北京大学学报(自然科学版),第 44 卷,第 6 期,2008 年 11 月
Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, Vol. 44, No. 6 (Nov. 2008)

A-O 脱氮型生物反应器填埋技术试验研究

杨渤京　王洪涛†　陆文静　牟子申

清华大学环境科学与工程系,北京 100084; †通讯作者, E-mail: htwang@tsinghua.edu.cn

摘要　为了解决生物反应器填埋场渗滤液循环的氨氮积累问题,提出了 A-O 脱氮型生物反应器填埋技术,在渗滤液回灌的基础上,对回灌渗滤液进行曝气处理、pH 调节和温度控制。通过建立模拟填埋柱试验,研究了不同填埋工艺对渗滤液中氨氮、COD 去除以及填埋垃圾产气特征的影响。结果表明:A-O 脱氮型生物反应器填埋系统在氨氮、COD 去除以及产气特征上均优于传统填埋系统和渗滤液厌氧回灌填埋系统。A-O 脱氮型生物反应器填埋系统中渗滤液氨氮浓度降至 200.9 mg/L,COD 浓度降至 1900 mg/L,最高产气速率和累积产气量分别达到 195 L/d和 2976 L,后期 CH_4 浓度稳定在 60 %左右。

关键词　A-O; 脱氮; 生物反应器填埋场; 渗滤液回灌; 温度; pH 值
中图分类号　X172

Research on the A-O Bioreactor Landfills for Nitrogen Removal

YANG Bojing, WANG Hongtao†, LU Wenjing, MOU Zishen

Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084;
†Corresponding Author, E-mail: htwang@tsinghua.edu.cn

Abstract　In order to solve the problem of Ammonia-N accumulation in bioreactor landfills, accelerate the biodegradation, and decrease the operational challenges of leachate treatment, the A-O bioreactor landfills for nitrogen removal was advanced. The system leachate recycling landfills with aerobic treatment of leachate, pH adjustment and temperature control. Laboratory simulation experiments were carried out to investigate the effect of different system on the biogas generation as well as the removal of Ammonia-N and COD. The results show that the biogas generation as well as the removal of Ammonia-N and COD in the A-O bioreactor landfills for nitrogen removal was faster than that in the conventional landfills and leachate recycling landfills. At the end of test, the Ammonia-N and COD concentration are 200.9 mg/L and 1900 mg/L respectively. The top rate and cumulative yield of biogas generation are 195 L/d and 2976 L respectively, and the CH_4 concentration was about 60 %.

Key words　A-O; nitrogen removal; bioreactor landfills; leachate recycling; temperature; pH value

生物反应器填埋场是通过有目的的控制手段强化微生物过程从而加速垃圾中易降解和中等易降解有机组分转化和稳定的一种垃圾卫生填埋场运行方式[1],其核心是渗滤液回灌。在生物反应器填埋场中渗滤液的直接回灌虽然相对于传统的填埋场而言可以增加填埋场垃圾的湿度,提高填埋层中微生物降解有机污染物的能力[2],但并不能促进垃圾有机污染物彻底厌氧降解;并且渗滤液在垃圾层中的循环,会抑制填埋垃圾中含氮物质的水解过程[3],导致其中的氨氮不断积累,甚至最终其浓度远高于非循环型填埋场渗滤液中的氨氮浓度[4]。过高的氨氮浓度不仅增加了渗滤液生化处理系统的负荷,并且随着填埋时间的延长渗滤液中 COD 浓度呈下降趋势,碳氮比呈下降趋势,造成营养比例的严重失调,影响生化处理系统稳定有效的运行[5]。另外,高浓度游离氨也降低了微生物活性。

渗滤液中的氨氮主要来自垃圾中蛋白质等含氮物质的降解,具有浓度高、时空变化大碳氮比低和生

"十一五"国家科技支撑计划生活垃圾生物反应器填埋技术研究与示范项目(2006BAC06B05)资助
收稿日期: 2007-11-01; 修回日期: 2007-12-12

