# 高氮渗滤液缺氧/厌氧 UASB-SBR 工艺低温深度脱氮

孙洪伟<sup>1</sup>,彭永臻<sup>1\*</sup>,时晓宁<sup>1</sup>,张树军<sup>1</sup>,杨 庆<sup>1</sup>,陈 莹<sup>2</sup>(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; 2.四川大学建筑与环境学院,四川 成都 610065)

**摘要:** 在低温条件下,采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 组合工艺处理实际垃圾填埋场渗滤液.结果表明,该工艺可实现有机物和氮的同步、深度 去除.在进水 COD 平均为 11950.2mg/L,NH4<sup>+</sup>-N 为 982.7mg/L 的条件下,出水分别为 390.1mg/L 和 2.9mg/L,去除率分别为 96.7%和 99.7%. 同时,缺氧 UASB1 反应器的最大 COD 负荷达到 13kg/(m<sup>3</sup>·d),最大 COD 去除速率为 12.39 kg/(m<sup>3</sup>·d),具有高效缺氧反硝化和高效厌氧降解有 机物反应的双重功效,在 SBR 反应器的缺氧段和缺氧 UASB,反应器内获得了 99%以上的反硝化率.对于冬季水温分别为 14.9,14.1,13.5,11.05℃的低温条件下,SBR 反应器实现了完全硝化和反硝化,出水 TN 分别为 4.1,5.7,14.1,16.5mg/L,达到了深度脱氮的目的. 此外,在上述温度范围内,温度对反硝化速率(*r*<sub>N</sub>)的影响大于对硝化速率 (*r*<sub>DN</sub>)的影响,*r*<sub>N</sub>/*r*<sub>DN</sub> 比值相对恒定.

关键词:垃圾渗滤液;缺氧/厌氧 UASB-SBR;深度脱氮;低温

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2009)02-0207-06

**Biological advanced nitrogen removal from landfill leachate of high concentration nitrogen by anoxic/anaerobic UASB-sequencing batch reactor (SBR) at low temperature.** SUN Hong-wei<sup>1</sup>, PENG Yong-zhen<sup>1\*</sup>, SHI Xiao-ning<sup>1</sup>, ZHANG Shu-jun<sup>1</sup>, YANG Qing<sup>1</sup>, CHEN Ying<sup>2</sup>(1.Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2.College of Architecture and Environment, Sichuan University, Chengdu 610065, China). *China Environmental Science*, 2009,29(2): 207~212

Abstract: The treatment of real leachate from municipal landfill with high chemical oxygen demand(COD) and ammonia nitrogen( $NH_4^+-N$ ) content was investigated by using lab-scale anoxic/anaerobic up-flow anaerobic sludge bed (UASB)-sequencing batch reactor (SBR) combined process. COD and nitrogen effectively was removed simultaneously and effectively by the biological system, average COD and  $NH_4^+-N$  of influent could be reduced from 11950.2mg/L and 982.7mg/L to 390.1mg/L and 2.9mg/L, respectively. The maximum organic loading rate of anoxic UASB reactor reached 13 kg/(m<sup>3</sup>·d), and the maximum organic removal rate was 12.39 kg/(m<sup>3</sup>·d). Denitrification efficiency in the anoxic phase of SBR and in the anoxic UASB was above 99%. Under the lower water temperature conditions at 14.9, 14.1, 13.5 and 11.05 °C in winter, complete nitrification and denitrification was achieved in SBR reactor, the effluent TN was below 16.5mg/L. In addition, it was also indicated the influence of temperature was greater for denitrification rate ( $r_{DN}$ ) than for nitrification rate( $r_N$ ), however, the  $r_N/r_{DN}$  ratio was relatively constant in a certain temperature range.

