

# 短程硝化-厌氧氨氧化在实际垃圾渗滤液处理工程中的启动运行研究

初永宝<sup>1</sup> 赵少奇<sup>1</sup> 刘生<sup>2,3</sup> 赵华章<sup>2,3,†</sup>

1. 青岛科技大学环境与安全工程学院, 青岛 266042; 2. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871;  
3. 北京市新型污水深度处理工程技术研究中心, 北京 100871; † 通信作者, E-mail: zhaohuazhang@pku.edu.cn

**摘要** 针对新型脱氮工艺短程硝化-厌氧氨氧化(ANAMMOX)过程中亚硝氮难以稳定生成的难题, 设计水解酸化+UASB+好氧氧化的处理工艺, 应用于实际垃圾渗滤液处理工程。结果表明, 当进水氨氮浓度为610~1900 mg/L, C/N比为1.8~3.5时, 在进水量为100 m<sup>3</sup>/d, 回流比为2:1, pH值为7.5~8.0, DO为2.0 mg/L的调试条件下, O池发生短程硝化, 积累200 mg/L的亚硝氮, 积累率最高达78%。微生物DNA检测发现, O池中AOB物种丰度是NOB的10倍以上。水解酸化池中存在COD、氨氮和总氮同时去除的现象, COD去除量不能满足全部总氮反硝化, 剩余的总氮通过厌氧氨氧化过程去除, 通过ANAMMOX反应去除的总氮占水解酸化池总氮去除量的35%~67%。在实际垃圾渗滤液处理工程中, 通过控制进水量、回流比、pH和溶解氧等条件, 成功地启动短程硝化-厌氧氨氧化工艺。

**关键词** 垃圾渗滤液; 短程硝化; 厌氧氨氧化; 脱氮; 水处理工程

## Study on the Start-up and Operation of Partial Nitrification-Anammox in the Actual Landfill Leachate Treatment Project

CHU Yongbao<sup>1</sup>, ZHAO Shaoqi<sup>1</sup>, LIU Sheng<sup>2,3</sup>, ZHAO Huazhang<sup>2,3,†</sup>

1. College of Environment and Safety Engineering, Qingdao University of Science and Technology, Qingdao 266042; 2. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 3. Beijing Engineering Research Center for Advanced Wastewater Treatment, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: zhaohuazhang@pku.edu.cn

**Abstract** Partial nitrification-anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) is a new process of nitrogen removal. Aiming at the problem of stable formation of nitrite in the current work, an in-line system combined with hydrolysis acidification + UASB + aerobic oxidation was designed to improve the formation of nitrite nitrogen and applied to the actual landfill leachate treatment project. Results showed that when the concentrations of ammonia nitrogen and C/N ratio were 610–1900 mg/L and 1.8–3.5 in the influent, respectively. By the condition of 100 m<sup>3</sup>/d water inflow, 2:1 reflux ratio, 7.5–8.0 pH value and 2.0 mg/L dissolved oxygen (DO), partial nitrification happened in the aerobic tank, and 200 mg/L nitrous oxide accumulated with the highest accumulation rate of 78%. Microbial DNA analysis showed that the abundance of AOB species in aerobic tank was more than 10 times that of NOB. COD, ammonia nitrogen and total nitrogen in the hydrolytic acidification tank were removed at the same time. The removal amount of COD could not denitrify all the total nitrogen, and the remaining total nitrogen was removed by the ANAMMOX process. The total nitrogen removed by ANAMMOX reaction accounted for about 35%–67% of the total nitrogen removal amount in the hydrolytic acidification tank. In the actual landfill leachate treatment project, by controlling the inflow, reflux ratio, pH and DO, the partial nitrification-ANAMMOX process was successfully conducted.

**Key words** landfill leachate; partial nitrification; anammox; nitrogen removal; water treatment engineering

垃圾渗滤液是典型的高氨氮废水,脱氮是垃圾渗滤液处理工艺的重点和难点<sup>[1-2]</sup>。传统的硝化-反硝化脱氮工艺应用广泛,但是垃圾渗滤液的碳氮比很低,脱氮时需要额外投加碳源,导致运行成本高<sup>[3-4]</sup>。另外,高浓度的氨氮会抑制微生物的生长和代谢,致使反硝化和 COD 去除效率不高<sup>[5]</sup>。近年出现的短程硝化(氨氮仅被氧化成亚硝氮)和厌氧氨氧化(ANAMMOX, 厌氧条件下氨氮与亚硝氮反应转化为  $N_2$ )工艺,因耗氧少、反应速度快、剩余污泥量少和无需外加碳源等特点,这两种工艺(尤其是其组合工艺)具有运行成本低、节省反应器体积和反应时间的优势。这些技术在实验室用模拟污水得到验证<sup>[5-7]</sup>,但工程规模的案例报道不多。主要问题在于,工程规模亚硝氮难以稳定地生成,导致短程硝化和厌氧氨氧化工艺一直没有大规模应用。

