

低温 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累试验研究

孙洪伟, 王淑莹*, 王希明, 时晓宁, 杨庆, 彭永臻, 张树军

(北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要: 采用 SBR 法处理经缺氧/厌氧 UASB 预处理的渗滤液, 在 SBR 反硝化过程观察到明显的亚硝态氮积累现象. 在此基础上, 为深入了解反硝化过程亚硝态氮积累的机制, 考察低温条件下 5 种类型碳源(甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠和葡萄糖)对 SBR 反硝化过程亚硝态氮积累的影响. 结果表明, 在温度为 13.9℃ 情况下, 甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠为反硝化碳源时, 系统内均发生明显的亚硝态氮积累. 此外, 4 种不同初始 NO_3^- -N 浓度(64.9、54.8、49.3、29.5 mg/L)还原过程中, NO_2^- -N 最大积累浓度分别为 37.8、21.5、25.2、18.8 mg/L, 积累速率($\text{N/VSS} \cdot t$)分别为 0.117、0.136、0.235、0.068 g/(g·d), 并且 ORP 曲线先后出现“nitrate knee”和“nitrite knee”2 个拐点, 可分别指示 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 还原反应结束.

关键词: 垃圾渗滤液; 低温; 反硝化; 亚硝态氮积累; 碳源; SBR; ORP

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)12-3619-05

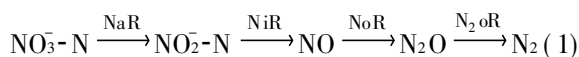
Nitrite Accumulation During the Denitration Process in SBR at Low Temperature

SUN Hongwei, WANG Shuying, WANG Ximing, SHI Xiaoning, YANG Qing, PENG Yongzhen, ZHANG Shujun
(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: Nitrite accumulation during the denitration process with SBR treating pre-treated by anoxic/anaerobic up flow anaerobic sludge bed (UASB) was observed at low temperatures. The effects of types of carbon sources on nitrite accumulation were investigated for comprehensive understanding the mechanism of nitrite accumulation. Experimental results clearly showed that nitrite accumulated obviously when five carbon sources (methanol, ethanol, sodium acetate, sodium propionate and glucose), except for glucose, were used as electron donor. Additionally, nitrite accumulations were observed at four different initial nitrate concentrations and lower temperatures. The maximum concentrations of nitrite accumulation were 37.8, 21.5, 25.2 and 18.8 mg/L, respectively, and the corresponding nitrite accumulation rates ($\text{N/VSS} \cdot t$) were 0.117, 0.136, 0.235 and 0.068 g/(g·d) during the nitrite accumulation period. Two break points of “nitrate knee” and “nitrite knee” on oxidation reduction potential (ORP) profile indicated that the reduction reactions of nitrate and nitrite were completed, respectively.

Key words: landfill leachate; low temperature; denitration; nitrite accumulation; carbon source; sequencing batch reactor (SBR); oxidation reduction potential (ORP)

传统生物脱氮是指硝态氮在硝态氮还原酶(NaR)、亚硝态氮还原酶(NiR)、一氧化氮还原酶(NoR)和一氧化二氮还原酶(N_2OR)的作用下, 被逐步还原成 N_2 的生化反应过程, 可表示为^[1]:



NO_2^- -N 作为反应过程的中间产物, 通常假定 NO_2^- -N 的还原速率($r_{\text{Red}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$)足够高, 不低于 NO_3^- -N 的还原速率($r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}}$), 因此反硝化过程不会出现 NO_2^- -N 积累, 并且反硝化速率仅看作硝态氮的单值函数^[2]. 在采用 SBR 法处理经缺氧/厌氧 UASB 预处理的实际垃圾填埋场渗滤液研究过程中发现, 在温度 15.5~13.5℃ 条件下, SBR 全程生物脱氮的反硝化过程中有明显的亚硝态氮积累. 对于该方面内容鲜见文献报道. 本研究目的包括 3 方面: 研究温度为 13.9℃ 条件下, 碳源类型对硝态氮还原速率($r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}}$)、亚硝氮积累速率($r_{\text{Accu}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$)和亚硝态氮