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

物处理困难等特点。目前渗滤液中氨氮的脱除主要通过后处理技术,如吹脱、化学沉淀、氧化、膜过滤、蒸发和生物脱氮等,其中生物脱氮是最具有发展前途的方法之一[6]。基于渗滤液后处理脱氮成本高、处理效果欠佳的缺点和填埋场本身就是大型生物反应器这一特点,有学者开展了填埋场渗滤液原位脱氮研究。Onay 等[7]对缺氧—厌氧—好氧模拟生物反应器填埋系统的脱氮性能研究表明,渗滤液循环有利于氮的转化。但其研究仅利用填埋场的 A/A/O 空间环境,单独考虑脱氮作用,缺少碳氮比对硝化和反硝化作用的研究[8,9],过高的 COD 不利于硝化和反硝化细菌的生长,进而影响脱氮效果。于晓华等[10]通过填埋层空气状况对渗滤液中氨氮成分变化的影响研究发现,向填埋场供给少量空气,可缓解氨氮难以脱除的困难。利用填埋层与环境温差,可使空气通过集气、水管进入,扩大填埋层中的好氧区域,去除垃圾和渗滤液中的氨氮。不过这一方法仅适用于好氧填埋系统。何若[11]通过实验室模拟两相垃圾填埋场(即传统填埋场 + 产甲烷反应器),将产甲烷反应器出水再经 ALSB 好氧处理后回灌至垃圾填埋场,取得了良好的脱氮效果。郭东辉等[12]将渗滤液用 SBR 法好氧处理后再进行回灌,发现渗滤液中氨氮浓度大大降低,且回灌能显著加速填埋场内含氮物质的水解。然而,此类两相生物反应器的研究,没有针对填埋垃圾的产气情况进行监测。渗滤液脱氮的一个重要目的是为了加快垃圾的降解速率,而填埋气体的产生特性是反映填埋场内微生物活动程度的重要指标,因此,必须通过填埋气体产生量和成分的监测分析才能确定工艺的可行性。

本研究针对填埋场渗滤液循环形成的氨氮累积问题,提出了 A-O 脱氮型生物反应器填埋技术(A 为厌氧生物反应器填埋场;O 为渗滤液好氧反应器),通过模拟填埋柱试验,研究了对回灌渗滤液的曝气处理、温度控制和 pH 控制对渗滤液中氨氮、COD 去除以及填埋垃圾产气特征的影响。该系统的各项措施对于渗滤液处理和加速填埋场稳定化具有显著效果。

1 材料与方法

1.1 试验原料

采用人工配置垃圾,在各试验柱中分别加入厨余废物 25 kg,纸类 3 kg,木类 1 kg,渣土 2 kg。接种含水率 90 %的厌氧污泥(取自北京市高碑店污水处理厂污泥消化罐) 3 L 作为接种剂。

1.2 试验方法

试验装置如图 1 所示,采用内径为 500 mm 的有机玻璃柱模拟生物反应器填埋场,柱高 1000 mm。渗滤液从填埋柱底部收集,进入渗滤液好氧反应器,用鼓风机曝气 10 分钟后,用粉煤灰调节渗滤液 pH 值在 7 左右,加热至 35～40 ℃后,由填埋柱顶部回灌。填埋气体从填埋柱顶部收集,经湿式流量计(为避免 CO_2 在水中溶解,将流量计中的水置换为饱和 NaCl 溶液),进入填埋气体收集设备。

为便于对比,试验设置 3 组,柱 1 模拟传统厌氧填埋场,无渗滤液回灌;柱 2 模拟生物反应器填埋场,有渗滤液回灌;柱 3 模拟生物反应器填埋场,有渗滤液回灌,试验中调节回灌渗滤液的温度和 pH 值。试验期间,受外界温度影响,柱 1 和柱 2 内部温度基本处于 20～25 ℃之间;而柱 3 内部温度则保持在 30 ℃以上。

用去离子水调节填埋垃圾的含水率至 50 %～60 %,填装垃圾后,向填埋柱内通 N_2 15 分钟,置换柱体内空气。渗滤液每周回灌 2 次。回灌前取样测定 COD、氨氮和 pH 值等指标,并用去离子水补充样品消耗。每天记录填埋气体产生量。使用 CH_4 红外气体分析仪(GXH-3010D,北京市华云分析仪器研究所)测定填埋气体中 CH_4 含量,每周 2 次。

