

短程硝化反硝化 AOOA 工艺处理老龄垃圾渗滤液

王永庆¹, 陈振国¹, 汪晓军¹, 简磊², 陈静¹, 陈晓坤¹

(1. 华南理工大学 环境与能源学院, 广东 广州 510006; 2. 广州市华绿环保科技有限公司, 广东 广州 510006)

摘要: 采用厌氧/好氧/好氧/厌氧(AOOA)中试系统处理老龄垃圾渗滤液,通过控制 DO 在 0.1~0.5 mg/L 等条件成功实现了短程硝化反硝化。在低溶解氧和碱度充足的条件下, O1 池的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率稳定在 90% 以上,系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除率分别高于 95% 和 66.5%,有效解决了老龄垃圾渗滤液的脱氮难题。在控制溶解氧为 0.3~0.5 mg/L 的条件下, O1 池进行亚硝化的限制条件是实际水力停留时间(AHRT),宜控制在 13.9 h 以上。在正常运行阶段, A1 池中的优势菌种为反硝化菌,而 O1 池的优势菌为 AOB。此外, O1/O2 池实现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,并在一定程度上形成了同步亚硝化反硝化(SND)体系。

关键词: 亚硝化; 短程反硝化; 老龄垃圾渗滤液; AOOA 工艺

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)21-0018-07

Partial Nitrification and Denitrification of Mature Landfill Leachate Using Pilot-scale Anaerobic/Oxic/Oxic/Anaerobic Process

WANG Yong-qing¹, CHEN Zhen-guo¹, WANG Xiao-jun¹, JIAN Lei²,
CHEN Jing¹, CHEN Xiao-kun¹

(1. College of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China; 2. Guangzhou Hualu Environmental Technology Co. Ltd., Guangzhou 510006, China)

Abstract: A pilot-scale anaerobic/oxic/oxic/anaerobic (AOOA) process was applied for treatment of mature landfill leachate, and partial nitrification and denitrification was achieved by controlling the dissolved oxygen (DO) to a low value of 0.1–0.5 mg/L. Under the condition of low dissolved oxygen and sufficient alkalinity, the nitrite accumulation rate in the first aerobic reactor (O1) was stably above 90%, and the removal rate of ammonium and total nitrogen of the whole process was higher than 95% and 66.5% respectively, which indicated that AOOA process could effectively solve the difficult problem of nitrogen removal in landfill leachate. The limiting factor of partial nitrification of O1 was the actual hydraulic retention time (AHRT) and should be controlled above 13.9 h under the condition of DO of 0.3–0.5 mg/L. In the normal operation stage, the dominant bacteria in the first anaerobic reactor (A1) were denitrifying bacteria, while the dominant bacteria in the O1 were ammonia-oxidizing bacteria (AOB). In addition, nitrite accumulation was realized in O1/O2, and simultaneous partial nitrification

基金项目: 2015 年度广东省应用型科技研发重大专项(2015B020235013); 2016 年广州市珠江科技新星专项(201610010069)

通信作者: 汪晓军 E-mail: cexjwang@scut.edu.cn

and denitrification (SND) was formed to a certain extent.

Key words: nitrosation; shortcut denitrification; mature landfill leachate; AOOA process

老龄垃圾渗滤液是一种典型的高氨氮和高有机物浓度的废水,且以不可生物降解的化合物为主,对周围环境的潜在威胁极大,必须处理达标后方可排放。针对渗滤液的脱氮处理,目前以生物法为主。相比于传统硝化反硝化工艺,短程硝化反硝化具有对进水碳氮比和曝气量要求低、能耗和占地面积少以及反应速率快等优点,成为了目前国内外老龄垃圾渗滤液脱氮处理技术的研究热点^[1]。

pH 值、污泥浓度 (MLSS)、游离氨 (FA)、温度、DO 和 HRT 等因素均会对短程硝化反硝化产生影响^[2]。在弱碱性的 pH 值下,垃圾渗滤液产生的高浓度游离氨对硝化菌有强烈的抑制作用,而短程生物脱氮的实现多是通过人为控制游离氨浓度等环境条件抑制硝化菌 (NOB) 的活性,使亚硝化菌 (AOB) 成为优势菌^[3]。此外,由于 AOB 和 NOB 的氧亲和常数不同 (分别为 0.3 ~ 0.5、0.7 ~ 1.8 mg/L),低 DO 浓度更有利于短程硝化^[4]。