Key words: landfill leachate; anoxic/anaerobic UASB-SBR; advanced nitrogen removal; low temperature

垃圾渗滤液是一种成分非常复杂的高浓度 有机废水,高氨氮和高有机物是其重要的水质特 征,给处理带来困难<sup>[1]</sup>.由于生物脱氮可实现真正 意义的氮去除,而非"污染转嫁",因此该法是目前 处理垃圾渗滤液经济、有效、应用广泛的方法.

传统生物脱氮包括硝化(NH₄<sup>+</sup>−N→NO<sub>3</sub><sup>-</sup>−N) 和反硝化(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>−N→N<sub>2</sub>)两个过程<sup>[2]</sup>.硝化是以羟 氨为中间产物,氨氧化菌(AOB)首先将氨氮氧化 为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>−N,进而被亚硝酸氧化菌(NOB)氧化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N.反硝化是在硝酸盐还原酶(NaR)、亚硝酸 盐还原酶(NiR)、一氧化氮还原酶(NOR)和一氧 化二氮还原酶(N<sub>2</sub>OR)的作用下,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 逐步还 原为NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N,NO,N<sub>2</sub>O,最终还原为N<sub>2</sub><sup>[3]</sup>.由于渗滤 液内的高氨氮所形成的游离氨对硝化菌的活性

收稿日期: 2008-07-15

基金项目:国家"863"项目(2006AA06Z319);国家自然科学基金资助项目(50778005)

<sup>\*</sup> 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

产生强烈的抑制作用,使硝化作用无法进行<sup>[4]</sup>.同时,硝化反硝化作用受温度的影响较大,当温度低于15℃时,硝化、反硝化速率明显降低,当温度在10℃以下时,反硝化作用将停止<sup>[5]</sup>.

鉴于上述原因,本研究针对实际垃圾填埋场 渗滤液,采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统,力 求实现高氨氮、高浓度有机物的同步、深度去除; 低温条件下,实现 SBR 系统的深度脱氮;并定量研究温度对硝化速率(r<sub>N</sub>)和反硝化速率(r<sub>DN</sub>)的影响.

#### 1 材料与方法

1.1 垃圾渗滤液水质

本试验所用垃圾渗滤液取自北京六里屯垃圾填 埋场一个运行3年的渗滤液区,其水质特征见表1.

Table 1 The characteristic of landfill leachate					
物理指标	数值	有机物指标	数值	氮指标	数值
pH 值	7.1~8.5	COD(mg/L)	7856~22500	TN(mg/L)	838~1390
TS(mg/L)	15800	TOC(mg/L)	3100~3700	NH4 <sup>+</sup> -N(mg/L)	738~1287
TSS(mg/L)	3200	TIC(mg/L)	318~237	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N(mg/L)	2.6~9.6
色度 臭味	500~750,深褐色 臭味等级为4级	TC(mg/L)	3450~4010	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N(mg/L)	1.0~2.6

渗滤液的物化特性

表 1

1.2 试验装置及运行

缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统由分建式

的缺氧 UASB、厌氧 UASB 和好氧 SBR 反 应器组成(图 1).



图 1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 生化系统示意 Fig.1 Schematic diagram of anoxic/anaerobic UASB-SBR biological system

原水箱由不锈钢制成,外裹敷保温材料,容积为 50L.水箱中间为内径 150mm 的水浴加热区,容积为 10L.由于两级 UASB 采用连续进水方式,而 SBR 为 间歇进水,因此在两者之间设容积为 25L 的中间水 箱.缺氧/厌氧反应器分别为 2 个上流式厌氧污泥床 UASB1,UASB2,材质为有机玻璃.UASB1 上部分内 径、外径和高度分别为 70,80,400mm,下部分内径、 外径和高度分别为 40,50,1000mm.上、下部分由 50mm 高的圆台形有机玻璃管连接,有效容积为 3L.UASB2 反应器的内径、外径和高度分别为 70,80,1350mm,有效容积为 5L.SBR 反应器的材质 为有机玻璃,容积为 9L,采用鼓风曝气.