本文针对高氨氮废水处理过程中亚硝氮难以稳定生成的难题,设计水解酸化池+UASB+好氧氧化流程,处理中国西南地区某垃圾填埋场的渗滤液,设计日处理量为 200 吨。通过控制进水量、回流比、pH 和 DO 等条件,工程调试 180 天,实现短程硝化-厌氧氨氧化工艺的启动运行。

## 1 实验方法

### 1.1 垃圾渗滤液处理流程

该生活垃圾卫生填埋场中,未经处理的渗滤液有色度,并伴随刺激性气味,水质数据见表 1。水质指标的波动来源于降水和填埋场作业导致的渗滤液性质变化。

垃圾渗滤液水解酸化+UASB+好氧氧化处理工艺流程如图 1 所示,包含水解酸化池、UASB(升流

表 1 垃圾渗滤液原水水质变化范围

Table 1 Change range of raw water quality of landfill leachate

指标	变化范围
COD	3000~5500 mg/L
$NH_4^+-N$	1250~2900 mg/L
TN	1350~3050 mg/L
TP	10~25 mg/L
SS	500~300 mg/L
pH	8.0~8.5

式厌氧污泥床)、O 池(好氧池)以及二沉池。所有构筑物均由衬有防腐橡胶的钢材建成。水解酸化池尺寸为  $3\text{ m} \times 12\text{ m} \times 3.2\text{ m}$ , UASB 反应器内径为 8 m, 有效高度为 12 m。O 池同样为矩形结构,由于场地所限分为 3 个联通的池体:  $3\text{ m} \times 12\text{ m} \times 3.2\text{ m}$ ,  $3\text{ m} \times 12\text{ m} \times 3.2\text{ m}$  和  $3\text{ m} \times 6\text{ m} \times 3.2\text{ m}$ , O 池保留高度为 0.3~0.4 m。

### 1.2 污泥接种和运行调试

O 池接种的污泥是当地生活污水厂二沉池排出的剩余污泥,污泥含水率约为 70%,按湿污泥重量  $w$ (吨):池容  $v(\text{m}^3)=30\%$  接种。水解酸化池和 UASB 接种生活污水厂的厌氧池底泥,接种量为 60%。

垃圾渗滤液生化处理系统连续调试 6 个月。初始阶段,接种活性污泥后清水活化两天,第 3 天开始进水,记为调试阶段的第 1 天,前 15 天日进水量由  $30\text{ m}^3$  逐步提升到  $50\text{ m}^3$ , 16~30 天由  $80\text{ m}^3$  提高至  $100\text{ m}^3$ , 31~45 天由  $130\text{ m}^3/\text{d}$  提高至  $150\text{ m}^3/\text{d}$ , 46~60 天逐步提高至  $200\text{ m}^3/\text{d}$ , 61~80 天保持在  $200\text{ m}^3/\text{d}$ , 81~100 天根据运行过程中水质指标的变化调整进水量, 101~180 天进水量维持在  $100\text{ m}^3/\text{d}$ 。采用

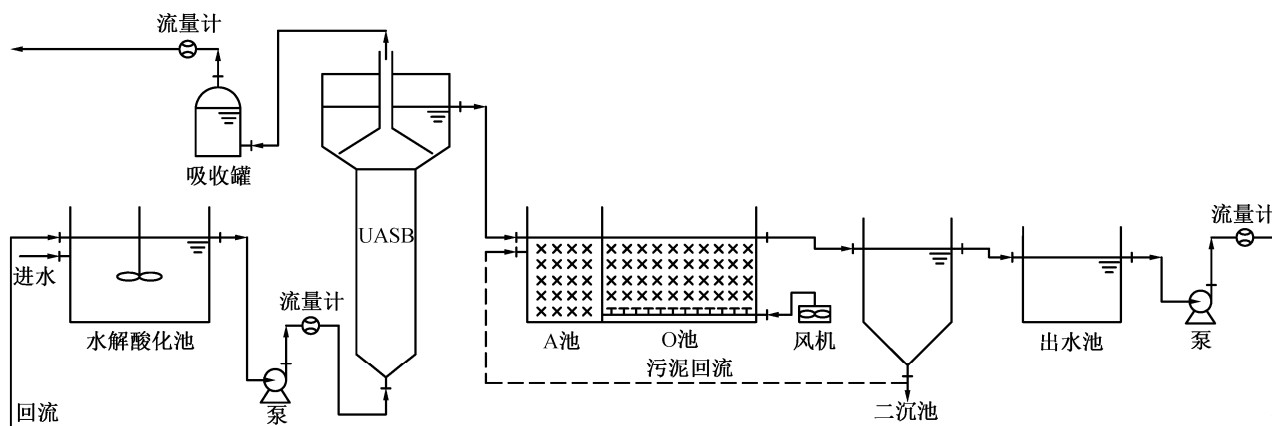


图 1 垃圾渗滤液处理流程图  
Fig. 1 Flow chart of landfill leachate treatment

24小时连续进水。二沉池出水回流到水解酸化池,根据进水量调整回流比,进水量为50, 100, 150和200 m<sup>3</sup>/d时,回流比分别为1:1, 2:1, 3:1和4:1。同时,二沉池沉降的污泥根据日常测定的O池中SV<sub>30</sub>(30分钟污泥沉降比)来调整,外排或者回流到O池前端。