本试验的 AOOA 中试反应器主要通过严格控制溶解氧 (0.1 ~ 0.5 mg/L) 以及合理设置温度、混合液回流比、HRT 等参数,实现了以短程硝化反硝化为主的脱氮工艺,解决了老龄垃圾渗滤液处理中高氨氮和低 C/N 值等难点。笔者结合系统长期稳定运行的试验数据,分析了对氨氮、COD 和总氮的去除效果,探讨了其原理,以期为 AOOA 工艺的工程化应用提供依据。

1 材料与方法

1.1 渗滤液的来源及水质

试验所用渗滤液取自广州某垃圾填埋场,每周

检测一次,其水质指标均值如下:pH 值为 8.78, COD、NH₄⁺ - N、TN、碱度分别为 3 144、1 425、1 512、6 684 mg/L。

1.2 试验装置及运行

AOOA 中试装置 (见图 1) 采用 PVC 板制作,由 4 个等体积隔间反应器组成,总有效容积为 720 L。

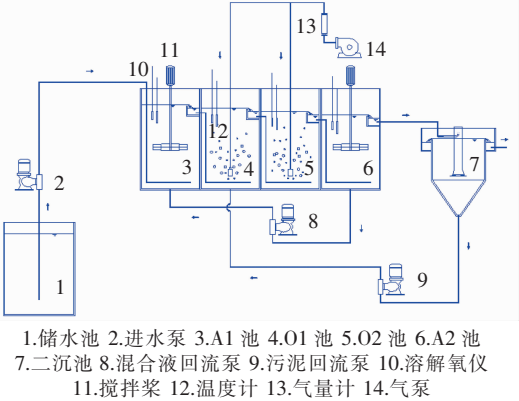


图 1 工艺流程

Fig. 1 Flow chart of AOOA process

老龄垃圾渗滤液通过计量泵打入 A1 池,同时将 A2 池的混合液回流到 A1 池,回流比为 2 : 1。A2 出水经沉淀池泥水分离后,上清液排出。沉淀池污泥通过计量泵回流到反应器,回流量为 10 L/d。反应器中的 DO 由曝气量的大小调控,A1、O1、O2、A2 的 DO 目标值依次为 0、0.1 ~ 0.5、0.1 ~ 0.5、0 mg/L,重点考察 O1 池的 DO 对短程硝化的影响。在试验后期,O1 池的 DO 控制为 0.3 ~ 0.5 mg/L。反应器采用连续进水方式运行,每隔 24 h 采样观测反应器运行情况。具体运行方案见表 1。

表 1 AOOA 中试装置试验方案

Tab. 1 Operation plan of pilot-scale AOOA process

项 目	进水量/(L · d ⁻¹)	进水氨氮/(mg · L ⁻¹)	HRT/d	O1 池实际 HRT/h	O1 池 DO/(mg · L ⁻¹)
阶段 I	60	400→600	12	22.7	0.1 ~ 0.3
阶段 II	—	—	—	—	—
阶段 III	60	600	12	22.7	0.1 ~ 0.3
阶段 IV	60	600→1 500	12	22.7	0.1 ~ 0.3
阶段 V	60,72,84,90,100,110,120	1 300	12,10,8.6,8,7.2,6.6,6	22.7,19.1,16.5,15.4,13.9,12.7,11.7	0.3 ~ 0.5

注: 阶段 I ~ V 运行时间分别为 1 ~ 58、59 ~ 69、70 ~ 80、81 ~ 132、133 ~ 188 d;阶段 II 系统停止了运行,阶段 III 则对系统进行了恢复;在阶段 V 系统分为 7 个试验阶段,采用不同的进水量。

1.3 分析测试方法

COD:重铬酸钾法, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$:纳氏试剂分光光度法, $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法, $\text{NO}_3^- - \text{N}$:紫外分光光度法,TN:过硫酸钾氧化紫外分光光度法,pH值:雷磁 pHs-25 型酸度计,DO:HACH HQ30d 溶氧仪,MLSS 和 SV_{30} :重量法。