还原速率($r_{\text{Accu}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$)的影响; 考察不同初始 NO_3^- -N 浓度对反硝化过程亚硝态氮积累的影响; 分析基于 ORP 曲线的“硝酸盐膝”(nitrate knee)和“亚硝酸盐膝”(nitrite knee)拐点来判断硝态氮、亚硝态氮还原终点的可行性.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验所用 SBR 由聚乙烯塑料制成, 内径为 200 mm, 外径为 210 mm, 高度 500 mm. 总有效容积为 9 L. 在器壁上设置 4 个取样口, 间距为 100 mm. 采用鼓

收稿日期: 2009-04-16; 修订日期: 2009-05-04

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z319); 国家自然科学基金项目(50778005); 北京市自然科学基金项目(8062006); 北京市自然科学基金重点项目(8091001)

作者简介: 孙洪伟(1976-), 男, 博士研究生, 主要研究方向为高氮污水生物处理及过程控制, E-mail: shw@emails.bjut.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: wsy@bjut.edu.cn

风曝气,空气压缩机产生的气体首先经过气体流量计,然后通过安装在反应器内部的多孔扩散器进行溶解氧的供给.机械搅拌由转速可调的机械搅拌器完成,以保证了反应过程泥水混合液的均质性.SBR 运行模式:瞬时、一次性进水,曝气(去除有机物、硝化),搅拌(投加碳源、反硝化),静置沉淀、排水.

1.2 试验水质及测试方法

SBR 进水采用经缺氧/厌氧 UASB 预处理的实际垃圾填埋场渗滤液. UASB 通过缺氧/厌氧反应实现有机物的去除,而 SBR 通过硝化反硝化作用扮演氮去除的主要角色. UASB 出水 (SBR 进水) 水质指标为: $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 111.5 ~ 250 mg/L, COD 517.2 ~ 934.2 mg/L, pH 8.15 ~ 8.63. 具体分析方法: $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 等均采用国家规定的标准方法测定^[3],采用 WTW 测定仪及相应探针监测液相内 DO、ORP、pH 的变化规律.

1.3 反应速率的计算方法

本试验反应速率均以单位时间内反应物浓度的变化表示,具体如下.

(1) 亚硝积累阶段反应速率的计算方法

硝态氮还原速率: 相应反应时间内硝态氮浓度的变化,按下式计算.

$$r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}} = \Delta \text{CNO}_3^- \text{-N} / t_{\text{亚硝积累}}$$

亚硝态氮积累速率: 相应反应时间内亚硝态氮浓度的变化,按下式计算.

$$r_{\text{Accu}, \text{NO}_2^- \text{-N}} = \Delta \text{CNO}_2^- \text{-N} / t_{\text{亚硝积累}}$$

亚硝态氮还原速率: 硝态氮还原速率与亚硝态氮积累速率之差,按下式计算.

$$r_{\text{Red}, \text{NO}_2^- \text{-N}} = r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}} - r_{\text{Accu}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$$

(2) 亚硝还原阶段反应速率的计算方法

硝态氮还原速率: 相应反应时间内硝态氮浓度的变化,按下式计算.

$$r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}} = \Delta \text{CNO}_3^- \text{-N} / t_{\text{亚硝还原}}$$

亚硝还原速率: 相应反应时间内亚硝态氮浓度的变化,按下式计算.

$$r_{\text{Red}, \text{NO}_2^- \text{-N}} = \Delta \text{CNO}_2^- \text{-N} / t_{\text{亚硝还原}}$$

(3) 反硝化速率

指整个反硝化时间内硝态氮浓度的变化,按下式计算.

$$r_{\text{反硝化}} = \Delta \text{CNO}_3^- \text{-N} / t_{\text{反硝化}}$$

以上各公式中, ΔC 为相应反应时间内 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度的变化, mg/L; $t_{\text{亚硝积累}}$ 为亚硝态氮积累

阶段时间, h; $t_{\text{亚硝还原}}$ 为亚硝态氮还原阶段时间, h; $t_{\text{反硝化}}$ 为整个反硝化时间, h.

2 结果与讨论

2.1 碳源类型对 $r_{\text{Red}, \text{NO}_3^- \text{-N}}$ 、 $r_{\text{Accu}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$ 、 $r_{\text{Red}, \text{NO}_2^- \text{-N}}$ 的影响

试验结果见图 1. 试验方案: 维持 MLSS= 3.12 g/L, 反应器内水温为 13.9 °C (2008 年 1 月, 北京).