### 1.3 分析项目和测试方法

试验期间从第一天开始,每隔3天取样检测废水指标。分析项目包括COD、氨氮、总氮、亚硝氮和硝氮,方法见文献[8]。用便携式pH计测定pH值,用便携式溶解氧测定仪测定溶解氧浓度,用250 mL玻璃量筒测定SV<sub>30</sub>。

170天时,从O池进水口、出水口以及中部观察口取泥水混合物,静置沉降30分钟后,对污泥样进行物种组成分析。用FastDNA<sup>®</sup> SPIN Kit for Soil试剂盒提取活性污泥的DNA,送由上海美吉生物医药科技有限公司进行扩增和测序。PCR扩增所用引物为338F-806R,采用TransGen AP221-02 DNA聚

合酶,在ABI GeneAmp<sup>®</sup> 9700型PCR仪中进行扩增。PCR扩增程序如下:1) 95℃预变性(3分钟);2) 95℃变性(30秒), 55℃退火(30秒), 72℃延伸(45秒), 27个循环;3) 72℃恒温10分钟,最后10℃保温。全部样本按照正式实验流程进行,每个样本重复3次,将同一样本的PCR产物混合后,用2%琼脂糖凝胶电泳检测,使用AxyPrepDNA凝胶回收试剂盒切胶回收PCR产物,Tris-HCl洗脱,2%琼脂糖电泳检测。

参照电泳初步定量结果,将PCR产物进行荧光定量检测。通过PCR,将Illumina官方接头序列添加至样品DNA片段外端,用氢氧化钠变性产生DNA片段单链,与引物碱基互补固定。对DNA片段进行高通量测序,从而获知样品DNA片段的序列。