2 结果与讨论

2.1 系统的稳定运行情况

系统启动后,开始逐步提高处理负荷,系统的运行情况如图2所示。负荷提升的方式如下:①阶段Ⅰ~Ⅲ为启动阶段,在控制氨氮去除率 $\geq 95\%$ 的前提下,保持系统的进水量为60 L/d,回流比为2:1,使进水氨氮浓度由400 mg/L开始提升,并适当补加

甲醇作为碳源,通过逐步提高稀释后渗滤液的进水氨氮浓度,实现系统的启动。②阶段Ⅳ在保证系统出水水质稳定的前提下,通过快速提升进水氨氮浓度(每个进水浓度稳定运行3~4 d)来提高系统的处理负荷,在此阶段逐步减少甲醇投加量,直至停止投加,此时的COD/TN值为2.2。而进水氨氮浓度在阶段Ⅳ的末期达到垃圾渗滤液原水浓度。③在阶段Ⅴ,持续以渗滤液原水作为进水(氨氮浓度约为1300 mg/L),并逐步将垃圾渗滤液的进水量由60 L/d提升至120 L/d(对应的系统HRT由12 d降低为6 d),同时将O1池的溶解氧浓度由0.1~0.3 mg/L提升到0.3~0.5 mg/L,以探究系统处理能力的极限。

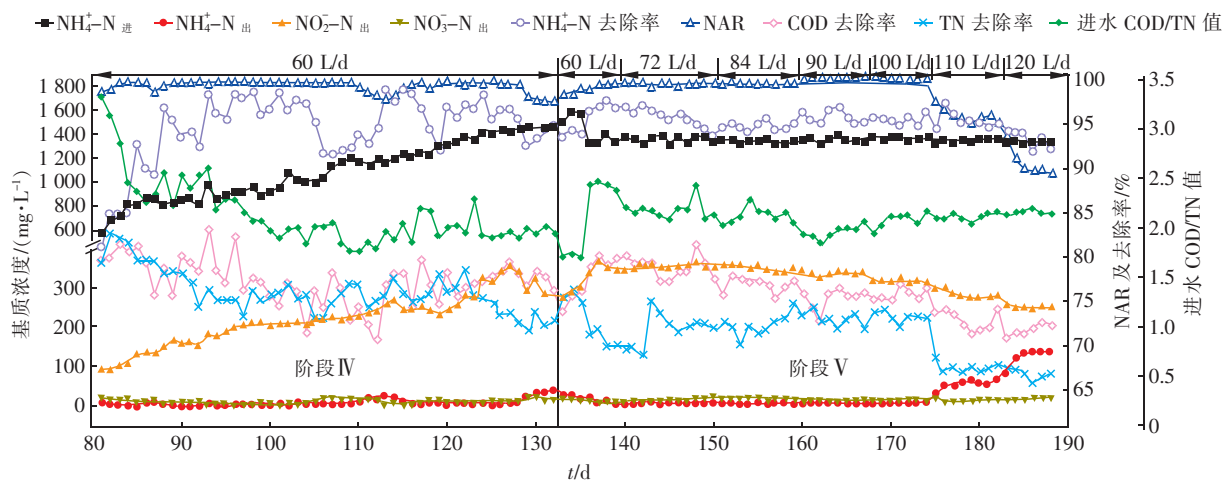


图2 阶段Ⅳ、Ⅴ的进出水水质数据

Fig.2 Data of influent and effluent quality of phase IV and V

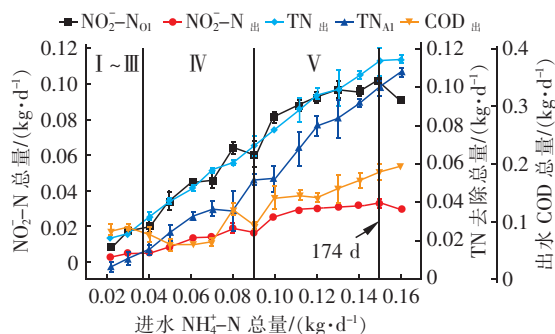
2.2 AOOA系统的处理效果

由图2可知,在进水量为100 L/d(HRT为7.2 d)及之前的运行过程中,AOOA系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、COD和TN的去除率基本上分别能保持在92%、74%和70%以上,同时NAR保持在97%以上,几乎没有硝酸盐氮的积累。但当进水量增加至120 L/d(HRT为6 d)时,上述指标都出现了较为明显的下滑。在阶段Ⅳ,经过A1池回流液稀释后进入到O1池的氨氮浓度由100 mg/L逐步提高到480 mg/L,期间氨氮去除率保持在97%以上。但当氨氮浓度超过435 mg/L同时HRT<7.2 d之后(174 d后),氨氮去除率开始下降。