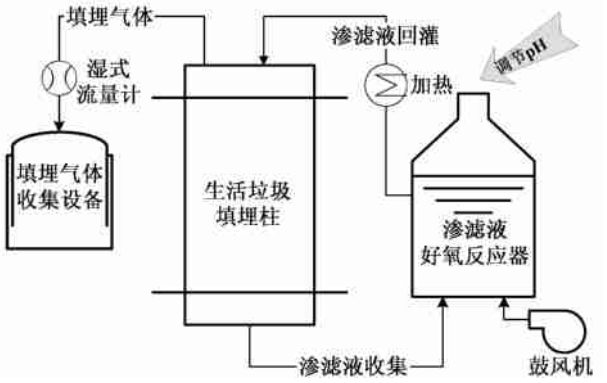

图 1 A-O 脱氮型生物反应器填埋模拟试验装置
Fig. 1 Experimental diagram of A-O bioreactor landfills for nitrogen removal

2 结果与讨论

2.1 渗滤液脱氮性能

各填埋柱渗滤液氨氮浓度曲线如图 2 所示。试验开始后,随着氨化反应的进行,各填埋柱内的渗滤液氨氮浓度均有所升高。填埋柱 1 模拟的是传统厌

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

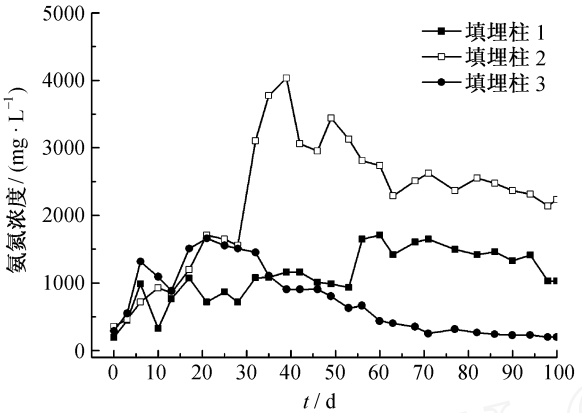

图 2　渗滤液氨氮浓度实测曲线

Fig. 2　Break-through curves of leachate ammonia-N concentration

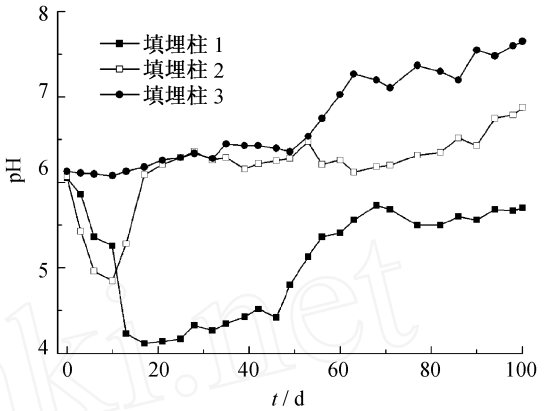

图 3　渗滤液 pH实测曲线

Fig. 3　Break-through curves of leachate pH

氧填埋场,其渗滤液氨氮浓度持续升高,直到第 60 天达到最高值 1706.4 mg/L,随后由于产 CH_4 过程中微生物的同化作用消耗了部分氨氮,加之补充水分的稀释影响,其渗滤液氨氮浓度出现下降趋势,但下降幅度较小。填埋柱 2 对渗滤液进行了厌氧回灌,可看出在第 39 天前出现了严重的氨氮积累,达到最高值 4037.0 mg/L,随后开始缓慢下降,但最终氨氮浓度(2235.9 mg/L)仍高于其他两柱。填埋柱 3 中渗滤液氨氮浓度在第 21 天就达到了最高值 1659.7 mg/L,之后迅速下降,到试验结束时氨氮浓度降至 200.9 mg/L。其氨氮被去除的直接原因在于:在好氧反应器中对回灌渗滤液的曝气处理,使氨氮发生硝化反应转化为硝态氮,而硝态氮在填埋柱的缺氧或厌氧环境中通过反硝化作用被转化为 N_2 逸出而被去除。另外,由于通过对回灌渗滤液 pH 值和温度的调控,优化了填埋柱内的环境因素,加速了微生物对氨氮的同化作用。

