

孙洪伟, 王淑莹, 魏东洋, 等. 2010 pH 对高氨氮渗滤液短程生物脱氮反硝化过程动力学的影响 [J]. 环境科学学报, 30(4): 742–748
Sun H W, Wang S Y, Wei D Y, *et al.* 2010. The effect of pH on the kinetics of denitrification in nitrogen removal via nitrite from landfill leachate with high ammonia concentration [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 30(4): 742–748

pH 对高氨氮渗滤液短程生物脱氮反硝化过程动力学的影响

孙洪伟¹, 王淑莹¹, 魏东洋², 时晓宁¹, 张树军¹, 杨庆¹, 彭永臻^{1,*}

1 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
2 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655

收稿日期: 2009-07-27 修回日期: 2009-12-13 录用日期: 2010-02-26

摘要: 为考察实际高氨氮垃圾渗滤液短程生物脱氮过程 pH 对以 NO₂-N 为电子受体反硝化动力学的影响, 本研究采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理实际高氨氮垃圾渗滤液, 在 SBR 系统实现稳定短程生物脱氮 (120d 运行) 的基础上, 取 SBR 反应器内的污泥进行不同 NO₂-N 浓度 (5、10、20、40、60、80 和 100 mg L⁻¹) 和恒定 pH 梯度 (6.5、7.0、8.0 和 8.5) 下的反硝化批次试验, 基于建立的反硝化动力学方程, 确定不同 pH 条件下以 NO₂-N 为电子受体的反硝化动力学常数. 试验结果表明, 反硝化菌的还原活性受 pH 影响较大, pH 6.5、7.0 和 8.5 时的最大比反硝化速率 (*k*) 分别为 pH 8.0 时的 49%、61% 和 63%; 4 种 pH 条件下, NO₂-N 比反硝化速率与其初始浓度均符合 Monod 方程, 然而不同 pH 下 Monod 方程曲线一级反应部分的长短不同, 由此导致半饱和常数 (*K_s*) 和最大比反硝化速率 (*k*) 差异较大, pH 8.0 下 *K_s* 和 *k* 最大, 分别为 15.8 mg L⁻¹ 和 0.435 g g⁻¹ d⁻¹.
关键词: 垃圾渗滤液; 短程脱氮; 反硝化; 动力学; pH

文章编号: 0253-2468(2010)04-742-07 中图分类号: X703.1 文献标识码: A

The effect of pH on the kinetics of denitrification in nitrogen removal via nitrite from landfill leachate with high ammonia concentration

SUN Hongwei¹, WANG Shuying¹, WEI Dongyang², SHI Xiaoning¹, ZHANG Shujun¹, YANG Qing¹, PENG Yongzhen^{1,*}

1 Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering Beijing University of Technology, Beijing 100124
2 South China Institute of Environmental Sciences, SEPA, Guangzhou 510655

Received 27 July 2009; received in revised form 13 December 2009; accepted 26 February 2010

Abstract The effect of pH on the kinetics of denitrification using nitrite as electron acceptor was investigated in this study. A lab-scale UASB-SBR system was operated to achieve nitrogen removal via nitrite from landfill leachate. Stable nitrification was successfully achieved in the SBR after 120 days. Subsequently, batch tests were carried out to assess the effect of pH on kinetic constants of denitrification using the sludge from SBR at different NO₂-N concentrations (5, 10, 20, 40, 60, 80 and 100 mg L⁻¹) and at different pH gradients (6.5, 7.0, 8.0 and 8.5). The pH has a significant inhibitory effect on the activity of denitrifying bacteria. Compared to the maximum specific nitrite reduction rate (*k*) at pH 8.0, the nitrite reduction rates at pH 6.5, 7.0 and 8.5 decreased approximately 49%, 61% and 63%, respectively. The relation between the nitrite reduction rate and the initial nitrite concentration followed the Monod-type equation. The length of the first-order portion in the Monod-type curve was distinct, resulting in different *K_s* and *k* at pH 6.5, 7.0, 8.0 and 8.5. The highest *K_s* and *k* at pH 8.0 were calculated to be 15.8 mg L⁻¹ and 0.435 g g⁻¹ d⁻¹, respectively.
Keywords landfill leachate; partial biological nitrogen removal; denitrification; kinetic; pH

1 引言 (Introduction)

短程生物脱氮技术由于具有低能耗, 节省碳源, 减少污泥产量和反应器容积小等优势而备受人

们关注 (Garrid *et al.*, 1997). 目前, 能够成功实现并维持短程硝化的途径主要包括: ①低溶解氧 (DO) 抑制 (Garrid *et al.*, 1997; Ruiz *et al.*, 2003); ②低污泥龄 (SRT) 淘洗 (Hellings *et al.*, 1998); ③较高温度