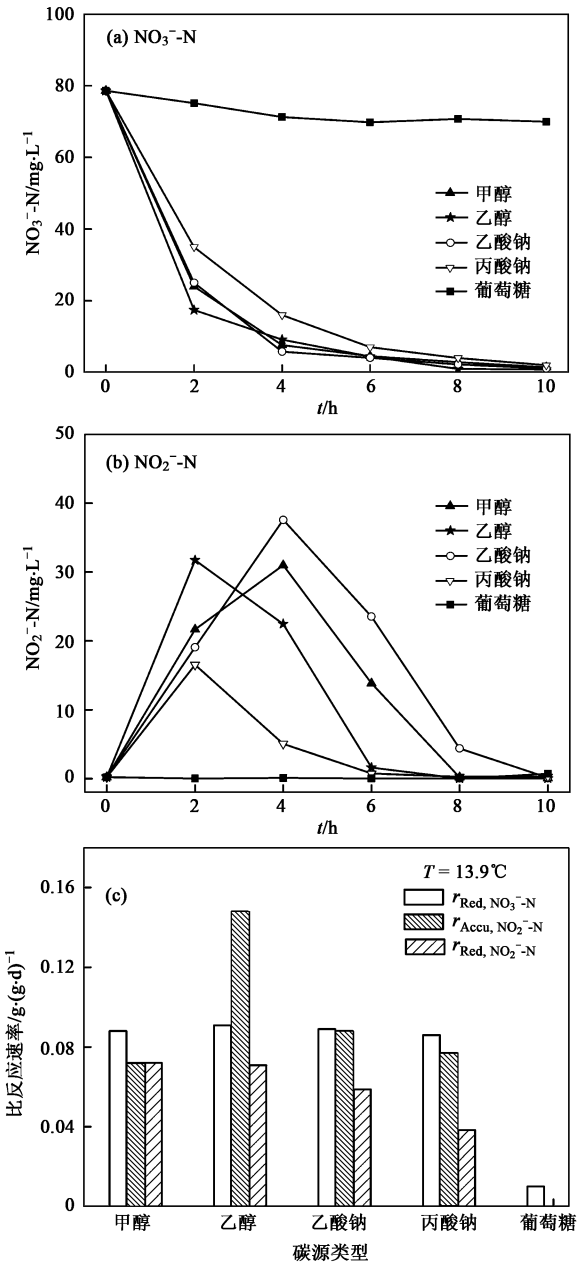


图 1 碳源类型对硝态氮还原速率、亚硝态氮还原速率和亚硝态氮积累速率的影响

Fig. 1 Effects of types of carbon source on rates of nitrate reduction, nitrite reduction and nitrite accumulation

SBR 反应器首先通过硝化作用实现 NO_3^- -N 的积累, 硝化结束时 NO_3^- -N 浓度为 78.6 mg/L, 然后投加足量甲醇、乙醇、乙酸钠、丙酸钠和葡萄糖, 分析 $r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$ -N、 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N、 $r_{\text{Red},\text{NO}_2^-}$ -N 变化规律. 可以看出, 甲醇、乙醇、乙酸钠和丙酸钠为碳源时, 分别在 0~ 4、0~ 2、0~ 4 和 0~ 2 h 内硝态氮被迅速还原, 亚硝态氮明显积累, 最大积累浓度分别为 30.9、31.7、37.6、16.5 mg/L. 同时 90.3%、77.8%、92.6% 和 55.4% 的硝态氮被还原. 葡萄糖为碳源时, 没有发生亚硝态氮积累. 整个反硝化过程可划分为亚硝态氮积累和亚硝态氮还原 2 个阶段, 每个阶段相应的反应速率见表 1. 在亚硝态氮积累阶段, 乙醇为碳源时, $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N 和 $r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$ -N 最大, 分别为 15.8、30.6 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$, 相应的比反应速率分别为 0.14、0.28 $\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$. 4 种碳源的 $r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$ -N、 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N 的关系如下:

$$r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$$
-N, 乙醇 = 1.68 $r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$ -N, 乙酸钠

$$= 1.73r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$$
-N, 甲醇 = 1.82 $r_{\text{Red},\text{NO}_3^-}$ -N, 丙酸钠

$$r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$$
-N, 乙醇 = 1.69 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N, 乙酸钠

