

生物反应器填埋场系统中城市生活垃圾原位脱氮研究

何若, 沈东升, 戴海广, 朱荫涓

(浙江大学环境工程系, 杭州 310029)

摘要: 采用填埋垃圾上层间歇曝气充氧或渗滤液回流前经好氧、硝化反应器处理的方式, 营造生物反应器填埋场系统内生物脱氮环境, 研究了其中生活垃圾原位脱氮的性能。结果表明, 在填埋垃圾稳定化过程中, 88% 以上的含氮化合物以渗滤液的形式溶出。填埋垃圾上层间歇曝气充氧或渗滤液经好氧、硝化反应器处理后回流的生物反应器填埋场系统对渗滤液总氮的处理效果较好, 实验结束时, 渗滤液总氮量仅为对照填埋场的 28.7% 和 14.3%。

关键词: 城市生活垃圾; 原位脱氮; 生物反应器填埋场; 渗滤液

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)03-0604-05

Study on *in Situ* Nitrogen Removal from Municipal Refuse in Bioreactor Landfill Systems

HE Ruo, SHEN Dong-sheng, DAI Hai-guang, ZHU Yin-mei

(Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: By means of intermittent aeration at the top of landfilled refuse or an aerobic nitrifying reactor using treated leachate recirculation, the environment for nitrogen removal in bioreactor landfill systems were constructed to study the performance of *in situ* nitrogen removal from municipal refuse. The results showed that 88% of nitrogenous compound was released in the form of leachate during landfill stabilization. The nitrogen removal efficiency was good in the bioreactor landfill systems with intermittent aeration at the top of landfilled refuse or an aerobic nitrifying reactor using treated leachate recirculation, where the total nitrogen in leachate was only 28.7% and 14.3% of the control landfill at the end of the experiment.

Key words: municipal refuse; *in situ* nitrogen removal; bioreactor landfill; leachate

在生物反应器填埋场中, 通过填埋场覆盖土层的土壤净化作用、填埋垃圾层的降解作用和最终覆盖后填埋场地表植物的吸收作用, 虽然可以有效地去除渗滤液中有有机污染物质和重金属^[1~5], 但其氨氮则会随着填埋垃圾的降解和渗滤液的循环而不断地积累, 甚至最终使渗滤液中氨氮浓度高于普通的卫生填埋场^[6]。并且在多数情况下该渗滤液的 C/N 比低, 在采用场外生物脱氮技术前通常需要进行氨吹脱预处理或人为地外加碳源物质, 以调整 C/N 比, 这不仅增加了运行费用, 还增加了运行管理的难度^[7~9]。生物反应器填埋场系统是一个复杂的垃圾-微生物-渗滤液-填埋气的微生态系统, 其中含有多种无机和有机的营养物质, 并且由于氧在垃圾孔隙的传递扩散, 填埋场是一个氧垂直序列分布的好氧-缺氧-厌氧 3 种环境生物反应器系统的结合体。大量的研究表明, 在这种好氧-缺氧-厌氧交替结合的生物反应器中(如 SBR、氧化沟、生物转盘等)存在着硝化、反硝化、厌氧氨氧化的生物脱氮作用^[10~12]。然而, 目前在生物反应器填埋场系统中的相关研究却鲜见报道。本文利用填埋场存在着独特的生态环境及其生物反应器效应, 研究了填埋垃圾

上层间歇曝气充氧或渗滤液回流前经气提式污泥床 (Air-Lift Sludge Blanket, ALSB) 处理的生物反应器填埋场系统中垃圾及其渗滤液的脱氮性能。

1 材料与方法

1.1 试验垃圾

参考全国生活垃圾组成成分数据, 试验垃圾的主要组成成分如表 1 所示。

表 1 试验垃圾组成

Table 1 Component of experimental municipal solid waste							
垃圾成分	厨余	纸类	橡皮塑料	织物	竹木	砖石沙子	金属玻璃
湿重比例 / %	58.66	7.66	12.18	3.68	2.81	8.63	6.38

1.2 试验装置

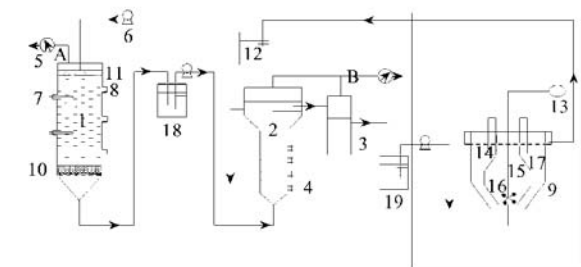
本试验采用 3 套生物反应器填埋场系统: R1、R2 生物反应器填埋场系统(图 1、图 2), R3 生物反应器填埋场系统(在图 1 所示流程中去掉图框

收稿日期: 2005-01-10; 修订日期: 2005-04-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478083); 污染环境与健康教育部重点实验室开放研究基金项目(050001); 浙江省科技厅重点科技计划项目