进水氨氮总量为0.15 kg/d时,O1池的短程硝化反应产生的亚硝态氮总量极值约为0.11 kg/d,即在DO为0.1~0.5 mg/L的条件下,O1池对氨氮的

去除负荷限值为0.688 kg $\text{NH}_4^+ - \text{N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,且去除的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 主要转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,出水NAR保持在90%以上。但随着进水量的进一步增加(174 d后),氨氮负荷的提高对O1池的亚硝化反应产生了抑制,NAR开始下降(见图3)。

在100~174 d,COD/TN值为2.2左右,COD和TN的去除率均高于70%,低C/N值并没有成为系统的限制性因素。但当HRT降至6.6 d以下时(175~188 d),NAR开始减小,随后TN去除率快速下降,说明对于COD/TN值为2.2的垃圾渗滤液,系统要保持高脱氮效率,需控制HRT ≥ 6.6 d($Q \leq 110$ L/d)。充足的HRT才能使O1池维持较高的亚硝化率,而且高浓度的亚硝态氮回流到A1池,有助于其反硝化菌更能适应低碳氮比的进水,从而保持优势地位。

图3 不同进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 总量下 AOOA 系统的处理性能Fig. 3 Treatment performance of AOOA system under different total influent amount of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

由图3可知,氨氮的亚硝化主要发生在O1池,因为TN去除总量在174d前约等于O1池产生的亚硝态氮总量。而174d后随着O1池亚硝态氮产生量的下降,TN去除总量的增长出现了停滞。这说明O1池对氨氮的去除效果和亚硝化程度决定了A1池反硝化的负荷,O1池的氨氮去除性能是限制整个系统脱氮处理的关键。

此外,系统进水氨氮总量与O1池 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 生成量总体上呈现正相关性,且 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 生成量极少,直至进水氨氮总量超过 0.15 kg/d 时,O1池的亚硝化效果才开始变差。这说明在适宜的氨氮输入量之下,O1池的亚硝化反应得到了强化,相应微生物持续增殖,而硝化反应及硝化细菌则一直处于被抑制的状态。另一方面,系统进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 总量和反硝化TN去除量也呈现出相对良好的线性关系。其中,A2仅存在微弱的反硝化作用,故绝大部分的亚硝态氮都回流至A1池,说明在A1池中短程反硝化处于主导地位而且仍有处理潜能(见图4)。

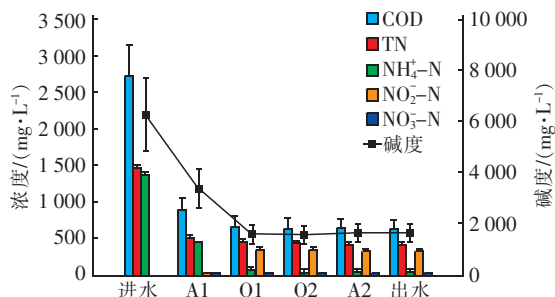


图4 阶段V的AOOA系统各部分监测数据

Fig. 4 Monitoring data of each part of AOOA process in phase V

试验中老龄垃圾渗滤液中存在相对较多的易降

解有机物是保证反硝化菌活性的重要因素。如图4所示,通过A1池去除了大部分可生物降解有机物(60%以上),可保证进入O1池的基本为不可生物降解的有机物,有利于氨氮的去除。

渗滤液中含有充足的碱度,同时试验提供了足够长的HRT,保证了系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果。但要在较长的HRT下实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,DO必须得到严格控制。在此前提下,亚硝化菌的活性及其优势地位也得到了保证,从而实现了高亚硝化率。由试验数据可知,氨氮去除率和NAR基本上分别高于97%和90%。