## 2 结果与讨论

### 2.1 工艺调试效果

图2为垃圾渗滤液处理系统调试过程中COD、氨氮和总氮的浓度变化和去除率。进水COD浓度

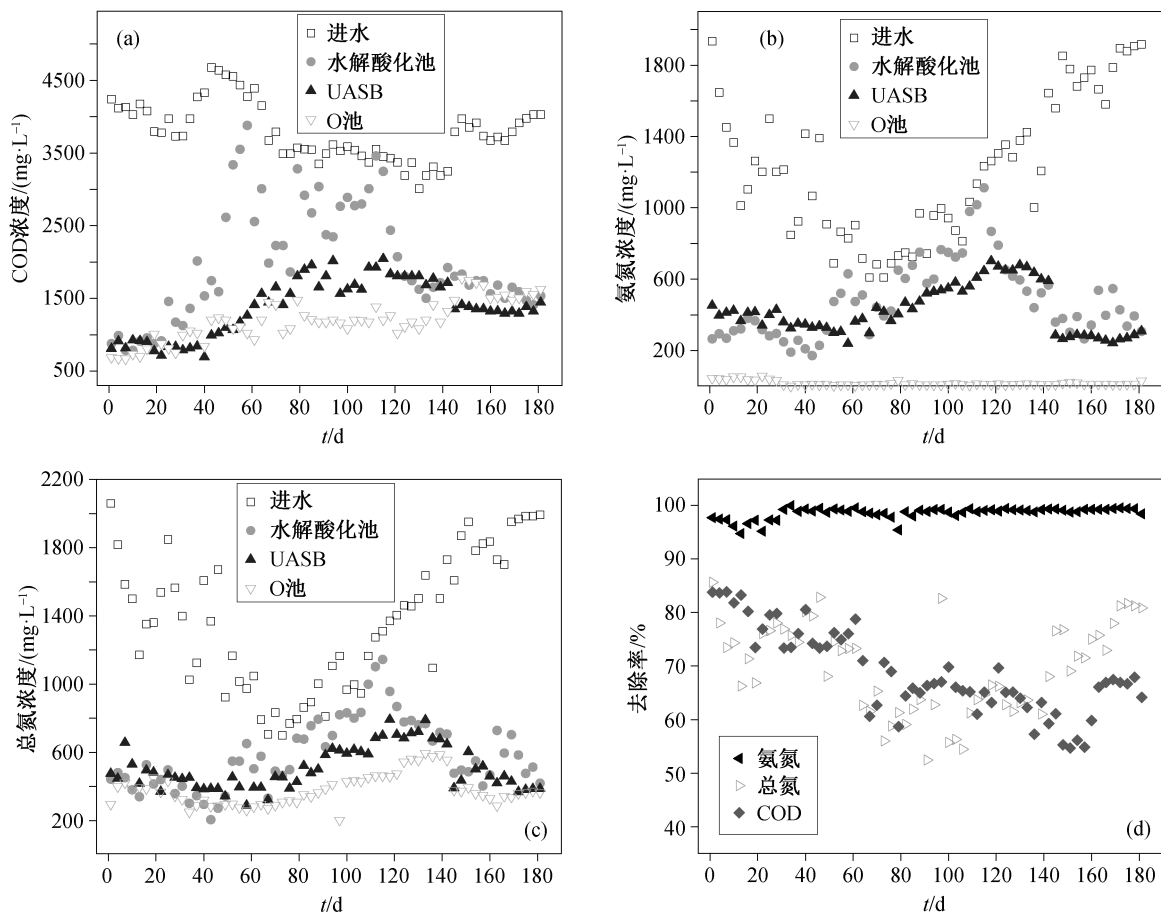


图2 工艺调试过程COD、氨氮、总氮的浓度变化和去除率

Fig. 2 Concentration changes and removal rate of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen during process commissioning

为 3250~4500 mg/L。前 30 天日进水量较少,各池 COD 呈现缓慢上升趋势。30 天后,随着日进水量增加,来自生活污水处理系统的污泥还没有适应垃圾渗滤液,微生物受到很大的冲击。水解酸化池中 COD 急剧上升,并起伏不定,对后续 UASB 和 O 池的处理效果也造成一定的冲击。同时,在 50~120 天,由于原水的水质大幅度波动,影响水解酸化池和 UASB 对有机物的降解,但 O 池的数据没有太大的波动,说明系统对进水负荷的冲击有很大的耐受性。120 天后, O 池的 COD 逐渐上升,并超过 UASB 的出水,超出的 COD 值为 190~280 mg/L。经检测, O 池累积的亚硝氮量在 200±25 mg/L 范围内波动,贡献约 200~257 mg/L 的 COD。调试周期内生化处理阶段的 COD 去除率在 55%以上,最终稳定在 67% 左右。

进水中的总氮主要由氨氮贡献,亚硝氮和硝氮相对较少。由于在 50~85 天期间通过预处理控制氨氮浓度,因此进水中的氨氮和总氮浓度波动很大(图 2(b)和(c)),第 85 天停止控制后慢慢回升。氨氮在 O 池阶段被氧化成亚硝氮和硝氮,回流到厌氧阶段被还原成氮气,总氮也随之降低。在整个调试阶段,由于回流比较大, O 池末端氨氮值在 10~30 mg/L 之间浮动,氨氮的总去除率一直保持 99%。总氮去除率在调试阶段中期降到 60%左右,并伴随较大的波动(水解酸化池和 UASB 中 COD 的波动影响脱氮);在调试阶段后期,稳定在 80%左右。

## 2.2 短程硝化的启动与维持

O 池中各水质参数的变化情况和亚硝氮积累率如图 3 所示。氨氮的好氧化主要发生在 O 池中,

硝氮的生成量在 120 天后呈现明显的下降趋势,亚硝氮的生成量不断上升。随着运行时间增加,亚硝氮浓度在 100 天左右达到 100 mg/L,随后迅速增长到 200 mg/L 左右,亚硝氮积累率最高达 78%。同时,硝氮的生成量相对下降,其浓度最终在 100 mg/L 左右波动。O 池通过微孔曝气提供溶解氧,同时在 140~180 天, COD 去除量比较少,这样可以排除亚硝氮是由硝氮反硝化产生,而是由氨氮氧化产生。亚硝氮和硝氮生成之后随水流回流到水解酸化池进行氮素还原。

通过调整 O 池的曝气量来控制溶解氧浓度有利于实现短程硝化。调试的前 30 天,好氧池溶解氧浓度维持在 5.5 mg/L,30~120 天将溶解氧浓度降至 3.5 mg/L。在此期间亚硝氮的生成量不断地增加,基本上呈现线性增长趋势(图 3(a))。在 120~180 天,将 DO 进一步降至 2.0 mg/L。在此期间亚硝氮生成量于 150 天左右上升到 200 mg/L,之后不再上涨,而是上下波动。硝氮的生成量急剧下降,从 350 mg/L 缩减到 100 mg/L 左右,这是因为 AOB(氨氧化细菌)比 NOB(亚硝酸盐氧化菌)需要的 DO 含量低,也更容易适应环境中 DO 的变化<sup>[9-10]</sup>。已有研究表明, AOB 与氧的亲合力比 NOB 强, AOB 氧饱和常数一般为 0.2~0.4 mg/L,而 NOB 氧饱和常数为 1.2~1.5 mg/L<sup>[11-12]</sup>。在 DO 浓度为 2.0 mg/L 的条件下, O 池中亚硝氮积累率达到 78%(图 3(b)),与已有的实验结果<sup>[13-14]</sup>接近。另外,在工程调试过程中, O 池出现 SV<sub>30</sub> 下降,二沉池有部分跑泥现象,生长较慢的 NOB<sup>[15-16]</sup>不易在 O 池生存。通过这些条件控制,使 O 池稳定实现短程硝化过程。