筛选 (Hellinga *et al.*, 1998; Fux *et al.*, 2002; Mosquera-Corra *et al.*, 2005; van Dongen *et al.*, 2001); ④较高游离氨 (FA) 和游离亚硝酸 (FNA) 抑制 (van Dongen *et al.*, 2001; Anthonisen *et al.*, 1976; Kim *et al.*, 2006; Vadivelu *et al.*, 2006; Bahmelle *et al.*, 1992; Van *et al.*, 2004; Fux *et al.*, 2003; Yamamoto *et al.*, 2006); ⑤过程控制筛选硝化菌群 (Peng *et al.*, 2007; Gao *et al.*, 2003). 其中以温度为控制途径的 SHARON 工艺 (Fux *et al.*, 2002) 和利用过程控制协同污泥龄的 SBR 中试系统 (Yang *et al.*, 2007) 均已在实际污水处理厂实现了持久、稳定的短程硝化. 由此可见, 随着短程生物脱氮技术的日益成熟和研究的不断深入, 短程生物脱氮技术将成为未来污水生物处理的主流, 并逐渐在实际污水处理厂得到广泛应用.

然而, 已报道的关于短程生物脱氮的研究尚不能提供全面、必要信息来指导其在实际工程中的应用, 原因可能在于以下两方面. 首先, 已报道文献中, 对于短程生物脱氮动力学研究主要集中在关于氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的硝化反应过程, 包括最大比增殖速率 ($\mu_{\max}$), 产率系数 (Y_N), 饱和常数 (K_s), 溶解氧饱和常数 (K_{O_2}) 和最大比降解速率 (k) (Metcalf & Eddy 2003). 相对弱化了反硝化动力学研究. 由于反硝化可实现氮的真正去除 ($\text{NO}_2^- - \text{N} \rightarrow \text{N}_2$), 而非硝化过程仅氮形态的转变 ($\text{NH}_4^+ - \text{N} \rightarrow \text{NO}_2^- - \text{N}$), 因此反硝化动力学研究的缺乏会制约短程生物脱氮技术的推广应用. 其次, 已报道的动力学参数普遍采用的是 IWA 推荐的 ASM 模型数值, 这些参数均是在温度为 20°C , pH 中性条件下测得的, 对于实际污水厂, 因其处理水质、工艺、运行条件和环境因素的不同, 导致微生物种群生理特性差异较大, 这一点从本质上决定了大多数文献所报道的动力学参数不尽相同. 因此, 在具体的试验过程中, 在参考文献基础上, 应进行实验室或生产性试验, 评估实际环境条件下的动力学参数, 无疑具有更为重要的应用价值.

基于上述研究背景, 本文采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理实际晚期高氮垃圾渗滤液, 在实现稳定有机物和氮同步去除的前提下, 采用 SBR 反应器内具有良好短程脱氮特性的污泥进行批次试验, 以考察 pH 对以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体反硝化动力学的影响. 具体步骤如下, 首先在不同 pH 条件下, 研究以 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为电子受体的微生物反硝化特性, 然

后基于大量的试验数据, 建立 Monod 动力学方程, 最后通过线性回归, 求解不同 pH 条件下的反硝化动力学常数.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验装置及方案

采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统处理垃圾渗滤液, 装置如图 1 所示.

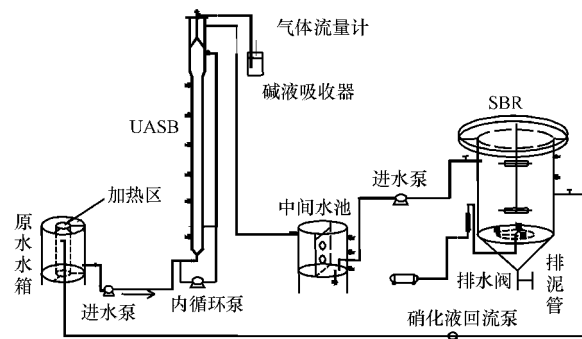


图 1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统示意图

Fig. 1 Schematic of the anoxic/anaerobic UASB-SBR biological system

试验装置由原水水箱、缺氧/厌氧 UASB、中间水箱和 SBR 反应器顺序连接而成. 渗滤液从原水水箱通过蠕动泵与按一定比例回流的 SBR 硝化出水一起进入 UASB 反应器, 进行缺氧、厌氧反应. 经 UASB 处理的渗滤液进入 SBR, 完成硝化-反硝化反应及残余有机物的去除.