考虑到该工艺作为老龄垃圾渗滤液的预处理单元,对出水TN的要求不必达到最终的排放标准,所以系统的最佳负荷并不在TN脱除效率最高时的进水量(60 L/d),而是当TN去除率达到73%时的进水量(100 L/d)。此时的HRT为7.2d,出水COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN浓度分别为730、9和390 mg/L 左右。根据以往的工程经验,出水水质完全可以在后续深度处理中达到GB 16889—2008的排放标准。

2.3 各单元的反应情况

A1池:回流的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ (混合后为215 mg/L)和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (混合后为10.5 mg/L)基本上在A1池被去除,COD(混合后为1327 mg/L)得到部分去除,剩余882 mg/L 。去除的 $\text{COD}/\text{NO}_2^- - \text{N} = 2.14$,大于亚硝酸型反硝化的参考值1.53。可以判断A1池主要发生的是反硝化反应,而且以亚硝酸型反硝化为主,但同时也有厌氧异养菌在消耗有机物。

O1池:COD去除了224 mg/L ,氨氮去除约398 mg/L , $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 增加了325.6 mg/L , $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增加了4.9 mg/L ,碱度消耗了1790 mg/L (以 CaCO_3 计)。由数据可知,短程硝化是O1池的主要反应过程,同时兼有TN和COD的少量去除。

O2池:COD、氨氮、TN和碱度均只有少量减少, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 也只有少量增加。可以认为,O2池中也同时存在亚硝化、硝化、反硝化、厌氧氨氧化及好氧异养菌的作用等,但反应程度均不高。

A2池:A2池中COD、氨氮、TN、碱度、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均有少量减少,故A2池中存在微弱的反硝化作用,但缺少碳源限制了这一过程,可认为这是一种内源反硝化过程。此外,A2池也有缓冲池的作用,必要时,可以通过补加碳源使出水TN进一步降低。

3 微生物学分析

结合前文的分析可知,A1池以反硝化菌为主,而O1池以亚硝化细菌为主。其中O1池存在少量的氮损失则说明了其中同时存在反硝化作用,因此O1池具有一定程度的同步硝化反硝化(SND)作用。

在系统中,菌种间存在互相竞争,主要包括对共同底物和生存空间的争夺。例如A1池中反硝化菌需要高 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 对厌氧产酸菌的抑制来更好地争夺底物COD,从而表现出更高的活性。而一旦A1池缺乏充足的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,这一竞争的平衡即被破坏(174~188 d),进而导致反硝化效果变差。此外,在O1池中,虽然亚硝化菌(AOB)的产物是硝化菌(NO_B)的基质,但两种细菌在 O_2 和碱度等底物上都存在竞争关系,所以要实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,就需要通过限制DO和提高游离氨抑制NO_B的活性。

为了进一步研究系统中微生物行为和影响因素,分别对AHRT、DO和pH值(碱度)对系统中微生物的影响进行了分析。

3.1 O1池的AHRT对微生物的影响

O1池在不同实际水力停留时间(AHRT)下,其亚硝化率(NAR)、污泥氨氮负荷(N_s)、SVI以及出水水质如图5所示。

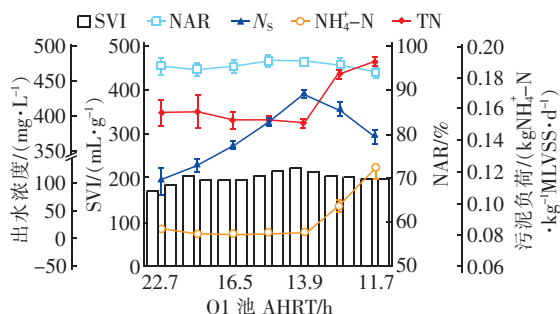


图5 O1池在不同AHRT下的相关指标和出水水质

Fig. 5 Sludge index and effluent quality of the first
oxic reactor under different AHRT