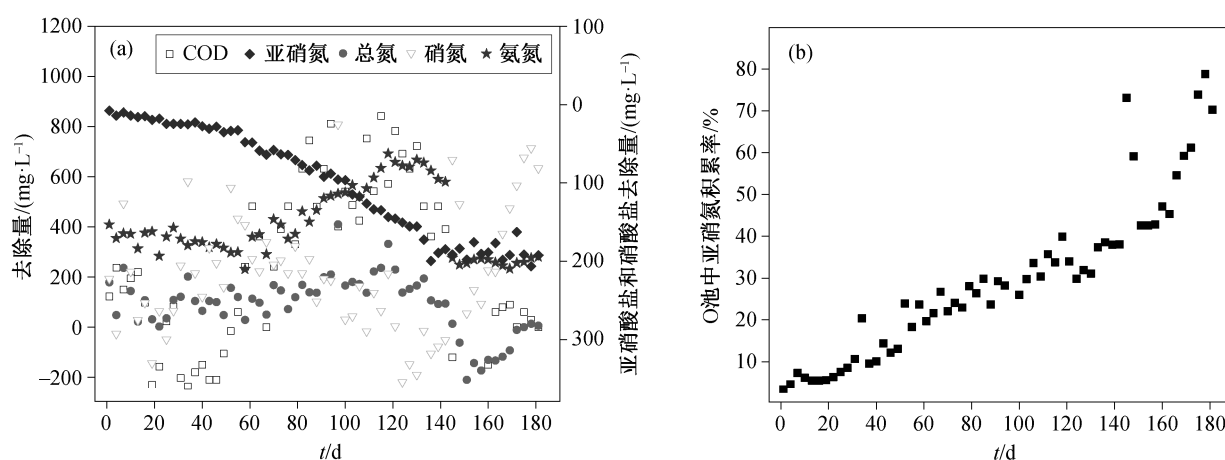


图 3 O 池水质参数变化(a)和亚硝氮积累率(b)

Fig. 3 Change of water quality parameters (a) and accumulation rate of nitrite nitrogen (b) in aerobic tank

O池的进水和出水中COD浓度与总氮浓度之比(进出水C/N比)如图4所示。1~50天,进水C/N比在1.5:1~2.5:1之间波动。50~90天,由于原水水质变化带来的波动,O池进水C/N比上升至3:1~4.5:1。90~140天,O池进水C/N比在2.5:1~3:1之间浮动。140~180天,进水C/N比又升高至3.5:2~4:1。O池出水的C/N与进水C/N比接近,是因为O池主要发生氨氮的硝化反应,总氮和COD浓度变化不大。

工艺调试过程中各池的pH变化情况见图5。已有的实验研究表明,AOB的最适宜pH约为8.0,NOB的最佳pH值约为7.0<sup>[14,16]</sup>。Surmacz等<sup>[16]</sup>发现,高pH环境可以抑制NOB的活性,从而增加NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N的积累。Zhang等<sup>[17]</sup>在进水pH=8.3的条件下,在家畜粪便上清液处理的试验研究中获得平均亚硝氮积累速率为1.2 kg/(m<sup>3</sup>·d)。高大文等<sup>[18]</sup>在中

温条件下,采用SBR法进行短程硝化反硝化试验,结果表明,在pH值为7.5~8.8时,可实现亚硝氮的积累,且亚硝氮的平均积累率在95%以上。调试阶段前期的进水pH值波动较大,后期维持在8.2~8.5之间。在水解酸化池,调节pH接近中性,以便提供适合大多数微生物生长的环境。在O池中,氨氮氧化成亚硝氮和硝氮的过程会消耗碱度,因此,我们在80天后提高UASB出水的pH值,并逐步升至8.5左右,保持O池pH值,以便更利于AOB生长,从而实现亚硝氮的稳定积累。

pH还会影响FA(游离氨)和FNA(游离亚硝酸)的浓度。FA和FNA的浓度与pH值、温度和氨氮浓度的关系如下:

$$\rho(\text{FA}) = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) \times 10^{\text{pH}}}{\frac{6344}{e^{273+t}} + 10^{\text{pH}}}, \quad (1)$$

$$\rho(\text{FNA}) = \frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{\left( \frac{2300}{e^{\frac{273}{273+t}}} + 1 \right) \times 10^{\text{pH}}}. \quad (2)$$

FA和FNA分别是AOB和NOB的反应底物,同时也是抑制剂,但FA和FNA对AOB和NOB的抑制阈值显著不同。通过式(1)和(2),可计算得到FA和FNA的浓度分别为0.81~7.91和0.013~0.16 mg/L。FA对NOB的抑制浓度为6 mg/L,而16 mg/L的FA对AOB仍无抑制作用<sup>[19]</sup>。0.011 mg/L的FNA开始抑制NOB的合成代谢,0.023 mg/L的FNA会完全抑制NOB的合成代谢,而0.4 mg/L的FNA对AOB没有影响<sup>[20-22]</sup>。因此,O池中NOB的活性会因FA和FNA的浓度较高而被显著地抑制,使得AOB成为优势菌种,由此实现亚硝氮的高累积。