生化系统的运行条件为, UASB 反应器: 水温控制在 $30^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$, 水力停留时间 (HRT) 1d, 平均有机负荷为 $6.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, 系统回流比为 3:1. SBR 反应器: 室温条件下 ($15.2 \sim 31.4^\circ\text{C}$) 运行, 瞬时进水, 硝化、反硝化时间采用 DO、ORP 和 pH 仪实时控制, 静沉: 30min, 排水: 30min, 硝化过程 DO 为 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, 反硝化开始投加甲醇作为碳源.

SBR 系统经过 4 个月的运行, 实现了稳定的短程生物脱氮 (见 3.1 节中详述). 在此基础上, 进行静态试验. 试验方案如下, 从 SBR 反应器内取 7L 污泥, 分装入 7 个 2L 批次试验反应器. 通过设定不同的初始 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度进行反硝化批次试验. 采用 NaNO_2 配制 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 溶液, 加入相应锥形瓶内, 使每个锥形瓶内 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 5、10、20、40、60、80 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 甲醇作为反硝化碳源, 为不使碳源投量成为反硝化过程限制因素,

COD/NO₂⁻-N控制在 5~6 反硝化过程通过投加 0.5mol L⁻¹的稀 HCl 溶液使 pH 维持在 pH±0.05 范围内.

2.2 试验用水及分析方法

试验所用垃圾渗滤液取自北京六里屯垃圾填埋场,其水质为: pH 7.8~8.9 COD 1038~8091 mg L⁻¹; TN 1005~2444 mg L⁻¹; NH₄⁺-N 890~2360 mg L⁻¹. 水样测定: 从反应器内取 100mL 水样,用 0.45μm Millipore filter 过滤,滤纸残余物在 105℃的烘箱内烘至恒重,冷却后测量 MLSS 浓度. 然后在 600℃的马福炉内烘至恒重,冷却后测量 MLVSS 浓度. 过滤水样中 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、COD 采用标准方法 (APHA, 1995). 采用 WTW 测定仪 (pH/Oxi 340; 德国 WTW) 及相应探针监测液相内 DO、ORP、pH 值.

反硝化菌的亚硝酸盐还原活性以 $r_{DN, pH} / r_{DN, 8.0}$ 比值表示,物理含义为以本系统最适宜 pH 8.0 时比反硝化速率为基准,其它 pH 条件下比反硝化速率与 pH 8.0 时相比 (Zhou et al., 2007).

3 结果 (Results)

3.1 SBR 短程硝化的实现及稳定

从图 2 可见, SBR 经过 36d (4月 2日~5月 8日) 的运行,硝化结束时亚硝酸盐积累率从 43.6% 上升到 94.5% 以上,实现了短程硝化. 在此后近 3 个月期间 (5月 8日~7月 28日),亚硝化积累率始终稳定在 90% 以上,表明 SBR 系统处于稳定的短程硝化过程. 微生物分析也同样证明这一点. FISH 检测分析表明,活性污泥系统氨氧化菌 (AOB) 约占总生物量的 3.6%,亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 小于 0.3%,该生化系统中 AOB 的比例与文献报道相一

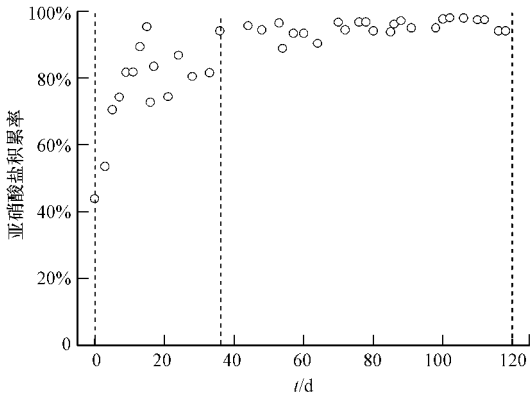


图 2 SBR 系统硝化结束时亚硝酸盐积累率的变化

Fig. 2 Nitrite accumulation ratio at the end of SBR nitrification

致 (Yang et al., 2007; Peng et al., 2008). 上述分析表明, SBR 系统中 AOB 已成为硝化菌群中的优势菌属,这是系统实现稳定短程硝化的本质原因.

