

以甲醇作为外碳源的生物反硝化

王淑莹¹, 殷芳芳^{1,2}, 侯红勋¹, 许春生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. 深圳市深水龙岗水务集团有限公司, 深圳 518115)

摘要: 为了研究甲醇长期使用过程中反硝化性能的变化,按 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 为 1.6 ± 0.2 于缺氧反硝化初投加一定量的甲醇作外碳源,以 SBR 间歇运行方式展开相关研究. 结果显示,系统运行至 37 d 时即出现稳定的比反硝化速率,其由运行之初的 $0.378 \text{ mg NO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$ 提高到 $2.406 \text{ mg NO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$. 污泥驯化后的氮吸收速率试验发现,甲醇作碳源的 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 适宜范围是 $1.10 \sim 2.68$. 同时发现,16 相对 20 的反硝化速率温度修正系数达 1.07,表明温度降低对生物反硝化有较大抑制作用. 从经济角度出发,甲醇投加应根据生物微环境及周围环境的变化作相应调整.

关键词: 反硝化; 甲醇; 碳源; C/N

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2009)11-1521-06

作为细菌代谢的必需物质和能量来源,碳源在污水生物脱氮处理中起着重要的作用,是反硝化反应得以顺利进行的必备条件^[1]. 针对城市污水处理厂普遍存在的原水碳氮比低问题以及原水中有机物大部分被消耗于好氧反应阶段的后置反硝化工艺,往往要求投加外碳源以提高反硝化效率.

甲醇由于价格低、易获取,而且不产生副产物,是污水处理厂(waste water treatment plant, WWTP)广泛采用的外碳源^[2-11]. 然而研究证实,任何外碳源投加都需要一定适应时间方可实现令人满意的脱氮效果^[12],甲醇亦然. 在甲醇长期使用过程中,微生物的生理活动甚至是整个群落结构都会发生变化. 因此,在甲醇驯化基础上对生物反硝化作用进行研究,得到的结果将更为可靠,结论也更具普适意义.

此外,外碳源的使用势必会增加 WWTP 的运行费用,这就要求最大限度地提高有机物的利用效率,即在保证脱氮效果的同时尽可能地减少外碳源用量以降低运行成本. 而外碳源投加量是根据 $(\text{C})/(\text{N})$ 要求确定,对于不同处理工艺、原水水质及碳源类型, $(\text{C})/(\text{N})$ 要求是不同的. Foglar 等^[2]指出,反硝化完全要求 $(\text{CH}_3\text{OH})/(\text{N})$ 至少为 2.5,但不宜超过 3.5. Her 等^[3]认为,以甲醇作碳源时 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 的适宜范围为 $0.9 \sim 10.0$. 原则上,理想的 $(\text{C})/(\text{N})$ 值应是外碳源投量不仅满足反硝化完全所需碳源量,同时反硝化速率恰好达到最大值.

综上,本试验以 SBR 间歇运行方式,考察长期投加甲醇对反硝化过程的影响,研究驯化后污泥在不同 $(\text{C})/(\text{N})$ 及温度情况下反硝化性能的变化,以期获取较为系统的反硝化动力学信息,为生物脱氮工艺的运行优化及其过程控制提供参考.

1 材料与方法

1.1 计算公式

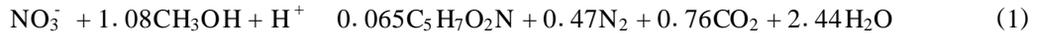
1.1.1 理论反应式

甲醇作为生物脱氮过程中的电子供体,其反应化学计算式如下所示($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ 表示合成的细胞)^[13]:

收稿日期: 2008-09-08.

基金项目: “十一五”国家科技支撑重点资助项目(2006BAC19B03); 北京市教委科技创新平台资助项目(PXM2008-014204-050843).

作者简介: 王淑莹(1953—),女,黑龙江肇源人,教授.



