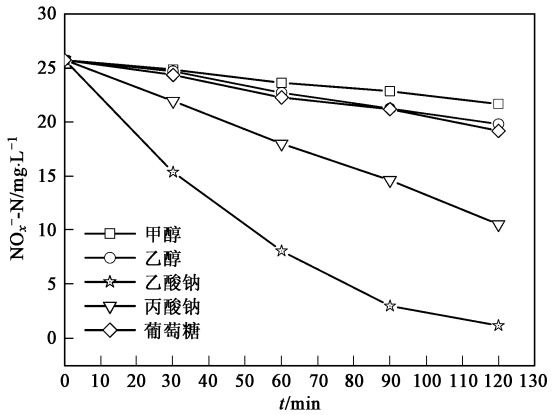


图 2 不同单一碳源下 NO_x^--N 浓度的变化

Fig. 2 Variation of NO_x^--N concentration with different sole carbon source

表 2 比较了本研究 15.4℃ ±0.8℃ 下得到的 MSDR 与文献报道的数据. 由于反应器构造、规模及污水类型(如实际废水或合成废水)等的差别,使表 2 中不同碳源下的 MSDR 与温度不是直接相关的. 然而,表 2 清楚地反映出同一种碳源在温度> 20℃ 时的 MSDR 比低温(15.4℃ ±0.8℃)下的 MSDR 高. 具体地说,20℃以上 MSDR 是低温下 MSDR 的 5~9 倍,证实反硝化过程对温度的降低比较敏感,这与 Elefsiniotis 等[12]得出的结论一致. 同时,分析发现多数研究采用连续进水方式进而使细菌对各种特定的碳源都有某种程度的适应,在此基础上所得到的反硝化速率通常比通过序批式试验得出的结果要高. 然而,尽管低温环境下的反硝化速率较低,缺氧反硝化阶段单一碳源的投加在一定程度上都强化了脱氮效果,而且当以乙酸钠为碳源时, 2 h 就能完成反硝化过程,将 NO_x^--N 和 TOC 基本去除. 而其他几种碳源若要反硝化完全,则需要增加反应时间.

2.1.2 反硝化效率(DY)的比较

反硝化效率,即消耗单位质量的碳所去除的氮量. 一般来说,消耗单位质量的碳所去除的氮量越少,碳源用于其他途径(如细胞合成)所占的比重越大,有机物的利用率就越低,则对其的需求量就会越大. 因此,在反硝化过程中应采用反硝化效率高的碳

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

源. 建立反硝化效率(DY)的公式如下:

$$\eta = \frac{\Delta N}{\Delta C} \quad (3)$$

式中, η 表示反硝化效率(DY); ΔN 表示去除的氮总量(以 NO_x^--N 计), mg/L; ΔC 表示消耗的碳源总量(以TOC 计), mg/L.

表 2　温度对最大比反硝化速率(MSDR)的影响[1)]

Table 2　Influence of temperature on MSDR with sole carbon source

碳源	温度/℃	MSDR/mg·(g·h)$^{-1}$	参考文献
甲醇		0.91	
乙醇		1.35	
乙酸钠	15.4±0.8	6.51	本研究
丙酸钠		3.26	
葡萄糖		1.43	
甲醇	25	7.0	[15]
乙醇	20	12.0	[15]
乙酸	20	30.0	[16]
丙酸	25	15.0	[17]
葡萄糖	20	9.60	[18]