= 1.90 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N, 丙酸钠 = 2.05 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N, 甲醇

此外, 4 种碳源的 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N、 $r_{\text{Red},\text{NO}_2^-}$ -N 的关系不同: 甲醇为碳源时: $r_{\text{Red},\text{NO}_2^-}$ -N = 1.3 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N; 乙醇和乙酸钠为碳源时 $r_{\text{Red},\text{NO}_2^-}$ -N 略小于 $r_{\text{Accu},\text{NO}_2^-}$ -N; 丙酸钠为碳源时, 两者几乎相同. 在亚硝还原阶段, 甲醇、乙醇和乙酸钠为碳源时, NO_2^- -N 比还原速率分别为 0.072、0.07、0.06 和 0.036 $\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$. 图 1(c) 表示了 NO_3^- -N 比还原速率(整个反硝化过程)、 NO_2^- -N 比积累速率(亚硝积累阶段)和 NO_2^- -N 比还原速率(亚硝积累阶段)的变化. 可以看出, 碳源类型对 NO_3^- -N 比还原速率几乎没有影响, 对 NO_2^- -N 比积累速率影响较大. 甲醇、乙醇和乙酸钠为碳源时, 可获得较高的 NO_2^- -N 比还原速率, 丙酸钠为碳源时, NO_2^- -N 比还原速率较低. 葡萄糖为碳源时, 由于硝态氮几乎没有被还原, 所以亚硝态氮没有积累, 这可能是由于本试验活性污泥内含有 *Alcaligene* sp. 菌属, 它在利用硝态氮和亚硝态氮作为电子受体时, 不能利用葡萄糖为电子供体^[4].

表 1 不同类型碳源时反硝化阶段的反应速率¹⁾

Table 1 Reaction rates of denitration with different carbon sources

碳源类型	NO_2^- -N 积累阶段				NO_2^- -N 还原阶段		
	亚硝态氮 积累时间段/h	反应速率 $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$			亚硝态氮 还原时间段/h	反应速率/ $\text{mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$	
		硝态氮还原	亚硝态氮还原	亚硝态氮积累		硝态氮还原	亚硝态氮还原
甲醇	0~ 4	17.7	10.0	7.7	4~ 8	1.2	7.7
乙醇	0~ 2	30.6	14.7	15.8	2~ 6	3.2	7.5
乙酸钠	0~ 4	18.2	8.8	9.3	4~ 10	0.8	6.2
丙酸钠	0~ 2	16.8	8.5	8.3	2~ 6	7.3	3.9
葡萄糖	—	—	—	—	—	—	—

1) 亚硝态氮积累阶段亚硝态氮还原速率为硝态氮还原速率与亚硝态氮积累速率的差值, $\text{g}\cdot(\text{g}\cdot\text{d})^{-1}$

2.2 低温条件下, SBR 反硝化过程 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 的变化与 ORP 的相关性

试验方案: 首先 SBR 通过硝化作用实现硝态氮的积累, 硝化结束后开始进行反硝化过程研究. 在温度为 15.5~ 13.5 $^{\circ}\text{C}$ (2008 年 1 月, 北京) 条件下, 考察 4 种不同初始 NO_3^- -N 浓度 (64.9、54.8、49.3、29.5 mg/L) 情况下, SBR 反硝化过程 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 的变化与 ORP 的相关性. 结果见图 2. 需要指出, 甲醇为反硝化碳源, 为不使碳源投量成为反硝化过程限制因素, C/N 维持在 5~ 6 左右; 硝化过程及结束时 NO_2^- -N < 0.5 mg/L, 硝化结束及反硝化过程 NH_4^+ -N < 0.12 mg/L.