1.1.2 比反硝化速率

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^[14]

$$q_n = q_{n,\max} \times \frac{c}{K_n + c} \times \frac{S}{K_s + S} \quad (2)$$

式中, q_n 是 $\text{NO}_x\text{-N}$ 比反硝化速率 ($\text{gNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$); $q_{n,\max}$ 是 $\text{NO}_x\text{-N}$ 最大比反硝化速率 ($\text{gNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$); c 是 t 时刻 $\text{NO}_x\text{-N}$ 质量浓度,为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 质量浓度之和 (mg/L); S 为 t 时刻 BOD_5 质量浓度 (mg/L); K_n 是相对于 $\text{NO}_x\text{-N}$ 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,建议为 $0.1 \text{ mg}/\text{L}$ ^[15]. 可见, K_n 相对于 $\text{NO}_x\text{-N}$ 质量浓度而言是可忽略的,反硝化反应是 $\text{NO}_x\text{-N}$ 的零级反应. 碳源无限制的情况下,得比反硝化速率的计算式如下:

$$r_{\text{DN}} = \frac{d[\text{NO}_x\text{-N}]}{X dt} = -k_1[\text{NO}_x\text{-N}]^0 \frac{1}{X} \quad (3)$$

式中, r_{DN} 为比反硝化速率, $\text{gNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$; X 为污泥质量浓度 (mg/L); k_1 为 $\text{NO}_x\text{-N}$ 质量浓度随时间的变化率 ($\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$).

1.1.3 温度修正系数

温度对反硝化速率有很大的影响,可以用以下关系式修正运算的反硝化速率常数^[16]:

$$k_T = k_{20} \left(T - 20 \right) \quad (4)$$

式中, k_T 为温度为 T 时的反应速率常数 ($\text{gNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$); k_{20} 为 20 时的反应速率常数 ($\text{gNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$); 是温度修正系数,典型的 值变化范围是 $1.02 \sim 1.10$.

1.2 试验方法

接种污泥取自实验室连续运行的 Carrousel 氧化沟工艺,该工艺以生活污水为处理对象连续运行 12 个月以上. 采用高 55 cm ,直径 20 cm ,总有效容积为 12 L 的 SBR 试验装置.

为了强化以甲醇为碳源的生物脱氮,对污泥进行了长期驯化,其运行方式如下(见图 1):以 $5:6$ 的充水比瞬间注入生活污水进行曝气,持续 8 h ,期间原水中的氮氮被完全氧化为硝态氮,并将可降解有机物除去. 之后静置 1 h ,目的是去除反应器中残留的溶解氧,防止水中 DO 对后续的反硝化反应造成影响. 接着缺氧搅拌 2 h ,一次性投加适量甲醇碳源用于反硝化脱氮. 反硝化 2 h 后再曝气 10 min ,将反硝化过程产生的氮气吹脱,防止反应器中污泥因夹带氮气泡而影响固液分离. 最后,沉淀约 1 h 后排水. 每天运行 1 周期,对每周期的 DO、pH、ORP 进行在线检测,并跟踪考察整个反硝化过程的硝态氮、亚硝态氮、TN、TOC 等参数的变化.

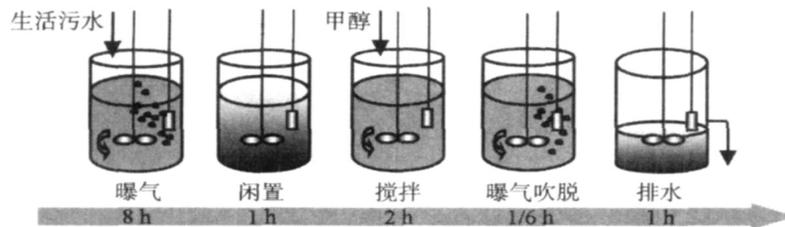


图 1 1 个周期的运行示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the operating mode in one cycle

试验在室温下进行,因正值冬季,污水水温维持在较低水平 (15.4 ± 0.8),笔者利用此低温环境展开相关研究.

1.3 检测方法

以北京某大学家属区的生活污水作为试验用水,其主要的水质指标及测定方法见表 1,MLSS 采用滤

纸称重法测定, pH 值、DO、温度采用 WTW inolab level 2 在线监测。

表 1 污水水质及检测方法

Table 1 Main parameters of wastewater and analytical methods

项目	(BOD)	(COD)	(NH ₄ ⁺ -N)	(NO ₂ ⁻ -N)	(NO ₃ ⁻ -N)	(TN)
生活污水(均值)	167.25	335.14	62.15	0.14	1.10	63.39
检测方法	BOD 快速 测定仪	5B-1 型 COD 快速测定仪	纳氏试剂法	N-(1-萘基)-乙 二胺光度法	麝香草酚 分光光度法	Multi TOC/ TN 3000