3.2 NO₂⁻-N 比反硝化速率求解方法的建立

试验目的是建立不同 pH 梯度 (6.5, 7.0, 8.0, 8.5) 和初始 NO₂⁻-N 浓度 (5, 10, 20, 40, 60, 80, 100 mg L⁻¹) 条件下, NO₂⁻-N 比反硝化速率的求解方法,从而为建立反硝化动力学方程奠定基础. 在此基础上,考察 pH 对反硝化菌亚硝酸盐还原活性的影响. 试验条件: 温度为 (27±0.4)℃, VSS 为 (1.25±0.11) g L⁻¹. 图 3 为初始 NO₂⁻-N 浓度为 60 mg L⁻¹, 4 种 pH 条件下, NO₂⁻-N 浓度与反应时间的线性关系.

整个反应过程,维持恒定 pH±0.05 范围,不同时刻取样分析,进行线性拟合,曲线斜率表示反硝化速率,通过污泥浓度可计算得出 4 种 pH 条件下 NO₂⁻-N 的比反硝化速率 (r_{DN}),如表 1 所示.

表 1 不同 pH 下 NO₂⁻-N 比反硝化速率

Table 1 The specific denitrification rate of nitrite at four different pH				
pH	6.5	7.0	8.0	8.5
$r_{DN} / (g \cdot g^{-1} \cdot d^{-1})$	0.228	0.284	0.435	0.292

注: 初始 NO₂⁻-N 浓度为 60 mg L⁻¹

由此可看出, ①4 种 pH 条件下, NO₂⁻-N 浓度随反应时间而线性降低; ②pH 对 r_{DN} 影响较大. 本试验在 pH=8.0 条件下, r_{DN} 最大, 达到 0.435 g g⁻¹ d⁻¹, 这与大多数生化反应系统最大 r_{DN} 应出现在系统适宜的中性 pH 条件不一致. 分析原因认为, 本试验 SBR 系统内的活性污泥处理高氨氮渗滤液, 在整个运行期间, SBR 反硝化过程的 pH 值几乎始终维持在 7.5~9.0 之间 (数据未列出), 长期驯化使得微生物对较高 pH 产生了适应性. 张树军等 (2006) 采用两级 UASB+A/O 系统处理垃圾渗滤液时, A/O 池第 1 格室的 pH 从 UASB2 出水的 8.12 提高到 8.68, 但仍然获得了几乎 100% 的反硝化率. 因此, 本试验的结果较好的吻合这一结论. 此外, 文献报道甲醇为碳源, 20℃, pH 7.0 时, 以 NO₂⁻-N 为电子受体最大比反硝化速率为 0.216 g g⁻¹ d⁻¹ (张自杰, 2002), 约是本试验 pH 8.0 时 r_{DN} 的 50%.

图 4 表明了 pH 对亚硝酸盐还原菌还原活性的影响. 不同 pH 条件下曲线变化规律表明, 在较低 NO₂⁻-N 浓度范围内, 亚硝酸盐还原菌的活性受 NO₂⁻-N 浓度影响较大, 随着浓度的增加而迅速降