由图 2 可看出, 在温度为 15.5~ 13.5 $^{\circ}\text{C}$ 条件下, 对于 4 种不同 NO_3^- -N 初始浓度开始的反硝化过程,

在反应开始的一段时间内, 由于 NO_2^- -N 还原速率小于 NO_3^- -N 的还原速率, 因此作为电子受体的 NO_3^- -N 被迅速还原的同时, NO_2^- -N 浓度逐渐增加, 实现了一定量的积累. 当反应分别进行到 3、2、1、2 h 时, NO_2^- -N 浓度达到峰值, 分别为 37.8、21.5、25.2、18.8 mg/L. 同时可看出, ORP 曲线先后出现“硝酸盐膝(nitrate knee)”和“亚硝酸盐膝(nitrite knee)”2 个拐点. 对于分别以 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 为电子受体的反硝化过程, ORP 曲线上的“nitrate knee”、“nitrite knee”拐点可作为反硝化终点的指示参数^[5-9]. 然而, 在低温条件下, SBR 反硝化过程 ORP 曲线上先后出现“nitrate knee”和“nitrite knee”鲜见文献报道. 在本试验过程中, 当 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度几乎为零时, ORP 曲线先后出现“nitrate knee”和“nitrite knee”2 个拐点, 分别

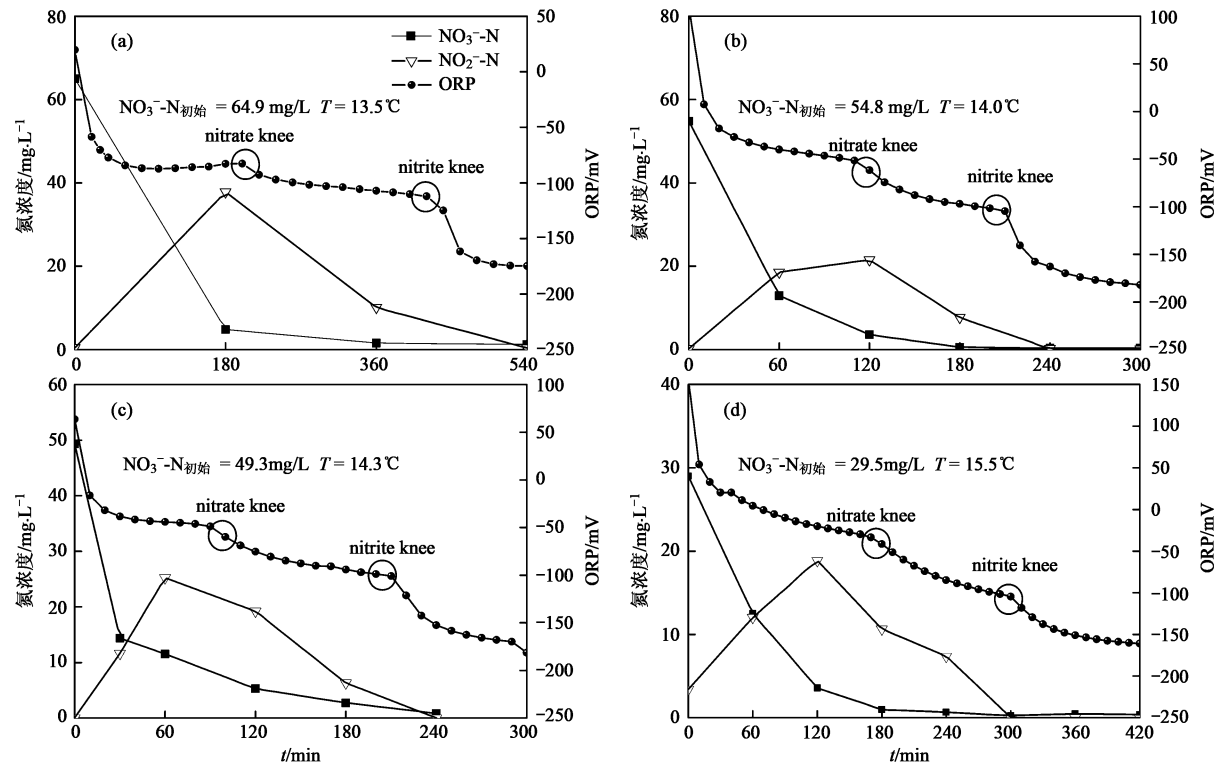


图 2 不同初始 NO_3^- -N浓度条件下 SBR 反硝化过程 NO_3^- -N、 NO_2^- -N的变化及 ORP 的相关性

Fig. 2 Correlation between variations of NO_3^- -N, NO_2^- -N and ORP at different initial NO_3^- -N concentrations during denitration in SBR

指示 NO_3^- -N、 NO_2^- -N还原反应结束.