2.2　渗滤液水质特性

各填埋柱在实验过程中渗滤液的 pH 值实测曲线见图 3。由图可知,柱 1 中的渗滤液在试验初期 pH 值出现了迅速下降,17 天降至最低点,pH 值为 4.14,之后,随着产 CH_4 反应,pH 值缓慢上升,截至试验结束,pH 值达到 5.7,仍属于酸性环境;柱 2 在试验初期 pH 值下降趋势,在第 13 天达到最小值,pH 值为 5.28,之后由于产 CH_4 反应的迅速进行,pH 值也出现了迅速回升,在试验中后期,pH 值基本上稳定在 6～7 之间;柱 3 由于在回灌渗滤液中加入了缓冲溶液(pH = 7),因此,在整个试验期间,并未出现 pH 值的下降现象,第 60 天开始,柱 3 的渗滤液的 pH 值进入了碱性阶段,最终 pH 值达到 7.65。通过对 3 个填埋柱渗滤液 pH 值的监测数据可知,产甲烷微生物对有机物的厌氧降解反应,可以产生碱性物质,将填埋环境的 pH 值升高。降解反应越剧烈,pH 值升高速度越快。同时,不适宜的 pH 值范围,对产甲烷微生物的活性起到了抑制作用。因此对回灌渗滤液加入缓冲溶液,将渗滤液 pH 值稳定在适合产甲烷微生物生长的范围(pH 值在 6～8 之间),可以加快产 CH_4 反应的速率和有机物的厌氧降解程度。

试验期间各填埋柱渗滤液 COD 浓度曲线见图 4。试验开始后,由于固相垃圾水解,各填埋柱渗滤液 COD 浓度逐渐升高,填埋柱 1,2,3 的渗滤液 COD 浓度分别在第 63,32 和 49 天上升到试验期间的最高点,即分别达到了 54800,67200 和 60200 mg/L。此后,由于产 CH_4 活动的开始,各填埋柱渗滤液的 COD 浓度又相继开始下降,填埋柱 1 的渗滤液 COD 下降缓慢,试验结束时COD浓度为31050mg/L。填

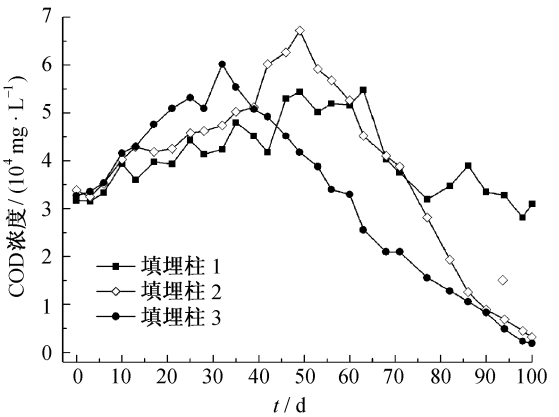

图 4　渗滤液 COD 浓度实测曲线

Fig. 4　Break-through curves of leachate COD concentration

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

埋柱 2 和 3 出现了迅速下降的趋势,至试验结束 COD 浓度分别降至 3250 和 1900 mg/L。

从试验结果上看,填埋柱 2 和 3 的渗滤液 COD 去除效果要明显强于填埋柱 1,这说明渗滤液回灌所携带的丰富的微生物,强化了填埋柱内的微生物反应,加速了对 COD 的生物降解作用。同时也可以看到,填埋柱 3 中的渗滤液浓度更早地出现了下降趋势,并且最终去除效果优于填埋柱 2。这是由于填埋柱 3 中,适宜的环境条件(温度和 pH)以及较低的氨氮浓度,更加适合柱体内厌氧微生物的生长,使其 COD 的去除效果更为明显。同时,在好氧反应器中的曝气过程,也能够有效地去除渗滤液的 COD。