### 2.3 ANAMMOX的启动与维持

COD、氨氮和总氮在水解酸化池中的去除量如图6所示。进入水解酸化池的废水分为两部分,一部分是经过预处理的进水,另一部分是来自二沉池的回流水。根据实际进水量和回流比,计算得到水解酸化池中COD的去除量由101~120天的1000 mg/L左右降至调试后期的500 mg/L以下,氨氮去除量约为270 mg/L,总氮去除量约为450 mg/L(图6),数据的波动源于原水水质的变化。水解酸化池中发生COD、氨氮和总氮同时去除的现象。总氮去除过程中,电子受体是氮元素价态较高的硝氮和亚硝氮,电子供体则来自有机物(异养反硝化)或氨氮(厌氧氨氧化)。水解酸化池溶解氧含量很低,基

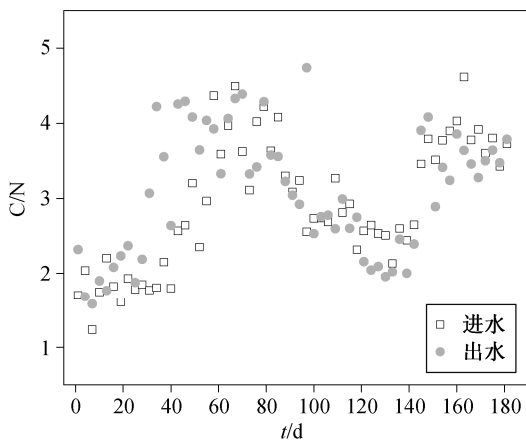


图4 O池进出水C/N比

Fig. 4 C/N ratio of influent and effluent in aerobic tank

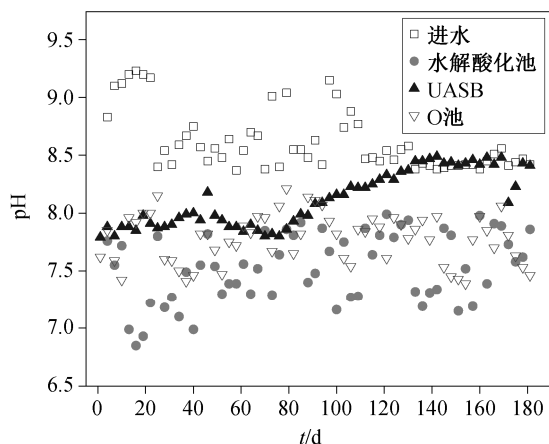


图5 工艺调试过程pH变化

Fig. 5 Changes of pH during process commissioning

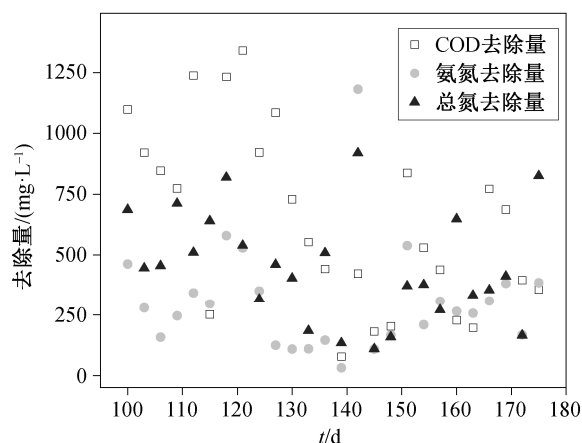


图 6 水解酸化池中 COD、氨氮和总氮的去除量  
Fig. 6 Removal amount of COD, ammonia nitrogen and total nitrogen in hydrolytic acidification tank

本上处于缺氧甚至厌氧状态, COD 应当是作为反硝化碳源被去除。

文献[23-24]中报道的反硝化需要 C/N 比约为 2.5:1~5:1。图 7 显示水解酸化池进出水的 C/N 比以及不同 C/N 比异养反硝化与厌氧氨氧化的脱氮贡献率。我们选择几个反硝化 C/N 比计算得到, 水解酸化池中以 COD 作为电子供体反硝化去除的总氮量低于实际的总氮去除量。剩余的总氮去除量应该通过厌氧氨氧化去除。经计算, 水解酸化池中厌氧氨氧化脱氮的贡献率为 35%~67%(图 7(b))。

## 2.4 污泥菌群检测

根据 O 池污泥菌群 DNA 测序结果绘制物种丰度图(图 8)。我们取 O 池的前端(O1)、中端(O2)和后端(O3)的活性污泥, 对能够产生亚硝氮的菌种进行检测。3 个样品总碱基数目达到 70768485 bp, 有效碱基数为 69305255 bp, 占总碱基数的 97.93%。

碱基序列平均长度为 417, 3 个样品的序列长度基本上分布在 401~420 和 421~440 区间。在 O 池污泥样品中发现亚硝化单胞菌属 *Nitrosomonas*、硝化球菌属 *Nitrococcus*、硝化刺菌属 *Nitropria* 和矛状硝化细菌属 *Nitrolancea*, 比例分别为 1.59%, 0.13%, 0.008% 和 0.011%, 说明 O 池中 AOB 的物种丰度是 NOB 的 10 倍以上, 充分证明 O 池主要发生短程硝化过程。