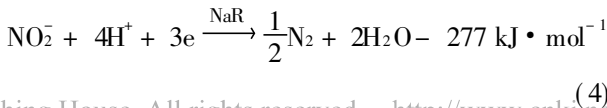
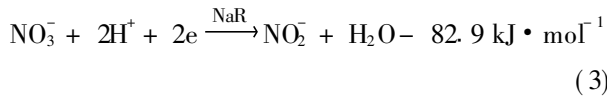
对 ORP 曲线的变化规律进行分析. 首先根据“nitrate knee”和“nitrite knee”拐点将 ORP 曲线划分为 $\text{ORP}_{\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-}$ 和 $\text{ORP}_{\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2}$ 两段. $\text{ORP}_{\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-}$ 段从反硝化开始至“nitrate knee”, 在这一过程中, 根据 NO_2^- -N 积累和 NO_3^- -N + NO_2^- -N 浓度随着反应进行而逐渐降低, 可推断生化系统内同时进行 NO_3^- -N $\rightarrow$ NO_2^- -N, NO_2^- -N $\rightarrow$ N_2 两类还原反应, 因此这两类反应所形成的 NO_3^- -N || NO_2^- -N 和 NO_2^- -N || N_2 电对的氧化还原电位(E)决定了 ORP 曲线的趋势. $\text{ORP}_{\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2}$ 段从“nitrate knee”到“nitrite knee”, 这一过程 NO_3^- -N 浓度较低($< 5 \text{ mg/L}$), 主要进行以 NO_2^- -N 为电子受体的反硝化反应, 因此 $\text{ORP}_{\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2}$ 曲线下落趋势主要由 NO_2^- -N || N_2 电对的 E 决定. 整个反硝化过程, 随着反应的不断进行, 系统内 ORP 不断降低. 因此从“nitrite knee”拐点后, ORP 曲线急剧下降, 系统进入厌氧产酸状态. 这是图 2 中“nitrite knee”拐点后 ORP 曲线急剧下降的原因. 需要指出的是, 对于一个生化反应系统, 包含着多种非常复杂的生化反应过程, ORP 曲线的变化规律应是体系内各种氧化还原反应

综合作用的结果. 可根据 Nerst 方程计算 E 值.

$$E = E^0 - \frac{2.303RT}{nF} \lg \frac{[\text{Red}]}{[\text{Ox}]} \quad (2)$$

式中, E^0 为标准电极电位; n 为反应中转移的电子总数; R 为气体常数; T 为温度, F 为法拉第常数, 96487C; $[\text{Red}]$ 为反应体系中所有还原态物质浓度的乘积; $[\text{Ox}]$ 为反应体系中所有氧化态物质浓度的乘积.

反硝化过程中, 虽然体系内并存着多种氧化态和还原态物质, 但起主导作用的是 NO_3^- -N、 NO_2^- -N, 因此 ORP 曲线的变化规律可反映 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度变化. 此外, 基于 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 氧化还原半反应方程式^[1], 计算得出, $E_{\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-}$ 、 $E_{\text{N}_2/\text{NO}_2^-}$ 分别为 0.43 V 和 0.956 V, 这 2 个数值之差决定“nitrate knee”和“nitrite knee”拐点出现的先后顺序.



3 关于反硝化过程亚硝态氮积累机制的探讨

本试验条件下,反硝化过程亚硝态氮积累是由于在亚硝积累阶段,硝态氮的还原速率高于亚硝态氮的还原速率,这个结果与一些研究者的结论相一致^[10-12]. Peter 等^[2]认为,3种假设的机制可解释亚硝态氮积累.亚硝态氮还原酶(NiR)合成能力的减弱,经过筛选和富集,可能更有助于以硝态氮还原酶为最终产物的硝态氮还原微生物生长;Bock 等^[13]发现, *Nitrobacter* sp. 菌的亚硝态氮氧化酶在催化 $\text{NO}_3^- - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$ 反应时更有效,也就是说在缺氧条件下,亚硝态氮氧化酶活性更强.