2.3 填埋气体产生特性

各填埋柱填埋气体产生速率如图 5 所示。可以看出,各柱均出现了 2 个产气高峰,第二峰值约比第一峰值晚 40 天左右出现。这是因为垃圾中的有机物由不同成分组成,不同组分的产气滞后期不尽相同。对第一个产气高峰出现起主要作用的是淀粉等易降解有机物;而第二个产气高峰的出现则是由于蛋白质、脂类、纤维素、半纤维素等难降解物质的存在[13]。

对比 3 个填埋柱,产气速率最高值分别为 66,150 和 195 L/d。可以看出,渗滤液回灌操作对填埋垃圾产气速率的影响最为明显,适宜的水分和丰富的营养物质,提高了产气微生物活性,加快了生物降解速率。另外,在试验期间内,柱 3 的产气速率基本上都高于柱 2,这是因为柱 2 内渗滤液氨氮的积累对微生物活性产生了一定的抑制作用。同时柱 3 对温度和 pH 值的调控,使环境更适合微生物生长,加速了产气反应。

各填埋柱填埋气体累积产生量如图 6 所示,试验结束时填埋柱 3 的累积产气量达到了 2976 L,分别是填埋柱 2 和填埋柱 3 的 1.5 倍和 2.5 倍。由此可知,A-O 脱氮型生物反应器填埋系统,通过对回流渗滤液的脱氮处理以及 pH 值和温度的调控,能够有效地提高产气微生物活性,使有机物降解产气过程尽快完成,加速了填埋场稳定化进程。

图 7 描述了各填埋柱填埋气体 CH_4 浓度曲线,由于试验初始对填埋柱进行了通氮气处理,营造了厌氧环境,在加上接种厌氧污泥所引入的产甲烷菌,在试验一开始就检测到 CH_4 的产生。从 CH_4 含量上看,填埋柱 1 明显低于另外 2 柱,在试验后期稳定在 40 %左右,说明柱 1 中产甲烷菌活性不高,尚没有进入稳定的产甲烷阶段。柱 3 出现了 CH_4 含量的最高浓度,后期稳定在 60 %左右。这表明,柱 3 回灌的渗滤液中较高浓度的有机物质,为产甲烷菌提供了丰富的营养物质,同时适宜的水分含量、pH、温