2 结果与讨论

2.1 甲醇长期驯化的结果

按照图 1 的运行模式, 控制缺氧反硝化初的 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 为 1.6 ± 0.2 , 投加甲醇外碳源对污泥进行驯化, 为期 60 d。图 2 给出了试验各周期系统比反硝化速率的变化。结果显示, 运行之初系统的比反硝化速率最小, 仅为 $0.378 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$ 左右。随后, 比反硝化速率逐渐增大, 到 18 周期达到 $1.425 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$, 是刚开始的近 4 倍。接下来的几周, 比反硝化速率的提高相当缓慢, 甚至于 24 周期时略有下降。然而, 26 周期的运行结果显示系统比反硝化速率又有一定提高, 达到 $1.818 \text{ mg NO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$ 。之后, 比反硝化速率继续上升, 37 周期时已达到 $2.406 \text{ mg NO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$ 。而后直至试验结束, 系统的比反硝化速率保持稳定, 一直维持在 $2.406 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$, 此时的比反硝化速率已是试验初的 6.4 倍。

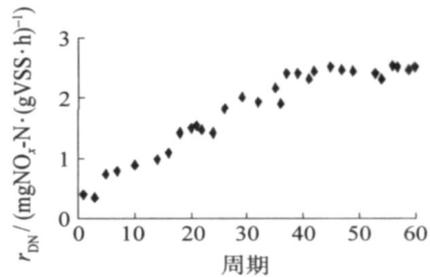


图 2 甲醇驯化过程中比反硝化速率的变化

Fig. 2 Variation of specific denitrification rate during the domesticating period with methanol addition

一般来讲, 用某一碳源进行驯化可能会诱发微生物体内酶系统的改变, 或者是群落结构的变化。而大多数研究表明, 甲醇驯化过程是一种生长速度较慢的甲醇营养型微生物逐渐富集的过程。Hallin 等^[9]从研究中总结出, 在以甲醇为投加碳源的缺氧反应器中聚集两类微生物, 其中一类能利用甲醇碳源, 而另一类利用污水中的物质。Ginige 等^[7]和 Osaka 等^[11]则发现甲醇作碳源的活性污泥系统选择 *Methylophilaceae* 和 *Hyphomicrobiaceae* 类反硝化菌。甲醇营养型细菌的积累, 使系统的反硝化能力不断提高, 直到出现稳定的比反硝化速率, 此时, 甲醇营养型细菌在整个微生物系统已占相当比例。

由于活性污泥性状和运行条件的差异, 不同工艺系统所需要的甲醇驯化时间不同。Hamlin 等^[13]报导甲醇投加的反应器约 10 d 左右就出现恒定的出水硝酸盐含量; Nyberg 等^[8]指出, 投加甲醇 50 d 后足以达到稳定的反硝化速率; 而 Hallin 等^[10]研究发现, 运行 78 d 以上仍未出现稳定的反硝化效果, 原因可能是 63 d 时将甲醇投量加倍。本试验缺氧反硝化初的 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 被严格控制在 1.6 ± 0.2 , 由此, 系统运行至 37 d 时即达到稳定的比反硝化速率。

2.2 $(\text{C})/(\text{N})$ 对反硝化性能的影响

通过氮吸收速率 (nitrogen uptake rate, NUR) 试验可对某一碳源的反硝化性能进行评定。为考察不同 $(\text{C})/(\text{N})$ (以 TOC 计) 对反硝化速率的影响, 安排 NUR 试验如下: 从稳定运行的 SBR 内取好氧结束后的泥水混合液若干, 静置 15 ~ 20 min。然后, 根据混合液中硝酸盐及亚硝酸盐质量浓度, 注入蒸馏水和甲醇溶液以形成不同的 $(\text{C})/(\text{N})$ 水平 (设定起始 $\text{NO}_x\text{-N}$ 质量浓度为 29.11、11.78 mg/L, 设置不同的 TOC 起始质量浓度为 13.59、18.17、20.46、31.91、55.60、75.85、98.00 mg/L)。一定 $(\text{C})/(\text{N})$ 的泥水混合液各 1

L,分别置于 1.5 L 抽滤瓶中,在磁力搅拌器的作用下缺氧反硝化 120 min. 从反应开始的零时刻起,每 30 min 取样,测定溶液中 TOC、TN、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 质量浓度的变化. 其中,当 $(C)/(N) > 1.1$,污泥质量浓度 (MLVSS) 控制在 2 451 mg/L; 当 $(C)/(N) = 1.1$,污泥质量浓度为 2 305 mg/L.