1) 乙酸钠为碳源时, 考虑前 90 min 的反硝化过程

根据反硝化过程的反应式, 理论上每反硝化 1 g NO_3^--N 需要甲醇(以TOC 计) 0.71 g, 相当于反硝化效率为 1.4. 同时, 乙醇为碳源时的反硝化效率应与甲醇一样, 也是 1.4. 乙酸钠与丙酸钠依据反应式的反硝化效率分别为 0.93 和 1.09, 而葡萄糖为碳源的理论反硝化效率为 0.54. 显然, 反硝化效率的实际值与理论值相比较均偏小. 在生物反硝化过程中, 碳的消耗比氮要复杂. 碳源不仅用于异化硝酸盐还原, 还同化合成细胞或转化成细胞贮存物(如 PHB), 以及脱氧等有关. 此外, 环境条件也会影响碳的消耗. 当细菌生活在饥饿的条件下时, 若供以大量营养物, 则会出现过量积累现象[19], 即它们比在不饥饿的情况下吸收更多的碳贮存在菌体内. 可见, 用于异化硝酸盐还原的碳源只是所消耗碳源中的一部分, 由此造成反硝化效率的实际值均小于理论值.

从表 3 可以看出, 乙酸钠为碳源时的实际反硝化效率最低, 只有 0.48, 说明每消耗单位质量的TOC 去除 NO_x^--N 最少. Constantin 等[20] 研究同样发现在相同的反硝化水平下, 乙酸消耗的量比乙醇要高得多. 其中以丙酸钠为碳源时的实际反硝化效率最高, 达 0.91. 在兼顾反硝化速率及反硝化效率的情况下, 丙酸钠作为碳源比乙酸钠更适合. 另外, 观察发现, 尽管葡萄糖为碳源时的反硝化速率不是很高, 但它的实际反硝化效率与理论值较接近, 说明该基质用于其他用途所占的比重很小, 有机物的利用率较高.

表 3　各反应器进、出水中 NO_x^--N、TOC 浓度及不同碳源下的反硝化效率

Table 3　NO_x^--N, TOC concentration of influent and effluent in each reactor and denitrification yield with different carbon source

碳源	NO_x^--N_{in} /mg·L^{-1}	NO_x^--N_{out} /mg·L^{-1}	TOC_{in} /mg·L^{-1}	TOC_{out} /mg·L^{-1}	η
甲醇	25.75	21.67	68.7	64.02	0.87
乙醇	25.75	19.82	68.7	60.07	0.69
乙酸钠	25.75	1.21	68.7	17.78	0.48
丙酸钠	25.75	10.56	68.7	52.01	0.91
葡萄糖	25.75	19.2	68.7	56.13	0.52

2.1.3　亚硝酸盐的积累

从图 3 中可以看出, NO_3^--N 的变化趋势与 NO_x^--N 非常接近. 不难发现, NO_x^--N 中 NO_2^--N 含量较低, 其绝大部分以 NO_3^--N 形式存在, 因而 NO_3^--N 的变化在很大程度上反映出 NO_x^--N 的变化. 此外, 发现乙酸钠作为碳源时, 反硝化过程中 NO_2^--N 浓度随时间的变化与其他几种碳源有着明显的区别. 反应一开始, 亚酸盐的量随着硝酸盐量的减少而增加, 当硝酸盐减少到较低水平时, 亚硝酸盐积累量达到最大值, 为初始 TN 的 18.73%, 然后亚硝酸盐量再逐渐减少.

根据简化的生物反硝化过程[式(4)][21], 可以很好地解释乙酸钠为碳源时亚硝态氮和硝态氮的变化规律:

$$NO_3^- \xrightarrow[(v_a, E_a)]{\text{硝酸盐还原酶}} NO_2^- \xrightarrow[(v_i, E_i)]{\text{亚硝酸盐还原酶}} N_2 \quad (4)$$

式中, v_a、E_a 是由 NO_3^- 还原到 NO_2^- 的反应速率与能耗, E_a 为 3.68~4.88 kJ; v_i、E_i 是由 NO_2^- 还原到 N_2 的反应速率与能耗, E_i 为 13.86~20.08 kJ. 在序批式试验中, 若 $v_a > v_i$, 及在连续进水试验中, $v_a > v_i$ 且供氮速率亦大于 v_i 时, 将引起 NO_2^- 的累积. 当 NO_2^- 发生累积后, 诱发亚硝酸盐还原酶的活性, 进而使 v_i 增大. 同时, 积累的 NO_2^- 抑制硝酸盐还原酶的活性. 在上述两方面作用下, v_i 逐渐接近 v_a, 当 v_i 等于 v_a 时, NO_2^- 浓度达到最高. 随后, v_i 超过 v_a, NO_2^- 浓度又开始逐渐下降, 最后 NO_2^- 和 NO_3^- 浓度都降至 0, 反硝化过程完成.