作者简介: 何若(1975~), 女, 博士, 主要从事废物处理与资源化技术研究, E-mail: heruo@zju.edu.cn

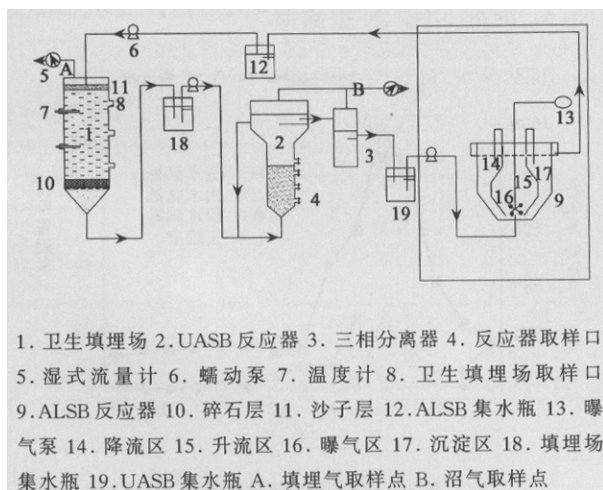
ALSB 反应器部分后所组成的工艺), 其中 R3 生物反应器填埋场系统作为对照。



1. 卫生填埋场 2. UASB 反应器 3. 三相分离器 4. 反应器取样口
5. 湿式流量计 6. 蠕动泵 7. 温度计 8. 卫生填埋场取样口
9. ALSB 反应器 10. 碎石层 11. 沙子层 12. ALSB 集水瓶 13. 曝气泵 14. 降流区 15. 升流区 16. 曝气区 17. 沉淀区 18. 填埋场集水瓶 19. UASB 集水瓶 A. 填埋气取样点 B. 沼气取样点

图 1 R1 生物反应器填埋场系统装置流程

Fig. 1 Schematic diagram of the R1 bioreactor landfill system



1. 卫生填埋场 2. UASB 反应器 3. 三相分离器 4. 反应器取样口
5. 湿式流量计 6. 蠕动泵 7. 温度计 8. 卫生填埋场取样口
9. ALSB 反应器 10. 碎石层 11. 沙子层 12. ALSB 集水瓶 13. 曝气泵 14. 降流区 15. 升流区 16. 曝气区 17. 沉淀区 18. 填埋场集水瓶 19. UASB 集水瓶 A. 填埋气取样点 B. 沼气取样点

图 2 R2 生物反应器填埋场系统装置流程

Fig. 2 Schematic diagram of the R2 bioreactor landfill system

生物反应器填埋场系统由 3 部分组成, 其中卫生填埋场采用聚乙烯塑料板制作, 直径为 28.7cm, 高为 65cm; 产甲烷反应器采用上流式厌氧污泥床 (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB), 反应器容积为 6.28L, 有效容积 5.50L; ALSB 反应器总体积为 12.5L, 有效体积为 5.24L。

1.3 试验方法

整个试验分成 3 部分: 卫生填埋场、产甲烷反应器和 ALSB 反应器。R1 和 R3 卫生填埋场底部垫一层厚约 5cm 的碎石, 以便渗滤液顺利排出。各个卫生填埋场填埋垃圾层厚 50cm, 填埋垃圾量(湿重计)为 23.4kg, 当模拟垃圾进行组分混合时, 调节填埋垃圾含水率到 75%。填埋垃圾上面铺 5cm 厚的沙

子, 剩余 5cm 作气室。R2 卫生填埋场在 R1 和 R3 卫生填埋场的基础上, 在填埋垃圾层厚 40cm 时, 铺设曝气头和曝气管, 在试验过程中采用间歇曝气(每天 8:00~10:00 和 19:00~21:00 曝气), 氧气由气泵提供, 通气量为 0.5L/min。

产甲烷反应器接种污泥取自杭州柠檬酸厂和杭州四堡污水处理厂, 接种污泥量为 4.5L, 试验前先采用模拟废水对厌氧活性污泥进行活化培养, 然后用杭州天子岭填埋场渗滤液驯化启动反应器。启动完成后, R1、R2 和 R3 产甲烷反应器中污泥 VS 含量分别为 37mg/L、33mg/L 和 34.5mg/L。

ALSB 反应器接种污泥取自杭州四堡污水处理厂, 接种污泥量为 6L (TS 为 14.0g/L, VS 为 8.0g/L), 反应器氧气由气泵提供, 通气量为 10.7L/min。试验前先采用模拟废水对活性污泥进行活化培养, 然后用杭州天子岭填埋场渗滤液驯化启动反应器。启动完成后 ALSB 反应器污泥的 TS 为 9.2g/L, VS 为 3.6g/L。试验产甲烷反应器和 ALSB 反应器在恒温室内进行, 温度控制在 $30\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。