图 3 反映出不同 $(C)/(N)$ 水平下的反硝化进程. 从图 3(a)可以看出, $(C)/(N)$ 越大, NO_x -N 质量浓度下降越快. 其中,当 $(C)/(N)$ 为 0.47 时, NO_x -N 质量浓度的下降趋势明显比其他几组缓慢. 图 3(b)显示,尽管 $(C)/(N)$ 由 2.68 增大到 8.32,各 NO_x -N 变化曲线均十分接近,表现出稳定的 NO_x -N 质量浓度变化趋势.

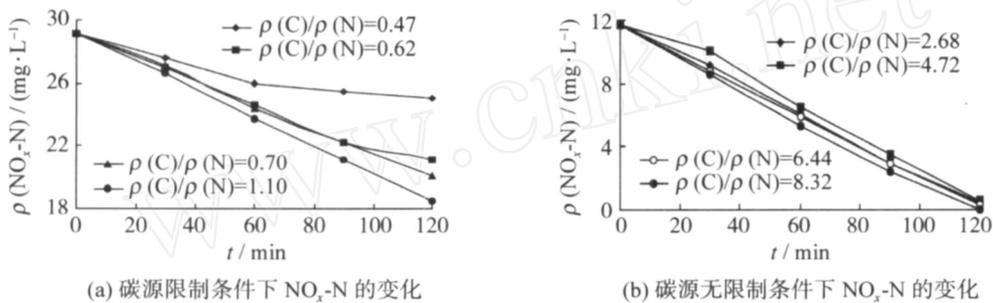


图 3 不同 $(C)/(N)$ 水平下 NO_x -N 的变化

Fig. 3 Variation of NO_x -N concentration with different $(C)/(N)$ ratio

表 2 数据说明,当 $(C)/(N)$ 为 0.47 时,系统比反硝化速率为 0.890 $\text{mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,比其他几组要小得多.但是,此值是试验之初比反硝化速率(0.378 $\text{mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$)的 2.4 倍.由此说明,污泥驯化后生物反硝化脱氮得到强化. $(C)/(N) = 0.62$ 时的比反硝化速率达到 1.793 $\text{mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,是 $(C)/(N) = 0.47$ 时的近 2 倍.当 $(C)/(N)$ 为 1.10 时,比反硝化速率为 2.311 $\text{mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$.而当 $(C)/(N)$ 在 2.68~8.32 时,比反硝化速率维持在 (2.371 ± 0.060) $\text{mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,反映在图 3(b)中则显示出非常相近的 $(\text{NO}_x\text{-N})$ 变化趋势.

结合图 3 和表 2,当 $(C)/(N)$ 高于 2.68,系统比反硝化速率基本上不再增大,说明此时 $(C)/(N)$ 不仅满足反硝化完全的要求,而且达到最大比反硝化速率.一般地,比反硝化速率将随着 $(C)/(N)$ 的增大而增大,直到出现最大比反硝化速率.此时相应生物反应酶的所有活性位置均已被基质分子所占有,在此基础上增加基质质量浓度不会对反硝化反应造成影响^[13].上述情况下,继续提高 $(C)/(N)$ 没有任何意义,相反地还造成碳源浪费.当 $(C)/(N) < 1.10$ 时,受碳源限制,系统比反硝化速率较小.而 $(C)/(N) = 1.10$ 时,比反硝化速率已十分接近最大比反硝化速率水平.以上分析说明,控制 $(C)/(N)$ 在 1.10~2.68 是较适宜的.

因 NO_x -N 绝大部分是以 NO_3^- -N 形式存在,其中的 NO_2^- -N 可忽略,则依据反应式(1)计算理论 $(\text{TOC})/(N)$ 值为

$$\frac{-(\text{TOC})}{(N)} = \frac{1.08 \times (C)}{(N)} = \frac{1.08 \times 12}{14} = 0.93 \quad (5)$$

显然,此理论值要低于本试验得出的最小 $(C)/(N)$ 值 1.10. 在生物脱氮系统中,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)以及脱氧等多方面^[13].此外,环境条件也会影响碳的消耗.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,由此造成实际所需 $(C)/(N)$ 值要高于理论值. Foglar 等^[2]用只含有甲醇碳源的合成废水进行试验,所得结论与本研究比较接近,他指出 $(\text{CH}_3\text{OH})/(N)$ 至少为 2.5,即 $(\text{TOC})/(N)$ 为 0.94 时才可实现完全的反硝化, $(\text{CH}_3\text{OH})/(N)$ 为 3.5 ($(\text{TOC})/(N) = 1.31$) 时反硝化速率达到最大值,而后 $(C)/(N)$ 继续增大,反硝化速率保持不变.