通过水浴加热方式控制UASB1,UASB2水温 分别在(30±2)℃和(35±2)℃.SBR 反应器在室温下 运行.渗滤液通过蠕动泵从原水水箱与按一定比 例回流的SBR 硝化出水一起进入UASB1反应器, 进行缺氧、厌氧反应.UASB1的出水进入UASB2 反应器,主要进行厌氧反应,进一步去除污水中有 机物.经过两级 UASB 处理的渗滤液进入 SBR,完 成生物脱氮的硝化-反硝化生物反应以及残余有 机物的去除.为了达到充分利用原水的有机碳源 及对原水进行稀释 2 个目的,SBR 反应器采用两 种模式交替运行.模式 A:静态进水→曝气反应→ 静沉→出水回流.模式 B:静态进水→曝气反应→ 缺氧搅拌(投加碳源)→静沉、排水.

1.3 水样测定

2 期

从反应器内取 100mL 水样,用 0.45µm 微孔滤 膜过滤,滤纸残余物在 105℃烘至恒重,冷却后测 量 MLSS 浓度.而后在 600℃的马弗炉内烘至恒重, 冷却后测量 MLVSS 浓度.过滤的水样中 NH4<sup>+</sup>-N,NO3<sup>-</sup>-N,NO2<sup>-</sup>-N, COD,碱度等水质指标 均采用国家规定的标准方法.TN, TON, TC,TOC, TIC 通过 TN/TOC 分析仪(Multi N/C3000,德国耶 拿)测定.采用 WTW 测定仪及相应探针监测液相 内 DO,氧化还原电位 ORP,pH 值.

1.4 接种污泥

UASB1,UASB2 反应器接种的厌氧颗粒污泥 取自哈尔滨啤酒污水处理厂.好氧 SBR 的接种污 泥取自本实验室处理生活污水氧化沟内有良好生 物脱氮除磷性能的活性污泥,反应器内的 MLSS 控 制为 2500mg/L,污泥体积指数(SVI)为 116.在试验 过程中,经过一段时间的驯化,逐步培养适宜于降 解垃圾渗滤液废水的"成熟"活性污泥.

#### 2 结果与讨论

2.1 缺氧/厌氧 UASB-SBR 系统的有机物去除 特性

系统内 COD 的变化规律如图 2 所示.整个试验期间,UASB1 反应器的平均有机负荷为 11.95 kg/(m<sup>3</sup>·d),其中最大 COD 负荷达 12.85kg/(m<sup>3</sup>·d),最大有机负荷去除率为 12.39kg/(m<sup>3</sup>·d).同时UASB1 出水 COD 平均值为 939.5mg/L,去除率达到 77.4%,高于文献所报道的值<sup>[6-7]</sup>.

对于UASB1反应器,采用SBR 硝化液回流的 方式,对原水既有一定的稀释作用,又可使富含 NO<sub>x</sub>-N 的硝化液借助原水中丰富的有机碳源进 行反硝化,实现生物脱氮及有机物降解的双重目 的,因而减轻了后续处理构筑物的负担.由图 2 可 见,UASB1的进水 COD 较渗滤液原液(Raw)相比 有较大幅度的降低,这是由于回流水的稀释作用. 反应器内 COD 的去除由两部分完成,一部分为厌 氧生物降解作用;另一部分是作为回流水中硝态 氮反硝化碳源.可采用 2 种方式来确定反硝化去 除 COD 的量.根据 Randall 等<sup>[8]</sup>研究,计算出还原 硝态氮所去除的 COD 约占 6.8%~9.6%,其余 93.2%~90.4%为厌氧生物降解作用去除;根据 McCarty 等<sup>[9]</sup>提出的反硝化化学剂量关系式,得出 还原硝态氮所去除的 COD 约占 5.5%~6.6%,其余 94.5%~93.4%为厌氧生物降解作用去除.