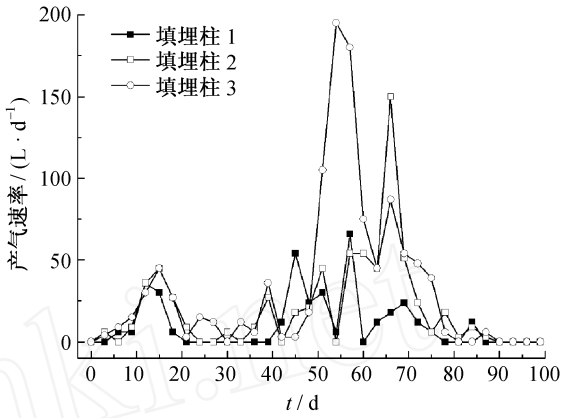

图 5 填埋气体产生速率实测曲线

Fig. 5 Break-through curves of biogas production rate

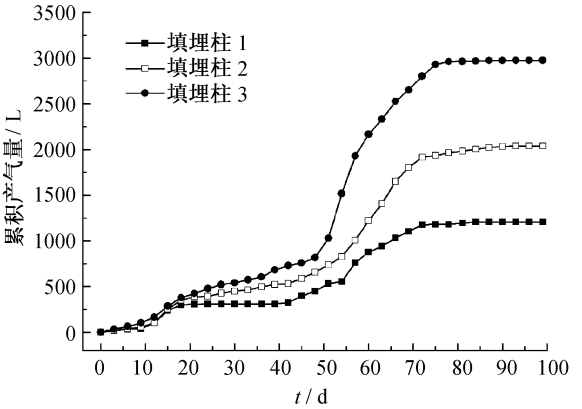

图 6 填埋气体累积产量实测曲线

Fig. 6 Break-through curves of cumulative yield of biogas

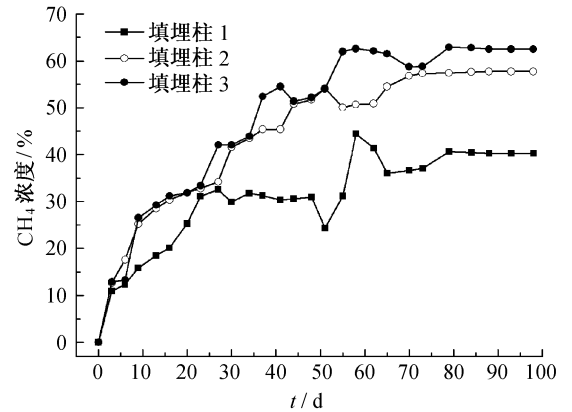

图 7 填埋气体 CH_4 浓度实测曲线

Fig. 7 Break-through curves of CH_4 concentration

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

度以及氨氮浓度,促进了产甲烷菌的生长,加快了有机垃圾的降解速率。柱 2 中填埋气体 CH_4 含量略低于柱 3,也说明了柱 2 中氨氮累积对产甲烷菌的生长起到了一定的抑制作用。

3　结论

1) 通过不同填埋工艺的运行特性研究表明,A-O 脱氮型生物反应器填埋系统的脱氮性能最为明显,通过好氧—缺氧环境空间的营造,加速氨氮的硝化反硝化,其渗滤液氨氮浓度最早出现回落,到试验结束时降至 200.9 mg/L。而渗滤液厌氧回灌系统则出现了严重的氨氮积累,氨氮浓度最高值达到 4037.0 mg/L。

2) A-O 脱氮型生物反应器填埋系统对有机物的去除效果强于渗滤液厌氧回灌系统和传统厌氧填埋系统。有效地去除了渗滤液中的高浓度 COD,截至试验结束,其渗滤液 COD 浓度降至 1900 mg/L。

3) A-O 脱氮型生物反应器填埋系统,通过调控填埋柱体当中的水分含量、pH 值、温度以及氨氮浓度,促进了产甲烷菌的生长活性,明显加快了有机垃圾的降解速率。其最高产气速率和累积产气量分别达到 195 L/d 和 2976 L,后期 CH_4 浓度稳定在 60 % 左右。

参考文献

[1] 沈东升. 生活垃圾填埋生物处理技术. 北京: 化学工业出版社, 2003

[2] Pohland F G, Kim J C. In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. Water Science and Technology, 1999, 40(8): 203-210

[3] 郭辉东, 何品晶, 邵立明, 等. 渗滤液回灌的氨氮和凯氏氮变化规律. 中国给水排水, 2004, 20(1): 18-21

[4] Diamadopoulous E. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. Water Research, 1994, 28: 2439-2455

[5] Jokela J P Y, Kettunen R H, Sormunen K M. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate low-cost nitrification in boifilters and laboratory scale in-situ denitrification. Water Research, 2002, 36 (16): 4079-4087

[6] Shiskowski D M, Mavinic D S. Biological treatment of a high ammonia leachate of external carbon during initial startup. Water Research, 1994, 32(8): 2439-2445

[7] Onay T, Poholand F G. In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills. Water Research, 1998, 32 (5): 1383-1392

[8] 闵航. 微生物学. 杭州: 浙江大学出版社, 1999: 250-265

[9] 郑平. 环境微生物学. 杭州: 浙江大学出版社, 2002: 111-115

[10] 于晓华, 何品晶, 邵立明, 等. 填埋层空气状况对渗滤液中氮成分变化的影响. 同济大学学报(自然科学版), 2004, 32(6): 741-744

[11] 何若. 生物反应器填埋场中生活垃圾快速降解及其生物脱氮的机理研究. 杭州: 浙江大学, 2004

[12] 郭辉东, 何品晶, 邵立明, 等. 渗滤液回灌的氨氮和凯氏氮变化规律. 中国给水排水, 2004, 20(1): 18-22

[13] Lay J J. Mathematical model for methane production from landfill Bioreactor. Journal of Environmental Engineering, 1998, 124(8): 730-736

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