2.3 温度对反硝化反应的影响

温度是影响反硝化速率的一个重要因素,对于长年运行的生物处理工艺,往往需要对不同温度作出调

整,因此,需要知道特定的反应速率常数与温度的关系.

图 4 显示温度分别为 16 和 20 时的反硝化反应过程. 研究发现,温度为 20 时反硝化反应要快于 16. 对 $\text{NO}_x\text{-N}$ 变化数据进行拟合,得出比反硝化速率为 $2.372 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$ (16) 和 $3.153 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$ (20). 根据关系式(4)计算温度修正系数:

$$2.372 = 3.153 \left(\frac{16-20}{10} \right)^n, \quad n = 1.07 \quad (6)$$

值越大,说明温度对反应速率的影响就越大. 生物处理系统典型的 n 变化范围是 $1.02 \sim 1.10$,此 $n = 1.07$ 已属较大值,表明温度对反硝化速率有较大的影响.

表 2 比反硝化速率随 $(\text{C})/(\text{N})$ 的变化

$(\text{C})/(\text{N})$	$r_{\text{DN}}/(\text{mgNO}_x\text{-N}\cdot(\text{gVSS}\cdot\text{h})^{-1})$	R^2
0.47	0.890	0.923 4
0.62	1.793	0.986 5
0.70	1.999	0.997 6
1.10	2.311	0.999 5
2.68	2.362	0.998 4
4.72	2.372	0.990 9
6.44	2.360	0.999 5
8.32	2.431	0.996 5

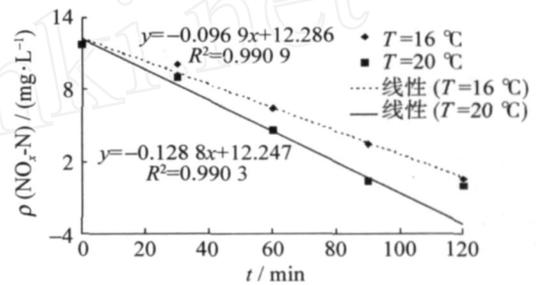


图 4 温度对反硝化速率的影响
Fig. 4 Influence of temperature on denitrification rate

有报导指出,温度修正系数 n 不仅跟温度有关系,而且受到所利用外碳源类型的影响^[17]. 由此,本研究对 n 作定量分析对于以甲醇为外碳源的生物反硝化系统设计是十分有用的. 传统认为,对于温度的降低,自养硝化细菌比反硝化细菌敏感. 但是,研究发现以上观点存在争议. Ilies 等^[6]考察了室温降低对生物硝化和反硝化的影响,发现 17 时系统的反硝化反应就受到抑制,而温度降到 10 时才观察到明显的硝化抑制. 因此,当出现季节性降温时,可能反硝化过程将先于硝化过程而受到抑制. Louzeiro 等^[4]同样用甲醇作外碳源,在 $12.4 \sim 15.7$ 下得到系统最大比反硝化速率仅为 $0.792 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,约是本研究 16 下得到的最大比反硝化速率的 1/3. 可见,温度降低对生物反硝化的抑制作用是相当强的. 为此,出现季节性降温时,应及时根据温度变化对外碳源投加进行相应调整,以强化反硝化作用,进而改善脱氮效果.

3 结论

1) 甲醇作为外碳源需要一定的适应时间方可实现令人满意的脱氮效果,而严格控制其投加量可较早实现预期目标. 通过限定缺氧反硝化初的 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 在 1.6 ± 0.2 ,系统运行至 37 d 时即出现稳定的比反硝化速率,其由运行之初的 $0.378 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$ 提高到 $2.406 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS}\cdot\text{h})$,此反硝化速率水平维持到试验结束.