图 2 COD 在缺氧/厌氧 UASB-SBR 组合工艺的变化规律 Fig.2 Evolution of the COD concentrationin anoxic/ anaerobic UASB-SBR reactor

Raw:原液;UASB1i:UASB1 进水; UASB1e:UASB1 出水;UASB2e: UASB2 出水; SBRi: SBR 进水; SBRNe: SBR 硝化出水; SBRDNi: SBR 反硝化开始; SBRDNe: SBR 反硝化 出水.平均值±SD(*n*=17)

UASB1 出水有机物在 UASB2 和 SBR 中实现进一步去除,出水分别为 629.0,390.9mg/L.根据相关公式计算得出 UASB2,SBR 和系统有机物去除率分别为 2.6%,2.0%和 96.7%.实现了有机物的高效、深度去除.同时,当 SBR 反应器硝化结束时,剩余 COD 为不可生物降解,不能作为反硝化碳源,因此投加一定量甲醇,这也是反硝化初始时COD 增加的原因.

2.2 缺氧/厌氧UASB-SBR生化系统的氮转化特性 氮在生化系统内的转化规律如图 3 所示.由

低,借助于 SBR 反应器的硝化作用实现氮形态的转化,通过 SBR 缺氧段及 UASB1 的反硝化作用 实现氮的真正去除.对于 UASB1 反应器,进出水

NH₄<sup>+</sup>−N分别为338.9,300.5mg/L,去除NH₄<sup>+</sup>−N为38.4mg/L.这种现象已有研究,证明损失的氮用于 生物同化作用<sup>[10-11]</sup>,本研究也得出相同结论.





SBR 系统初始 NH4<sup>+</sup>-N 浓度(83.5mg/L)低 于 UASB2 出水浓度(290.5mg/L),是由于 SBR 剩 余 泥水 混 合 液的 稀释 作用.SBR 硝化结束 NH4<sup>+</sup>-N 和反硝化结束时的 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度分 别为 2.9,1.3mg/L.整个生化系统的 NH4<sup>+</sup>-N 平均 去除率为 99.7%.图 3b 为 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>-N 在系统中的变 化规律.由于原液的稀释作用,UASB1 进水 NO<sub>x</sub><sup>-</sup>-N 浓度低于 SBR 硝化回流水中的浓度 值.UASB1 和 SBR 反应器的缺氧段进行反硝化 生化反应,反硝化率分别为 98.8%和 98.9%.

2.3 SBR 系统低温条件下深度脱氮

实验过程(2007 年 9 月 1 日~2008 年 1 月 24 日)中,SBR反应器进水温度从 20.7℃逐渐降低至 10.3℃.由图 4 可见,在不同温度时,系统完成了彻 底的硝化和反硝化反应(在硝化结束时,投加足 量甲醇作为反硝化碳源,甲醇与 NO<sub>3</sub>-N 的质量 比为 3.5:1),14.9,14.1,13.5,11.05 ℃下的出水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 分别为 0.12,1.6,0.4,0.6mg/L.出水 TN 分 别为 4.13,5.7, 14.1,16.5mg/L.实现了深度脱氮.即 使在最低温度 11.05℃时,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TN 的去除 率仍高达 99.8%和 86.7%.需要指出,在反硝化过 程中,出现 NO<sub>2</sub>-N 的积累. 14.9,14.1,13.5,11.05℃ 下,NO<sub>2</sub>-N 积累的最大浓度分别为 21.5,26.5,37.8 和 34.9mg/L,这种现象已有报道<sup>[12-13]</sup>,认为亚硝 态氮的还原速率低于硝态氮的还原速率是导致 其积累的主要原因.

### 2.4 温度对 SBR 系统硝化、反硝化速率的影响

硝化菌和反硝化菌都有各自适宜的活性温度,当温度超越这个范围时,活性降低,进而影响系统的硝化、反硝化速率.试验研究了温度对 r<sub>N</sub>、r<sub>DN</sub>、TN 去除速率(r<sub>TN,rem</sub>)的影响(图 5).