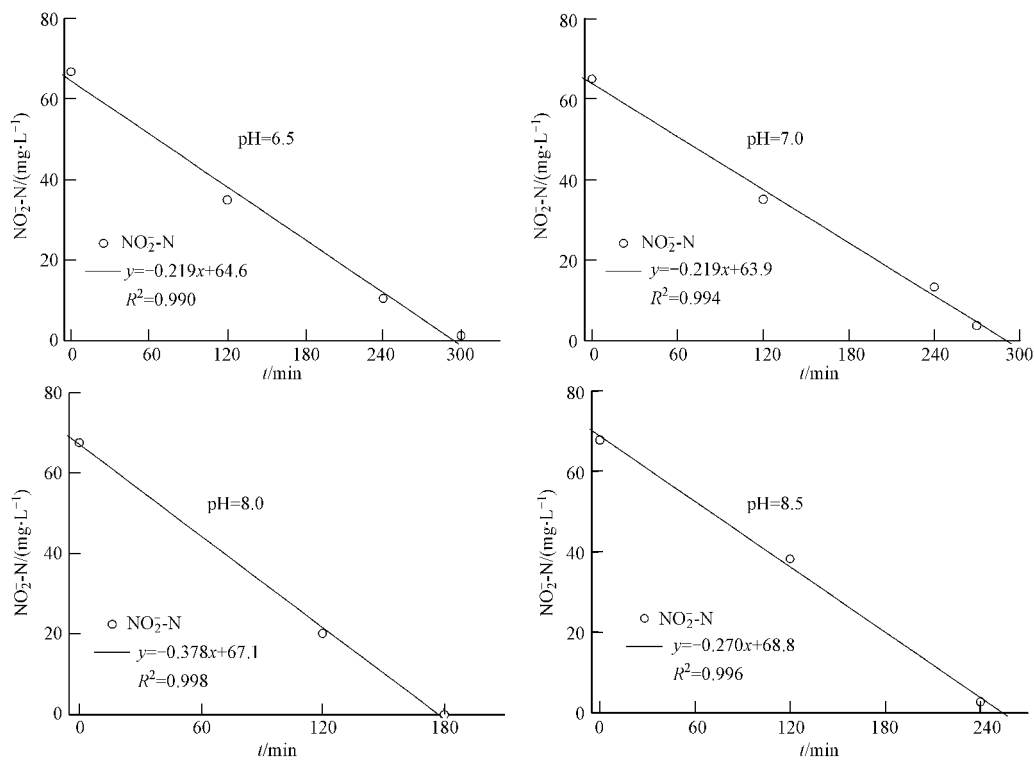


图 3 4 种 pH 条件下 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度随时间的变化 (初始 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度为 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

Fig 3 $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration over time at four different pH values(initial $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration is $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

低.而在较高 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度范围内,亚硝酸盐还原菌的活性相对恒定.此外, pH 为 6.5、7.0 和 8.5 条件下的 r_{DN} 分别降低了 49%、61% 和 63% 左右 (以 pH 8.0 为基准),因此 pH 对反硝化菌的还原活性有明显影响,适宜 pH 是保证系统高效运行的重要因素.

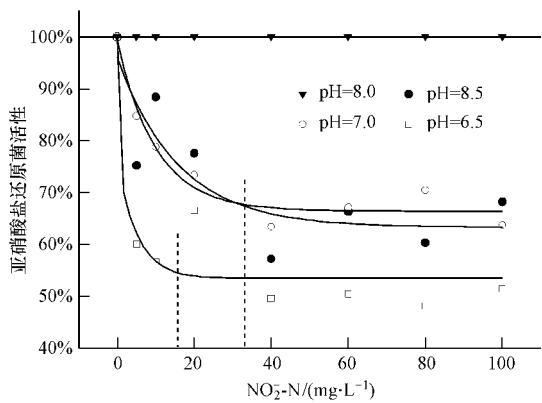


图 4 pH 对亚硝酸盐还原菌活性的影响

Fig 4 Effect of pH on the activity of nitrite reduction bacteria

3.3 不同 pH 下以 $\text{NO}_2\text{-N}$ 为电子受体反硝化动力学方程的建立

采用 3.2 节的方法,可分别求解 pH 为 6.5、7.0、8.0 和 8.5 条件下的 r_{DN} 与初始 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度的

关系,结果如图 5 所示.首先,4 种 pH 条件下, r_{DN} 与初始 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度的拟合关系见表 2.在较低 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度时,随着基质浓度增加, r_{DN} 增大,随后, r_{DN} 几乎恒定,符合 Monod 方程 (Monod 1949).未出现侯红勋等 (2007) 报道在 $\text{pH} < 8.0$ 下, r_{DN} 在 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度较低的环境下符合 Monod 方程,在浓度较高环境下, r_{DN} 随 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度的升高而降低的现象.其次, pH 8.0 与其它 3 个 pH 条件下的反硝化动力学方程在曲线一级反应部分长短表现出较大差异性,导致

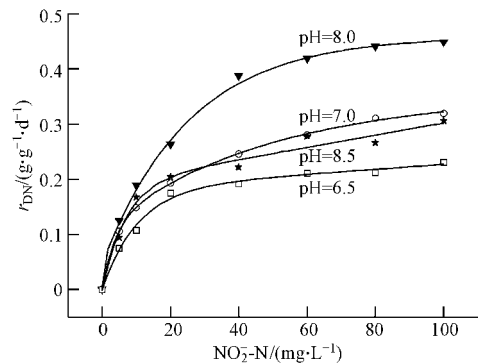


图 5 不同 pH 条件下 $\text{NO}_2\text{-N}$ 为电子受体反硝化动力学方程

Fig 5 The kinetic curves of denitrification using nitrite as electron acceptor at different pH

NO₂⁻-N基质的半饱和常数 (*K_s*)和最大比利用速率 (*k*)不同. 其中以 pH 8.0 的一级反应部分最长, 则其 *K_s*和 *k*最大. 这进一步表明, 在本试验所设定的 4 个 pH 条件下, pH 8.0 是本生化系统最适宜的 pH 条件. pH 6.5 条件下的动力学方程一级反应部分最短, 零级反应区长且平缓, 因此底物在相对较长的时间段内均以最大比反硝化速率进行降解.