此外,碳源类型也是影响亚硝态氮,积累的一个因素. Bdaszczyk 等^[14]研究了甲醇、乙醇和葡萄糖为碳源对亚硝态氮积累的影响.结果与本试验不一致.他们发现,以硝态氮为基质,葡萄糖为碳源时,亚硝态氮积累最明显,积累浓度也最大.而本试验中以葡萄糖为碳源时没发生亚硝态氮的积累.原因可能在于以下2点: Bdaszczyk 采用分别以甲醇、乙醇和葡萄糖作为微生物培养基质,经过一定时间的驯化,微生物逐渐适应基质.本试验始终以甲醇作为反硝化碳源来驯化微生物,考察其它类型碳源时,在反应开始就直接投加进行反硝化;水质差异, Bdaszczyk 以高氮氮的肥料加工场废水为研究对象,本试验则是成份更加复杂的垃圾渗滤液.

4 结论

(1) 在 SBR 处理垃圾渗滤液反硝化过程中,观察到明显的亚硝态氮积累,试验表明亚硝态氮还原速率低于硝态氮还原速率是导致亚硝态氮积累的主要原因.

(2) 碳源类型是影响亚硝态氮积累的一个因素,在温度为 13.9℃条件下,甲醇、乙醇、乙酸钠和丙酸钠为碳源的反硝化过程,硝态氮被迅速还原的同时,亚硝态氮明显积累,但最大积累浓度及积累速率差异不同.葡萄糖为碳源时,没有发生亚硝态氮积累.

(3) SBR 反硝化过程,ORP 曲线先后出现“硝酸盐膝(nitrate knee)”和“亚硝酸盐膝(nitrite knee)”2个拐点,可分别指示 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原反应结束,

进一步验证本试验条件下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累的明显性.

参考文献:

- [1] Tchobanoglous G, Burton F B, Stensel H D. Wastewater engineering treatment and reuse [M]. (Fourth Edition). USA: McGraw-Hill Companies, 2003.
- [2] Peter A, Warren L, Jones U D. Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite [J]. Wat Res, 1987, 21(2): 239-245.
- [3] APHA. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater [M]. (19th edition). Washington, DC, American Public Health Association, 1995.
- [4] <http://microbiology.scu.edu.tw/micro/bacteria/A8.htm>.
- [5] Peng Y Z, Gao J F, Wang S Y, et al. Use of pH and ORP as fuzzy control parameters of denitrification in SBR process [J]. Wat Sci Technol, 2002, 46(4/5): 131-137.
- [6] Peng Y Z, Liang H, Wang P. Using oxidation-reduction potential (ORP) and pH value for process control of short-cut nitrification-denitrification [J]. Environ Sci Heal, 2003, 38(12): 2933-2942.
- [7] Peng Y Z, Ch Y, Peng C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater [J]. Wat Sci Technol, 2004, 50(10): 235-243.
- [8] Peng Y Z, Yang Q, Liu X H, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. Environ Sci Technol, 2007, 41(23): 8159-8164.
- [9] Wang S Y, Gao D W, Peng Y Z, et al. Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on-line fuzzy control [J]. Wat Sci Technol, 2004, 49(5/6): 121-127.
- [10] Wiklerer P A, Jones W L, Dau U. Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite [J]. Wat Res, 1987, 21(2): 239-245.
- [11] Blaszczak M. Effect of medium composition on the denitrification of nitrate by *Paracoccus denitrificans* [J]. Appl Environ Microbiol, 1993, 59(11): 3951-3953.
- [12] Martienssen M, Schöps R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites: alterations in the bacterial community during the denitrification process [J]. Wat Res, 1997, 31(5): 1164-1170.
- [13] Bock E, Sundemeyer K H, Stackebrandt E. New facultative lithoautotrophic nitrite oxidizing bacteria [J]. Arch Microbiol, 1983, 136(4): 281-284.
- [14] Bdaszczyk M, Mycielski R, Jaworowska D H, et al. Effect of various source of organic carbon and high nitrite and nitrate concentrations on the selection of denitrifying bacteria. I. stationary cultures [J]. Acta Microbiol Polonica, 1980, 29(4): 397-406.