乙酸钠为碳源表现出与其他碳源不同的亚硝酸盐变化规律, 究其原因, 可能是乙酸盐特有的代谢途径诱发了 NO_2^- 的累积. 从式(4)可以看出, 还原 NO_3^- 至 NO_2^- 的能耗小于 NO_2^- 至 N_2 的能耗, 在所提供的能源受限制时, NO_3^- 至 NO_2^- 比 NO_2^- 至 N_2 容易, 即 $v_a > v_i$. 由于乙酸盐被反硝化细菌直接转化为乙酰

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

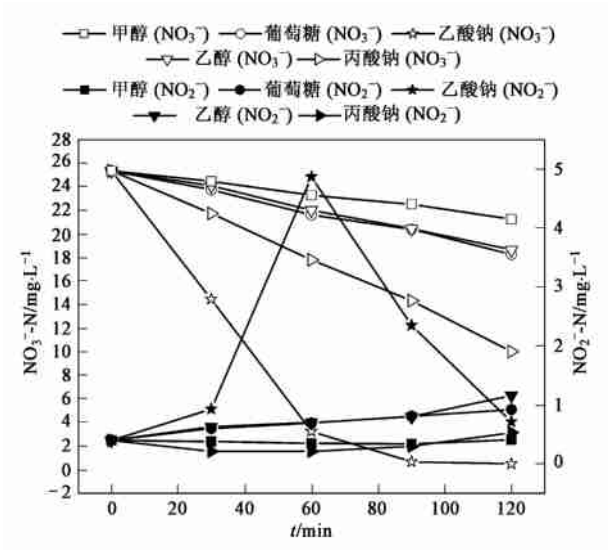


图 3 反硝化过程中 NO_2^--N、NO_3^--N 浓度的变化

Fig. 3 Variation of concentrations of NO_2^--N, NO_3^--N during the denitrifying process

辅酶 A 进入 TCA 循环, 中间未形成还原力 $NADH_2$, 而 $NADH_2$ 对微生物而言是一种新的能源. 因此, 在投加乙酸钠碳源进行序批式实验时, 反硝化过程中因能源供应相对不足而出现亚硝酸盐的积累. Her 等[22]、胡和平等[23] 也观察到类似的现象. 而其他几种碳源在反硝化过程中, 亚硝酸盐量略有上升, 不存在严重的亚硝酸盐积累现象.

2.2 内源呼吸碳源反硝化试验

观察图 4 发现, 在不投加任何碳源情况下, TOC 基本保持不变, 而 NO_x^--N 略有下降, 表现出较低的比反硝化速率, 为 0.15 mg/(g·h). 可见, 反硝化菌在极度饥饿的状态下, 能利用自身体内的原生物质进行内源反硝化. 只是菌体因饥饿而出现自溶并产生可被反硝化细菌所利用的二次基质的过程是相当慢的, 它的反硝化速率最低. 当反硝化单元足够大时, 可以通过增加停留时间, 利用内源反硝化来脱氮, 同时降低外加碳源成本和减少剩余污泥产量[24].

2.3 生活污水碳源反硝化试验

图 5 显示, 反应进行到 90 min 时, NO_3^--N 浓度已由最初的 9.80 mg/L 下降为 0.048 mg/L, 基本得到去除, 考虑该阶段的反硝化过程, 以生活污水为碳源的最大比反硝化速率(MSDR) 为 3.63 mg/(g·h), 介于乙酸钠和丙酸钠碳源之间. 本试验用生活污水是经化粪池一定时间的厌氧发酵后取得, 其中易降解 TOC 的绝大部分都是 VFAs. 因此, 当以生活污水为碳源时, MSDR 要高于甲醇、乙醇和葡萄糖, 而维持在 VFAs 的水平.