NAR在各时期均大于90%,结合之前的试验数据可认为NAR与亚硝化菌群的活性及其在污泥中的比例有较大关系。随着AHRT的缩短,污泥氨氮负荷呈现先上升后下降的趋势,最高值为 $0.170 \text{ kgNH}_4^+ - \text{N} / (\text{kgMLVSS} \cdot \text{d})$,这反映了当 $\text{AHRT} \geq 13.9 \text{ h}$ 时O1池亚硝化菌的活性不断增强,但当 $\text{AHRT} \leq 12.7 \text{ h}$ 时,污泥负荷高于现有亚硝化菌群所能承受的范围,导致氨氮的亚硝化效率下降。

在污泥增长的不同阶段,污泥负荷各不相同,处

理效果也不一样,因此污泥负荷是活性污泥法设计和运行的主要参数。一般来说,SVI为50~200 mL/g时,污泥的吸附性能和沉淀性能均较优。SVI和MLVSS均是表征污泥活性的重要因素,SVI过高或过低对污泥亚硝化活性都有不利影响^[5],同时较高的MLVSS表明系统有相对充足的生物量,能提高系统抵抗高氨氮冲击负荷的能力。

在阶段V,O1池的MLVSS基本维持在4200 mg/L左右,此时的生物量相对充足。另一方面,SVI处于169~214 mL/g之间,而亚硝化率较高,说明污泥活性良好但有轻微的膨胀,这可能会影响污泥的性能。图5的数据表明,O1能稳定有效地积累亚硝酸盐,说明有限的丝状菌污泥膨胀对O1的性能影响不大。此外,丝状菌的搭桥作用往往是形成颗粒污泥菌胶团骨架的重要因素^[6],而系统中存在较多较大的颗粒污泥也印证了这一点。

3.2 DO对微生物的影响

空间上溶解氧分布不均可能形成SND现象。在活性污泥法中,搅拌桨的搅拌作用有限、气流的搅拌作用强度不同,进而影响到流态、停留时间和溶解氧等,这些都使得在O1池中形成SND成为可能^[7]。

由于O池不能实现理想的完全混合状态,反应器内存在局部的好氧区以及缺氧区,同时氨氮负荷较高,容易因为局部快速的吸附氧化而消耗大量的溶解氧,从而导致局部缺氧。总的来说,O1池是一个缺氧、微氧、好氧并存的环境,同时因为COD、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和碱度等条件较为充足,理论上为反硝化菌、厌氧氨氧化菌和亚硝化菌甚至异养产酸菌的生长繁殖提供了适宜的外部环境。

此外,反应器中大量存在的颗粒污泥对氧扩散有限制作用,可以在微观上形成DO梯度,即形成内部缺氧、外部好氧的环境。外层DO较高,以好氧菌、硝化菌等为主;深入颗粒污泥内部则形成微缺氧区,反硝化菌等占优势,从而形成微型SND系统^[8]。

AOOA系统的O1、O2池对DO的要求都十分严格,限制在0.1~0.5 mg/L,以防止硝化菌被激活从而会影响亚硝态氮的积累。系统中两个O池对TN的去除率为10.4%,说明其在一定程度上形成了SND反应体系。

3.3 pH值(碱度)对微生物的影响

pH值是碱度在某种程度上的反映,同时不同菌种都有其适宜的pH值范围。pH值对硝化与反硝

化作用的影响很大,影响的途径主要有两个:第一,pH 值影响了微生物中相关酶的活性,从而影响微生物的生化作用;第二,pH 值直接影响了水中游离氨(FA)的存在形态,从而影响亚硝态氮的积累。亚硝化的最佳 pH 值为 6.0~7.5,短程反硝化的最佳 pH 值在 7.0~8.5 之间^[9]。

O1 池的氨氮始终保持在 100 mg/L 以上,pH 值则基本控制在 7.0~8.5 之间,所以 O1 池中的 FA 长期大于 10 mg/L。而 NOB 比 AOB 对 FA 更为敏感,AOB 的抑制浓度在 25 mg/L 以上,而 NOB 的抑制浓度为 1~5 mg/L^[10]。故 AOB 可以在当前条件下生存,而 NOB 则受到游离氨的严重抑制,这也是保持高亚硝化率的重要原因所在。