图 9 显示水解酸化池、UASB 和 O 池中的泥水状况。170 天时, 从水解酸化池液面以下 1 m 处填料上刮取污泥(图 9(a)), 与 150 天(图 9(b))和 130 天(图 9(c))取样相比, 呈现较明显的红色。水解酸化池正

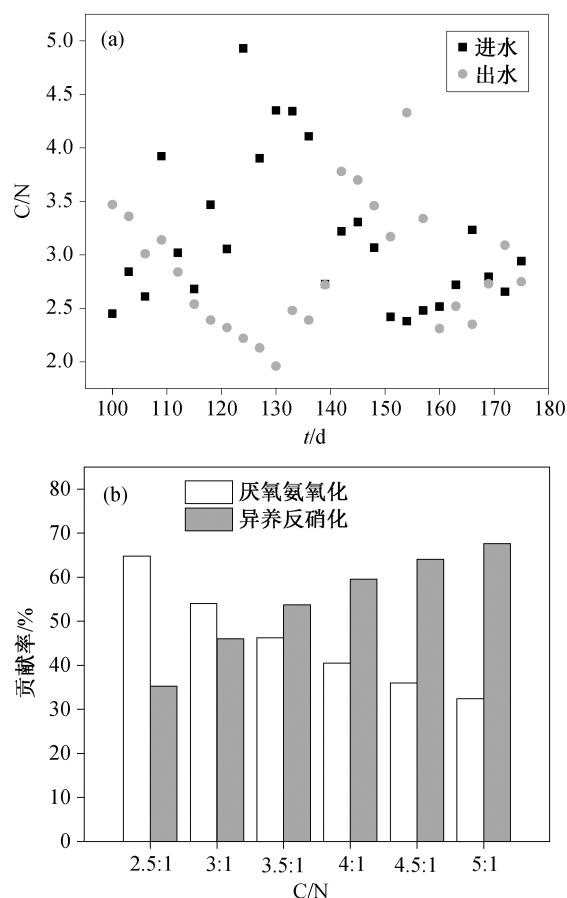


图 7 水解酸化池进出水 C/N 比(a)和不同 C/N 比异养反硝化与厌氧氨氧化脱氮贡献率(b)

Fig. 7 C/N ratio of influent and effluent (a) and contribution rate of heterotrophic denitrification and anammox with different C/N ratio (b) in hydrolytic acidification tank

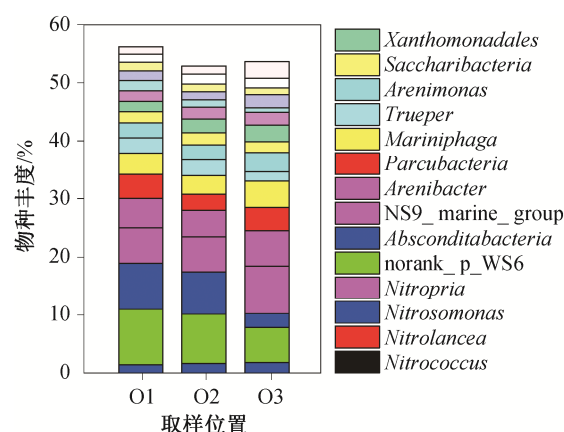


图 8 O 池微生物群落丰度柱形图

Fig. 8 Bar chart of microbial community abundance in aerobic tank

常运行(图 9(d))时, 表层泥水混合物呈现红色, 取样沉淀半小时后, 发现上清液明显呈现红褐色, 沉降下来的污泥呈灰褐色(图 9(e))。作为对比, UASB 的



图9 水解酸化池污泥、UASB的出水和底泥以及O池泥水分离状况  
Fig. 9 Waste water and sludge in hydrolytic acidification tank, UASB and aerobic tank

出水(图9(f))颜色更黑,下层污泥(取样口高度为3 m,图9(g))也呈现明显缺氧的黑灰色。好氧池混合均匀的泥水混合物沉降30分钟(图9(h))后,上清液呈现暗红色,污泥为灰褐色,SV<sub>30</sub>为31%,泥水分界面清晰,污泥沉降性良好。水解酸化池中的现象与张泽文等<sup>[25]</sup>、张海芹等<sup>[26]</sup>和汪瑶琪等<sup>[27]</sup>在实验室启动厌氧氨氧化的现象基本上一致,说明水解酸化池发生了厌氧氨氧化作用。

### 3 结论

本文针对新型脱氮工艺中亚硝氮难以积累的问题,设计水解酸化+UASB+好氧氧化工艺,并应用于实际垃圾渗滤液处理工程。通过调整进水量、回流比、pH和DO等参数,O池发生短程硝化,积累200 mg/L的亚硝氮,积累率最高达到78%。微生物DNA检测结果表明,O池中AOB物种丰度是NOB的10倍以上。水解酸化池COD、氨氮和总氮同时去除,COD去除量不能满足全部总氮反硝化,剩余的总氮通过厌氧氨氧化去除,厌氧氨氧化对水解酸化池总氮去除贡献率为35%~67%。