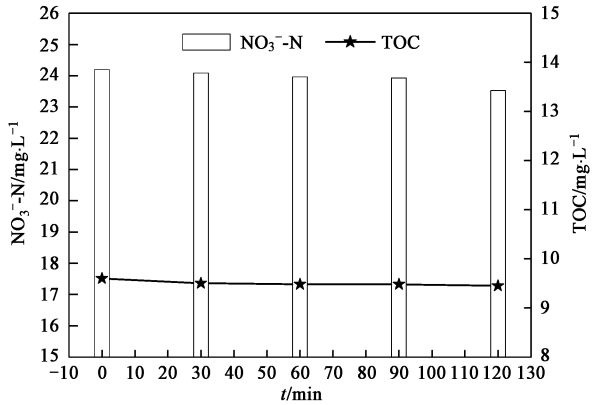


图 4 内源呼吸碳源反硝化特性

Fig. 4 Characteristic of denitrifying process using endogenous carbon source

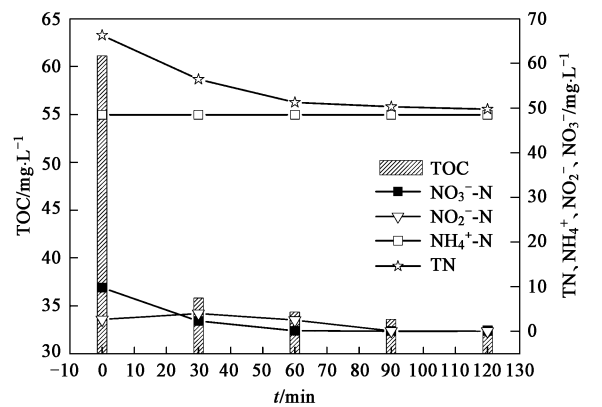


图 5 生活污水碳源反硝化特性

Fig. 5 Characteristics of denitrifying process using domestic wastewater as carbon source

因污水中含有一定量的氨氮在反硝化过程中无法降解, 因此, 出水 TN 浓度仍较高. 而 TOC 在前 30 min 就基本被去除, 比反应后期的 TOC 消耗速率快得多. 由于生活污水中的有机物由溶解性底物和非溶解性底物组成, 其中非溶解性底物与活性污泥絮体接触后的短时间内即被大量吸附, 使得污水中的 TOC 在反应初期迅速下降.

3 结论

(1) 反硝化过程对温度的降低比较敏感, 使得低温(15.4 ℃ ±0.8 ℃) 下的 MSDR 相对 20 ℃以上要低得多, 而缺氧反硝化阶段不同碳源的投加在一定程度上都强化了脱氮效果. 当以乙酸钠为碳源时, 2 h 就能完成反硝化反应, 其 MSDR 相对其他几种单一碳源为最高, 达 6.51 mg/(g·h). 但是, 乙酸钠作碳源

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

时相应的反硝化效率最低, 只有 0.48, 且存在亚硝酸盐积累现象, 这是选择乙酸钠为碳源的局限性.

(2) 丙酸钠为碳源时的反硝化效率是 5 种单一碳源中最高的, 达 0.91, 需兼顾反硝化速率和反硝化效率时宜选取丙酸钠作碳源.

(3) 甲醇作碳源时的 MSDR 为 0.91 mg/(g•h), 低于其他几种单一碳源. 当要求直接提高反硝化速率时, 不宜选择甲醇作为碳源, 因反硝化细菌需要较长时间适应甲醇才能提高脱氮效果.

(4) 反硝化菌在极度饥饿的状态下, 能利用自身体内的原生物质进行内源反硝化, 取得一定的脱氮效果, 其反硝化速率最低, 只有 0.15 mg/(g•h).