混合液回流至 A1 池,反硝化过程中产生的碱度流至好氧段后能够中和亚硝化过程中产生的酸度,这是系统 pH 值保持稳定的原因之一。O1、O2 池的 pH 值保持在 7~7.8 之间,适宜 AOB 的生存,保证了亚硝化反应的进行,而 O1 反应池的出水碱度保持在 600 mg/L(以 CaCO₃ 计)以上,有利于亚硝化反应的稳定。

4 结论

① 采用 AOOA 中试装置处理老龄垃圾渗滤液,通过严格限制 O1、O2 池的 DO 浓度等,成功启动了短程硝化反硝化反应器。

② AOOA 系统效果最佳时的操作条件:混合液回流比为 2:1,污泥回流量为 10 L/d;控制 O1 和 O2 池的 DO 为 0.3~0.5 mg/L;进水量为 100 L/d,氨氮浓度为 1 300 mg/L,COD 为 3 100 mg/L。在此条件下,出水 COD、NH₄⁺-N 和 TN 浓度分别为 730、9 和 390 mg/L,系统能够在 HRT 为 7.2 d 的情况下达到预处理的目的。

③ 垃圾渗滤液中的 COD 和 TN 主要在 A1 池中被微生物吸附去除,NH₄⁺-N 主要在 O1 池被转化为 NO₂⁻-N。在最佳负荷下,A1 池对 COD 和 TN 的去除率分别为 75% 和 73%,O1 池对氨氮的去除率为 99%,亚硝态氮积累率在 95% 左右。

④ 在正常运行阶段,A1 池中的优势菌种为反硝化菌,而 O1 池以 AOB 为优势菌,实现了 NO₂⁻-N 的积累,一定程度上形成了 SND 体系。此外,AHRT、DO 和 pH 值(碱度)对 AOOA 系统及 O1 池 SND 体系的稳定都有重要影响。

参考文献:

- [1] Zhang C,Zhang S,Zhang L,*et al.* Effects of constant pH and unsteady pH at different free ammonia concentrations on shortcut nitrification for landfill leachate treatment[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*,2015,99(8):1-7.
- [2] 马勇,王淑莹,曾薇,等. A/O 生物脱氮工艺处理生活污水中试(一)短程硝化反硝化的研究[J]. *环境科学学报*,2006,26(5):703-709.
Ma Yong, Wang Shuying, Zeng Wei, *et al.* A/O pilot-scale nitrogen removal process treating domestic wastewater I. The study of short-cut nitrification and denitrification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(5): 703-709 (in Chinese).
- [3] 孙洪伟,彭永臻,时晓宁,等. UASB-A/O 工艺处理垃圾渗滤液短程生物脱氮的实现[J]. *中国环境科学*,2009,29(10):1059-1064.
Sun Hongwei, Peng Yongzhen, Shi Xiaoning, *et al.* Achieving nitrogen removal from landfill leachate via UASB-A/O process[J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(10): 1059-1064 (in Chinese).
- [4] Guisasaola A, Jubany I, Baeza J A, *et al.* Respirometric estimation of the oxygen affinity constants for biological ammonium and nitrite oxidation [J]. *J Chem Technol Biotechnol*, 2005, 80(4): 388-396.
- [5] 高健磊,张肖静,刘航航. A²/O² 工艺处理氮肥废水短程硝化动力学研究[J]. *水处理技术*, 2011, 37(12): 90-93.
Gao Jianlei, Zhang Xiaojing, Liu Hanghang. Research on short-cut nitrification and denitrification in A²/O² process for treatment of nitrogenous fertilizer wastewater [J]. *Technology of Water Treatment*, 2011, 37(12): 90-93 (in Chinese).
- [6] 李志华,刘超,赵静,等. 丝状菌颗粒污泥形成过程及其对膨胀控制的启示[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(13): 23-27.
Li Zhihua, Liu Chao, Zhao Jing, *et al.* Formation of filamentous granular sludge and bulking control [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29(13): 23-27 (in Chinese).
- [7] 邱国华,胡龙兴. A-O₁-O₂ 生物膜系统 SND 脱氮机理与影响因素的研究[J]. *水处理技术*, 2008, 34(4): 12-18.
Qiu Guohua, Hu Longxing. Study on mechanism of nitrogen removal and influencing factors in SND with A-

(下转第 30 页)