由图 5 可见,当温度从 14.9℃降至 11.05℃ 时,*r*<sub>N</sub>、*r*<sub>DN</sub>和 *r*<sub>TN,rem</sub>逐渐降低,其中 *r*<sub>DN</sub>降低最显著. *r*<sub>DN</sub>均高于 *r*<sub>N</sub>(*r*<sub>N</sub>/*r*<sub>DN</sub><1),因此对于生物脱氮反应来 说,硝化反应是其控制步骤.不同温度下,反硝化速 率呈现一定数量关系:*r*<sub>DN,14.9℃</sub>=1.43 *r*<sub>DN,14.1℃</sub>= 3.44*r*<sub>DN,13.5℃</sub>=3.82*r*<sub>DN,11.05℃</sub>.当随温度从 14.9℃降至 11.05℃时,*r*<sub>N</sub>/*r*<sub>DN</sub>逐渐增加,分别为 0.46,0.47, 0.7 和 0.73,这表明 *r*<sub>N</sub> 与 *r*<sub>DN</sub>呈现逐渐接近的趋势.上述 2 种情况均表明,反硝化速率受温度的影响更为敏感, 并且在一定温度范围内,*r*<sub>N</sub>/*r*<sub>DN</sub> 比值相对恒定.彭永 臻等<sup>[14]</sup>提出采用 2 个温度系数表示温度对反应速 率有影响的观点,对这种情况作了较好的解释.因 此可认为在一个温度范围内,微生物的硝化和反硝 化活性随温度升高(降低)而同步升高(降低),两者 的比值相对恒定.当超越某一"临界温度"时,2 个

210

温度范围内微生物硝化活性和反硝化活性随着温度的升高(降低)而出现不同步升高(降低),从而导致2个温度范围内 *r*<sub>N</sub>/*r*<sub>DN</sub>的增大或减小.此外,对于一定运行条件下的 SBR 系统,温度对 NH4<sup>+</sup>-N, NO3<sup>-</sup>-N,

TN 的去除率影响不大,只要维持充足的硝化、反硝 化时间,可实现较高的 NH4<sup>+</sup>-N, NO3<sup>-</sup>-N,TN 去除率. 本实验对 NH4<sup>+</sup>-N,NO3<sup>-</sup>-N, TN 的去除率分别为 96.0%, 96.8%,83.7%.



图 4 低温条件下,SBR 系统周期内 NH4<sup>+</sup>-N, NO3<sup>-</sup>-N, NO2<sup>-</sup>-N,TON,TON,TN 的变化规律 Fig.4 Variations of NH4<sup>+</sup>-N, NO3<sup>-</sup>-N, NO2<sup>-</sup>-N,TN concentration during nitrification and denitrification process in the SBR reactor at low temperature

-- TN -- NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N -- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N -- NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N -- TON





Fig. 5 Typical variations of the  $r_N$ ,  $r_{DN}$ ,  $r_{TN, rem}$  and the removal efficiency of TN,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N for SBR reactor at different low temperature

#### 3 结论

**3.1** 采用缺氧/厌氧 UASB-SBR 系统可同步、 深度去除垃圾渗滤液内高浓度有机物和氮.

**3.2** 缺氧 UASB1 反应器可高效厌氧降解有机 物及高效反硝化生物脱氮,获得了 77.4%的有机 物去除率和 94.9%的反硝化率.

3.3 SBR 过程是彻底除氮的主要环节,即使在低温 11.05℃条件下,出水 NH4<sup>+</sup>-N,TN 分别为 0.57, 16.45mg/L, 实现深度脱氮.

3.4 在试验低温范围内,温度对硝化速率,反硝 化速率均有较大影响,其中对反硝化速率的影响 大于对硝化速率的影响, rs/rps 比值相对恒定.