2) 用驯化后的污泥进行 NUR 试验,发现甲醇作碳源的 $(\text{TOC})/(\text{N})$ 适宜范围为 $1.10 \sim 2.68$,依此确定的甲醇投加量不仅保证反硝化完全,同时能使反硝化速率达到最大值且不造成碳源浪费.

3) 16 相对 20 的反硝化速率温度修正系数 $n = 1.07$. 温度降低对生物反硝化有较强的抑制作用,出现季节性降温时,需要根据温度变化及时对外碳源投加进行调整,强化生物脱氮.

综上,从经济角度出发,甲醇投加应根据生物微环境及周围环境的变化做相应调整.

参考文献:

[1] KELLER P K. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) [J]. Water Sci Technol, 1999, 36(6): 61-68.
[2] FOGLAR L, BRIŠKI F. Wastewater denitrification process—the influence of methanol and kinetic analysis [J]. Process Biochemistry, 2003, 39: 95-103.

- [3] HER J J, HUANG J S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrite-nitrate denitrification and carbon breakthrough [J]. *Bioresource Technology*, 1995, 54: 45-51.
- [4] 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.
- [5] SAGE M, DANFIN G, GÉSAN-GUIZIOU G. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system[J]. *Wat Res*, 2006, 40: 2747-2755.
- [6] ILIES P, MAVINIC D S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate[J]. *Wat Res*, 2001, 35(8): 2065-2072.
- [7] GINIGE M P, HUGENHOLTZ P, DAIMS H, et al. Use of stable-isotope probing, full-cycle rRNA analysis, and fluorescence in situ hybridization-microautoradiography to study a methanol-fed denitrifying microbial community[J]. *Appl Environ Microbiol*, 2004, 70(1): 588-596.
- [8] NYBERG U, ASPEGREN 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.
- [9] HALLIN S, ROTHMAN M, PELL M. Adaptation of denitrifying bacteria to acetate and methanol in activated sludge[J]. *Wat Res*, 1996, 30(6): 1445-1450.
- [10] HALLIN S, PELL M. Metabolic properties of denitrifying bacteria adapting to methanol and ethanol in activated sludge [J]. *Wat Res*, 1997, 32(1): 13-18.
- [11] OSAKA T, YOSHIE S, TSUNEDA S, et al. Identification of acetate-or methanol-assimilating bacteria under nitrate-reducing conditions by stable-isotope probing[J]. *Microbial Ecology*, 2006, 52(2): 253-266.
- [12] HAGMAN M, NIELSEN J L, NIELSEN P H, et al. Mixed carbon sources for nitrate reduction in activated sludge-identification of bacteria and process activity studies[J]. *Wat Res*, 2008, 42: 1539-1546.
- [13] HAMLIN H J, MICHAELS J T, BEAULATON C M, et al. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture[J]. *Aquacultural Engineering*, 2008, 38: 79-92.
- [14] 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.
- [15] 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.
- [16] 梅特卡夫和埃迪公司. 废水工程[M]. 4版. 北京: 化学工业出版社, 2004: 187-190.
- [17] 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.

Biological Denitrification With Methanol as External Carbon Source

WANG Shu-ying¹, YIN Fang-fang^{1,2}, HOU Hong-xun¹, XU Chun-sheng¹, PENG Yong-zhen¹, WANG Wei¹

(1. Key Laboratory for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Shenzhen Longgang Water Group, Shenzhen 518115, China)

Abstract: Changes in functional properties of biological denitrification in the long-term use of methanol were explored, with addition of methanol ($(\text{TOC})/(\text{N}) = 1.6 \pm 0.2$) at the start of anoxic phase in sequencing batch reactor (SBR). The results showed that stable nitrate reduction rates were not reached until 37 days of methanol addition, and specific denitrification rate increased from $0.378 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$ to $2.406 \text{ mgNO}_x\text{-N}/(\text{gVSS} \cdot \text{h})$. Besides, from nitrogen uptake rate (NUR) tests with methanol acclimation sludge, the appropriate range of $(\text{TOC})/(\text{N})$ ratios for complete denitrification was 1.10 - 2.68. However, the temperature coefficient of 16 to 20 was calculated to be 1.07, which indicated that temperature decrease exerted a great inhibitory effect on biological denitrification. For economic reason, the addition of methanol should be adjusted to biological microenvironment and ambient environment.

Key words: denitrification; methanol; carbon source; C/N

(责任编辑 张 蕾)