表 2 不同 pH 条件下反硝化动力学方程

Table 2 The kinetic equations of denitrification at different pH		
pH	拟合方程	可决系数 <i>R</i> ²
6.5	$y = -2944 - 0.182\exp(-x/10.45) + 2944\exp(-x/6.63)$	0.985
7.0	$y = 0.353 - 0.117\exp(-x/3.55) - 0.242\exp(-x/48.72)$	0.999
8.0	$y = 0.459 - 0.043\exp(-x/0.122) - 0.413\exp(-x/25.49)$	0.998
8.5	$y = 2028 - 0.194\exp(-x/6.91) - 2028\exp(-x/1.84)$	0.986

注: *y* 为 NO₂⁻-N 比反硝化速率 (g·g⁻¹·d⁻¹); *x* 为基质 NO₂⁻-N 浓度 (mg L⁻¹)

3.4 pH 对 NO₂⁻-N 为电子受体反硝化动力学常数影响

由 3.3 节可知, 不同 pH 条件下以 NO₂⁻-N 为电子受体比反硝化速率符合 Monod 方程, 因此, 可采用图解法求解动力基质的饱和常数 (*K_s*)和 NO₂⁻-N 最大比利用速率 (*k*). 具体如下.

Monod 方程可表示为 (Monod 1949):

$$r = \frac{kS}{K_s + S}$$
(1)

式中, *r* 为 NO₂⁻-N 比利用速率 (g·g⁻¹·d⁻¹); *k* 为 NO₂⁻-N 最大比利用速率 (g·g⁻¹·d⁻¹); *K_s* 为饱和常数 (mg L⁻¹); *S* 为 NO₂⁻-N 基质浓度 (mg L⁻¹).

将 Monod 方程变形可得:

$$\frac{1}{r} = \frac{K_s}{k} \frac{1}{S} + \frac{1}{k}$$
(2)

以 $\frac{1}{r}$ 为纵坐标, $\frac{1}{S}$ 为横坐标进行线形回归, 得一直线, 纵轴截距 $\frac{1}{k}$, 斜率 $\frac{K_s}{k}$, 可求得动力学参数. 结果见图 6 和表 3

由图 6 可看出, 不同 pH 条件下回归方程拟合非常好, 可决系数均在 0.9 以上. 在此基础上得出 *K_s*和 *k* 常数值具有较高的可信度. 由表 3 可知, pH 对以 NO₂⁻-N 为电子受体的 *K_s*和 *k* 参数具有较大影响, 在 pH 8.0 下 *K_s*和 *k* 均为最大.

表 3 不同 pH 条件下反硝化动力学常数

Table 3 The kinetic constants for denitrification at different pH values				
pH	回归方程	<i>K_s</i> / (mg L ⁻¹)	<i>k</i> / (g g ⁻¹ d ⁻¹)	可决系数 <i>R</i> ²
6.5	$y = 47.84x + 3.94$	12.15	0.254	0.993
7.0	$y = 32.34x + 3.18$	10.17	0.314	0.985
8.0	$y = 30.958x + 1.96$	15.77	0.435	0.992
8.5	$y = 36.2x + 3.09$	11.70	0.323	0.975

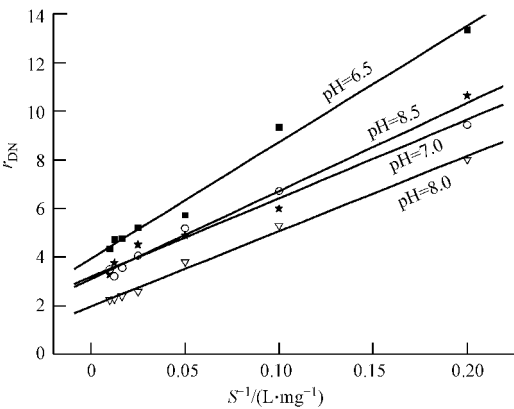


图 6 不同 pH 条件下图解法求 Monod 方程中的动力学常数
Fig. 6 Solving the kinetic constants for Monod equation using graphic method at different pH

4 讨论 (Discussion)

本研究发现, pH 对 NO₂⁻-N 为电子受体的反硝化动力学常数 (*K_s*和 *k*) 具有较大影响. 在最佳 pH 8.0 条件下, *K_s*和 *k* 分别为 15.8 mg L⁻¹ 和 0.435 g g⁻¹ d⁻¹. 谢丽等 (2009) 采用序批式反应器, 对以乙酸钠和新鲜生活垃圾沥滤液为外加碳源的反硝化系统进行了反硝化过程动力学研究, 并求解了反硝化过程 (分别以 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 为电子受体) 的动力学参数值, 如表 4 所示. 本文仅比较以 NO₂⁻-N 为电子受体动力学参数值).