211

© 1994-2009 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

212

#### 参考文献:

- [1] 王宝贞,王 琳.城市固体废弃物渗滤液处理与处置 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [2] Metcalf and Eddy Inc. Wastewater engineering treatment and reuse [M]. 4th. Beijing: Tsinghua University Press, 2003.
- [3] Madigan M T, Martinko M, Parker J. Brock biology of microorganisms [M]. Beijing:Scientific publisher, 1997.
- [4] Kim D J, Lee D I, Keller J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH [J]. Bioresource Technology, 2006,97(3):459–468.
- [5] 张自杰.废水处理理论与设计 [M]. 北京:中国建筑工业出版社, 2002.
- [6] Peng Y Z, Zhang S J, Zeng W, et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate [J]. Water Research, 2008, 42(7/8):883–892.
- [7] Ağdağ O N, Sponza D T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow sludge blanket reactor (UASA)/completely stirred tank reactor (CSTR) system [J]. Process Biochemistry, 2005, 40(2):895–902.
- [8] Randle C W, Barnard J L, Stensel H D. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal [M]. Lancaster, PA: Water Quality Management Library, Technomic Publishing Co, 1992.

- [9] McCarty P L. Stoichiometry of biological reaction [J]. Process in Water Technology, 1975,71:157–172.
- [10] Chen S, Sun D Z, Chung J S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system [J]. Waste Management, 2008,28(2):339–346.
- [11] Qureshi A, Lo K V, Liao P H, et al. Real-time treatment of dairy manure: Implication of oxidation reduction potential regimes to nutrient management strategies [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(5): 1169–1176.
- [12] Martienssen M, Schöps R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites-alterations in the bacterial community during the denitrification process [J]. Water Research, 1997, 31(5): 1164–1170.
- [13] Welander U, Henrysson T, Welander T. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process [J]. Water Research, 1998, 32(5):1564–1570.
- [14] 彭永臻,王淑莹.运行温度对间歇式活性污泥法影响的研究 [J]. 环境科学丛刊, 1994,10(4):30-35.

作者简介:孙洪伟(1976-),男,黑龙江齐齐哈尔人,讲师,北京工业大 学博士研究生,主要研究方向为高氨氮污水生物脱氮及过程控制.发 表论文6篇.

## 气候变化影响研究应该成为下一次气候变化研究的前沿

现在科学家希望下一届美国总统将投入比目前多几十亿美元至气候变化影响领域.

海洋生态学家 Jame Lubchenco 是第一批研究加利福尼亚海岸生态系统如何受到气候变化影响的科学家之一. 虽然这项研究排到她目前工作的前列,但仍难以获得 18 亿美元的美国气候变化科学项目(CCSP)资助.俄勒冈州立大 学教授,曾任 AAAS 主席的 Lubchenco 说: "CCSP 的重点不是放在了解影响方面." 结果她只好依赖私人基金会的 资助支持她对缺氧海洋"死亡区"的考察.

由美国国会于 1990 年建立的 CCSP 负责协调 13 个联邦机构的研究.在 2002 年,布什政府为项目制定了 5 个战略目标,3 个在基础研究,2 个集中在影响和适应方面,但大约 75%资金放在前面 3 个目标.而 NRC 的一份报告认为美国的项目缺乏在数据和模式方面的投资,以便预测变暖产生的反馈,如土壤加热后释放碳或者冻原融化释放出甲烷.

两位总统候选人都承诺改进地球观测系统,但都面临国家极地轨道运行环境卫星系统(NPOESS)地面处理气候数据问题.2007 年 NRC 报告指出,NPOESS 项目缺少设计得好的气候观察系统的基本特征.

现在 CCSP 人员已在准备文件建议将重点转向影响研究.Lubchenco 说:"现在人们已开始谈论这一点,我希望看到的是谈论能够转化为实在的研究项目."

#### 江 年 摘自《Science》October, 10, 182-183(2008)