本文研究结果证明,短程硝化-厌氧氨氧化工艺在实际垃圾渗滤液处理工程上能够成功地启动运行,氨氮、总氮和COD去除率分别达到98%,80%和65%,为新型脱氮工艺处理高氨氮废水工程的启动和运行提供了技术支撑。

### 参考文献

- [1] Ziz S Q, Aziz H A, Yusoff S, et al. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*. 2011, 18: 404-413
- [2] Peng Yongzhen, Zhang Shujun, Zeng Wei, et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate. *Water Research*, 2008, 42: 883-892
- [3] Bernet N, Sanchez O, Dabert P, et al. Effect of solid hold-up on nitrite accumulation in a biofilm reactor-molecular characterization of nitrifying communities. *Water Science and Technology*, 2004, 49: 123-130
- [4] Bougard D, Berent N, Cheneby D, et al. Nitrification of a high strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: Effect of temperature on nitrite accumulation. *Process Biochemistry*, 2006, 41: 106-113
- [5] 张树军. 两级UASB+A/O系统处理城市垃圾渗滤液及短程脱氮[D]. 北京: 北京工业大学, 2006
- [6] 牛昭. 低基质厌氧氨氧化折流板反应器脱氮效能及微生物特性研究[D]. 北京: 北京大学, 2018
- [7] 韩晓宇, 孙延芳, 彭永臻, 等. 进水氨氮浓度对两种污泥系统CANON工艺的冲击影响. *哈尔滨工业大学学报*, 2018, 50(2): 40-45
- [8] 吴淑岱, 魏复圣, 齐文启, 等. 水和废水监测分析

- 方法. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- [9] Ma Yong, Peng Yongzhen, Wang Shuying, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. *Water Research*, 2009, 43: 563–572
- [10] Zeng Wei, Li Lei, Yang Yingying, et al. Nitrification and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic-anoxic-aerobic ( $A^2O$ ) process at ambient temperatures. *Bioresource Technology*, 2010, 101: 8074–8082
- [11] Laanbroke H J, Bodelier P L, Gerads S. Oxygen consumption kinetics of *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobaacter hamburgensis* grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations. *Arch Microbiol*, 1994, 161: 156–162
- [12] Hanki K, Wanntawin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of DO with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Research*, 1990, 24: 297–302
- [13] 吕斌, 杨开, 周培疆, 等. 晚期垃圾渗滤液实现短程硝化影响因素分析. *哈尔滨工业大学学报*, 2006, 38(6): 101–103, 159
- [14] 傅金祥, 张羽, 杨洪旭, 等. 短程硝化反硝化影响因素研究. *工业水处理*, 2010, 30(12): 38–41
- [15] 彭永臻, 孙洪伟, 杨庆. 短程硝化的生化机理及其动力学. *环境科学学报*, 2008, 28(5): 817–823
- [16] Surmacz G J, Raszka A, Miksch K, et al. The population dynamics of nitrifiers in ammonium-rich systems. *Water Environment Research*, 2011, 12: 2159–2169
- [17] Zhang Dachao, Su Hao, Antwi P, et al. High-rate partial-nitrification and efficient nitrifying bacteria enrichment/out-selection via pH-DO controls: Efficiency, kinetics, and microbial community dynamics. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 741–755
- [18] 高大文, 彭永臻, 王淑莹. 短程硝化生物脱氮工艺的稳定性. *环境科学*, 2005, 26(1): 63–67
- [19] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z. Free ammonia and free nitrous acid inhibition on the anabolic and catabolic processes of *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. *Water Science and Technology*, 2007, 56: 89–97
- [20] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched *Nitrosomonas* culture. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 95: 830–839
- [21] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. *Water Research*, 2007, 41: 826–834
- [22] Vadivelu V M, Yuan Z G, Fux C, et al. The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40: 4442–4448
- [23] 马斌. 城市污水连续流短程硝化厌氧氨氧化脱氮工艺与技术[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012
- [24] 孙艳波, 周少奇, 李伙生, 等. SBR工艺处理晚期垃圾渗滤液的脱氮特性研究. *环境科学*, 2010, 31(2): 357–362
- [25] 张泽文, 李冬, 张杰, 等. 接种单一/混合污泥对厌氧氨氧化反应器快速启动的影响. *环境科学*, 2017, 38(12): 5215–5221
- [26] 张海芹, 王翻翻, 李月寒, 等. 不同接种污泥ABR厌氧氨氧化的启动特征. *环境科学*, 2015, 36(6): 2216–2221
- [27] 汪瑶琪, 张敏, 姜滢, 等. 厌氧氨氧化启动过程及微生物群落结构特征. *环境科学*, 2017, 38(12): 5184–5191