表 4 反硝化过程动态模型动力学参数

Table 4 The kinetic parameters of the denitrification process			
碳源	<i>V_{max}</i> / (g g ⁻¹ d ⁻¹)	<i>K_s</i> / (mg L ⁻¹)	残差
乙酸钠	1.120	3.0	1.401
新鲜生活垃圾渗滤液	0.930	5.0	1.022
Kaczorek 的方法	0.353	5.0	-
Dochom 的方法	0.896	7.4	-

比较发现, 本试验 4 种 pH 条件下得出的最大反应速率 (*k*) 与谢丽等 (2009) 采用 Kaczorek 方法获得的参数值相接近, 而半饱和常数 (*K_s*) 却差异较

大. 分析原因可能在于: ①污泥性质的差异. 本试验所用污泥为长期处理实际垃圾渗滤液的短程生物脱氮特性活性污泥. 谢丽等采用的是处理生活污水的污泥. 活性污泥内微生物的种类特性决定了反硝化过程动力学参数的差异. ②反硝化碳源种类差异. 本研究采用的甲醇作为反硝化碳源, 而谢丽等采用的是乙酸钠和新鲜生活垃圾渗滤液. 碳源种类对反硝化速率具有较大的影响. 高景峰 (2001) 和孙洪伟 (2009) 等的研究证明了这一点. ③反应过程的差异. 本研究反应过程中, 体系内仅存在 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 一种电子受体. 谢丽等的研究过程中, 反硝化过程出现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累, 因此体系内共存两种电子受体, 存在电子受体竞争的现象.

动力学常数对反硝化过程具有一定的理论指导意义. K_s 越大, 表明 Monod 方程的一级反应部分越长, 同时也反映基质浓度对反硝化速率的影响越大. k 越大, 表明系统的最大反应速率越快, 效率越高, 这为 2.3 节中不同 pH 条件下动力学差异性的解释提供了量化支持. pH 对反硝化动力学常数的影响具有较重要的实际参考价值, 因为在污水处理中, 不同水质的 pH 差别较大, 这是一个不可避免的实际问题, 如果仅仅参照文献提供的理论值, 势必不能全面的评价生化系统特性, 因此, 在参考文献给出的动力学常数范围的基础上, 求解适宜本生化系统实际条件下的动力学参数, 对系统的高效运行起到更加有效的指导作用.

5 结论 (Conclusions)

1) 本试验条件下, 反硝化菌的亚硝酸盐还原活性对 pH 较敏感, 与 pH 8.0 时相比, pH 6.5、7.0 和 8.5 下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 还原速率分别降低了 49%、61% 和 63% 左右.

2) $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 比反硝化速率与其初始浓度呈现较好的线性关系 ($R^2 > 0.98$), 符合 Monod 方程, 文献报道的抑制情况没有发生. 不同 pH 条件下的 Monod 方程主要差别体现在曲线一级反应部分的长短不同, 由此导致动力学参数 (K_s 和 k) 差别较大.

3) 本试验所设定 4 种 pH 条件, pH = 8.0 的 K_s 和 k 最大, 分别为 15.8 mg L^{-1} 和 $0.51 \text{ g g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 这对于指导实际垃圾渗滤液处理厂的运行具有重要的现实意义.

名师奖获得者. 北京工业大学环境科学与工程学科首席教授、环境工程研究所所长, 中国环境科学学会环境工程分会副主任委员、《环境科学学报》等 8 种杂志编委. 国家精品课程“水质工程学”和“环境保护概论”课程的主讲教师. 发表论文 400 余篇, 取得专利 25 项. 先后获国家科技进步二等奖等多项科研及教学奖. 指导的博士生 2005 年和 2006 年连续两次获得“全国百篇优秀博士学位论文”奖.

参考文献 (References):

- Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, *et al*. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. *Water Pollut Control Fed*, 48(5): 835—852
- APHA. 1995. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (19th edition) [M]. Washington, DC: American Public Health Association
- Balmelle B, Nguyen K M, Capdeville B, *et al*. 1992. Study of factors controlling nitrite buildup in biological processes for water nitrification [J]. *Water Sci Technol*, 26(5/6): 1017—1025
- Fux C, Lange K, Faessler A, *et al*. 2003. Nitrogen removal from digester supernatant via nitrites in SBR or SHARON [J]. *Water Sci Technol*, 48(8): 9—18
- Fux C, Boehler M, Huber P, *et al*. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant [J]. *Journal Biotechnol*, 99(3): 295—306
- Gao D W, Peng Y Z, Wang P. 2003. Using oxidation-reduction potential (ORP) and pH value for process control of short-cut nitrification-denitrification [J]. *J Environ Sci Health*, 38(12): 2933—2942
- Garrido JM, van Benthum W A J, van Loosdrecht M C M, *et al*. 1997. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor [J]. *Biotechnol Bioeng*, 53(2): 168—178
- 高景峰, 彭永臻, 王淑莹, 等. 2001. 不同碳源及投量对 SBR 法反硝化速率的影响 [J]. *给水排水*, 21(5): 55—58
- Gao J F, Peng Y Z, Wang S Y, *et al*. 2001. Effects of carbon sources and dosages on the denitrification rate in SBR process [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 21(5): 55—58 (in Chinese)
- Hellinga C, Schellen A, Mulder J W, *et al*. 1998. The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Sci Technol*, 37(9): 135—142
- 侯红勋, 彭永臻, 殷芳芳, 等. 2008. NO_2^- 作为电子受体对反硝化吸磷影响动力学研究 [J]. *环境科学*, 29(7): 1874—1879
- Hou H X, Peng Y Z, Yin F F, *et al*. 2008. Inhibitory effect kinetics of nitrite acting as electron acceptor on anoxic phosphorus uptake and denitrification [J]. *Environmental Science*, 29(7): 1874—1879 (in Chinese)
- Kin D J, Lee D I, Keller J. 2006. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH [J]. *Bioresour Technol*, 97(3): 459—468
- Mosquera-Correa A, Gonzalez F, Campos J L, *et al*. 2005. Partial

责任作者简介: 彭永臻 (1949—), 男, 工学博士、教授, 博士生导师, 国家教学名师, 全国模范教师, 北京市高等学校教学

- nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds [J]. *Process Biochem*, 40 (9): 3109—3118
- Metcalf& Eddy. 2003. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)* [M]. USA: McGraw-Hill Companies
- Monod J. 1949. The growth of Bacteria Cultures [J]. *Annu Rev Microbiol* 3(2): 371—394
- Sun H W, Yang Q, Peng Y Z, *et al*. 2009 Accumulation of nitrite during the denitrification process in SBR for treatment of pre-treated landfill leachate [J]. *Chin J Chem Eng* 17(6): 1027—1031
- Yang Q, Peng Y Z, Liu X H, *et al*. 2007 Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities [J]. *Environ Sci Technol* 41 (23): 8159—8164
- Ruiz G, Jeison D, Chamy R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Water Res* 37(6): 1371—1377
- Vadivelu V M, Kellar J, Yuan Z G. 2006 Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture [J]. *Biotechnol Bioeng* 95(5): 830—839
- van Hulle SW H, Volcke E I P, Temel J L, *et al*. 2007. Influence of temperature and pH on the kinetics of the SHARON nitrification process [J]. *J Chem Technol Biotechnol* 82(5): 471—480
- Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, *et al*. 2006. The inhibitory effects of free nitric acid on the energy generation and growth process of an enriched *Nitrobacter* culture [J]. *Environ Sci Technol* 40(14): 4442—4448
- van Dongen U, Jetten M S M, van Loosdrecht M C M. 2001 The SHARON Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. *Water Sci Technol* 44(1): 153—160
- 谢丽, 蔡碧娟, 杨殿海, 等. 2009. 亚硝酸积累条件下反硝化脱氮过程动力学模型 [J]. *同济大学学报 (自然科学版)*, 37(2): 224—228
- Xie L, Cai B J, Yang D H, *et al*. 2009. Kinetic Model of denitrification process with nitrite accumulation [J]. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, 37(2): 224—228 (in Chinese)
- Yamanoto T, Takaki K, Koyama T, *et al*. 2006 Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology [J]. *J Biosci Bioeng* 102(6): 497—503
- 张自杰, 张忠祥, 龙腾锐, 等. 2002 *废水处理理论与设计* [M]. 北京: 建筑工业出版社
- Zhang Z J, Zhang Z X, Long T R, *et al*. 2002 *Theories and Designs of Wastewater Treatment* [M]. Beijing: China Architecture & Building Press (in Chinese)
- Zhou Y, Pijuan M, Yuan Z G. 2007. Free nitrous acid inhibition on anoxic phosphorus uptake and denitrification by poly-phosphate accumulate organisms [J]. *Biotechnol Bioeng* 98(4): 903—912
- 张树军, 彭永臻, 曾薇, 等. 2006 高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮 [J]. *环境科学学报*, 26 (5): 751—756
- Zhang S J, Peng Y Z, Zeng W, *et al*. 2006 Nitrogen removal from high nitrogen municipal landfill leachate via nitrification and denitrification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 26 (5): 751—756 (in Chinese)