(5) 经过厌氧发酵的生活污水作为碳源, 其 MSDR 介于分别以乙酸钠和丙酸钠为碳源的 MSDR 之间, 为 3.63 mg/(g•h), 能达到 VFAs 作碳源时的反硝化水平.

参考文献:

[1] Nyberg U, Aspergren H, Andersson B, *et al*. Full-scale application of nitrogen removal with methanol as carbon source[J]. Wat Sci Tech, 1992, **26**(5-6): 1077-1086.

[2] Lee S, Koopman B, Park S, *et al*. Effect of fermented wastes on denitrification in activated sludge[J]. Water Environ Res, 1995, **67**(7): 1119-1122.

[3] Christensson M, Lie E, Welander T. A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification[J]. Wat Sci Tech, 1994, **30**(6): 83-90.

[4] Andersson B, Aspergren H, Nyberg U, *et al*. Increasing the capacity of an extended nutrient removal plant by using different techniques[J]. Wat Sci Tech, 1998, **37**(9): 175-183.

[5] Henze M. Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater[J]. Wat Sci Tech, 1991, **23**: 669-679.

[6] Moser-Engeler R, Udert K M, Wild D, *et al*. Products from primary sludge formation and their suitability for nutrient removal[J]. Wat Sci Tech, 1998, **38**(1): 265-273.

[7] Llabres P, Pavan P, Battistioni P, *et al*. The use of organic fraction of municipal solid waste hydrolysis products for biological nutrient removal in wastewater treatment plants[J]. Wat Res, 1999, **33**(1): 214-222.

[8] Elefsiniotis P, Wareham D G, Smith M O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification[J]. Journal of Biotechnology, 2004, **114**(3): 289-297.

[9] Peng Y Z, Ma Y, Wang S Y. Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process[J]. J Environ Sci, 2007, **19**(3): 284-289.

[10] 叶建锋. 废水生物脱氮处理新技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006. 18-32.

[11] 李亚新. 活性污泥法理论与技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2007. 231-238.

[12] Elefsiniotis P, Li D. The effect of temperature and carbon source on denitrification using volatile fatty acids[J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, **28**: 148-155.

[13] Tam N F Y, Wong Y S, Leung G. Significance of external carbon sources on simultaneous removal of nutrients from wastewater[J]. Wat Sci Tech, 1992, **26**: 1047-1055.

[14] Louzeiro N R, Mavinic D S, Oldham W K, *et al*. Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full-scale sequencing batch reactor[J]. Wat Res, 2002, **36**: 2721-2732.

[15] Carrera J, Baeza J A, Vicent T, *et al*. Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system[J]. Wat Res, 2003, **37**: 4211-4221.

[16] Obaja D, Mace S, Costa J, *et al*. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2003, **87**: 103-111.

[17] Xu Y T. Volatile fatty acids carbon source for biological denitrification[J]. J Environ Sci, 1996, **8**: 257-268.

[18] Dincer A R, Karg F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes[J]. Enzyme and Microbial Technology, 2000, **27**: 37-42.

[19] Beun J J, Verhoef E V, Van-Loosdrecht M C M, *et al*. Stoichiometry and kinetics of poly-β-hydroxybutyrate metabolism under denitrifying conditions in activated sludge cultures[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2000, **68**(5): 496-507.

[20] Constantin H, Fick M. Influence of C-source on the denitrification rate of a high-nitrate concentrated industrial wastewater[J]. Wat Res, 1997, **31**(3): 583-589.

[21] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 55-75.

[22] Her J J, Huang J S. Influences of carbon source and ratio on nitrite-nitrate denitrification and carbon breakthrough[J]. Bioresource Technology, 1995, **54**(1): 45-51.

[23] 胡和平, 黄少斌, 王宝沂. 生物滴滤池反硝化脱氮试验研究[J]. 环境工程, 2005, **23**(3): 7-9.

[24] 王少坡, 彭永臻, 王淑莹, 等. 温度和污泥浓度对短程内源反硝化脱氮的影响[J]. 环境科学与技术, 2005, **28**(4): 85-86, 103.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net