1.4 脱氮微生物数量的测定

1.4.1 样品预处理

(1) 垃圾样品预处理 以同一断面多点取样的方式, 从模拟填埋场上、中、下 3 个取样口分别取垃圾样品约 50g, 混匀后用四分法取 25g 加入到装有 100mL 生理盐水的无菌三角瓶(内装有无菌玻璃珠)中, 振荡 20min, 立即用无菌水依次逐级稀释。剩余垃圾在 105℃和 550℃烘至恒重, 测定垃圾的含水率和挥发分。

(2) 污泥样品预处理 从 ALSB 反应器中取污泥样品 25mL, 混合均匀后, 吸取 2mL 加入到装有 50mL 生理盐水的无菌三角瓶(内装有无菌玻璃珠)中, 振荡 20min, 立即用无菌水依次逐级稀释。剩余污泥在 105℃和 550℃烘至恒重, 测定污泥的 TS 和 VS 含量。

1.4.2 MPN 法计数

硝化细菌和反硝化细菌培养基的组成见文献 [13, 14]。每一稀释度接种 3 管, 置于 $30\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温培养, 其中反硝化细菌 MPN 计数管培养 14d, 硝化细菌 MPN 计数管培养 28d。然后根据出现的阳性管数, 查 MPN 指数表, 再换算成干垃圾和污泥中硝化细菌和反硝化细菌的菌数。

1.5 填埋垃圾总氮的测定

以多点取样的方式取试验前后垃圾样品 240~250g, 自然风干后, 去除垃圾中橡皮、塑料、砖石、金

属玻璃、纤维织物、纸等,然后将剩余垃圾磨细,过100目筛子后供测试.设3个重复.垃圾总氮测定采用半微量开氏法.

1.6 主要分析项目与方法

试验过程中,每周取渗滤液和 ALSB 反应器出水,分析测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN 浓度.其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度测定:纳氏试剂光度法; $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度测定:酚二磺酸光度法; TN 浓度测定:过硫酸钾氧化-紫外分光光度法.

2 结果与讨论

2.1 ALSB 反应器运行性能

2.1.1 脱氮微生物数量的变化

从图3中可见,在试验前、后期,ALSB反应器中硝化细菌数量较高,达到 $10^7 \sim 10^8$ 个/mL,但在中期(第30~45d),反应器中硝化细菌数量下降了1~2个数量级.这可能是在试验中期进水中较高的 COD_{Cr} 浓度(2.9~4.8g/L)抑制了反应器中硝化细菌的生长.在运行期间,ALSB反应器中反硝化细菌数量的变化趋势与硝化细菌相反.在试验中期反硝化细菌有一定的增长,但整体上,反应器中反硝化细菌数量较少.

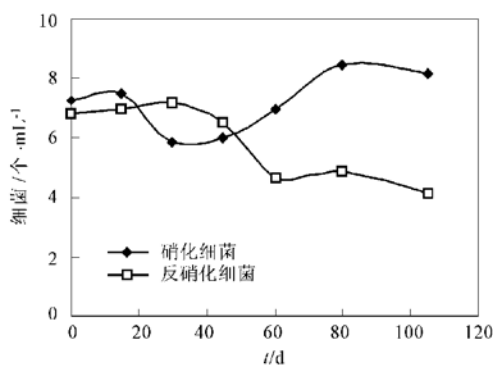


图3 运行期间 ALSB 反应器中脱氮微生物的变化

Fig. 3 Variation of nitrobacteria and denitrifying bacteria in ALSB reactor during different time

2.1.2 氨氮的去除

ALSB反应器对渗滤液氨氮的处理效果较好(图4).试验前期,反应器 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率接近100%,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为64~167mg/L;在第28~35d时,进水 COD_{Cr} 浓度和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度迅速增加,反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率有所下降,但仍可维持在70%以上;随着进水 COD_{Cr} 浓度的下降和硝化细菌的生长, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率迅速上升,稳定在98%以上.这说明 ALSB 反应器处理氨氮的性能受到进

水 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的影响,过高的进水 COD_{Cr} 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度将会抑制反应器中硝化细菌的生长,降低 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率.

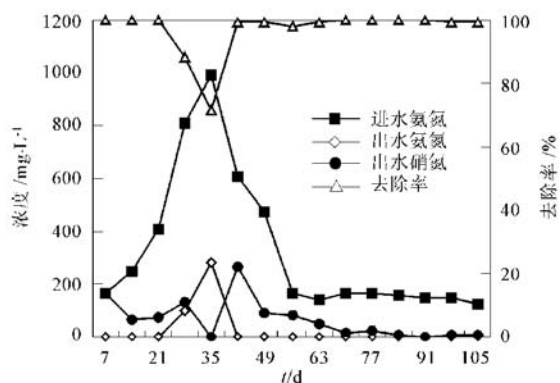


图4 ALSB 反应器除氮性能

Fig. 4 The removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in ALSB reactor

在 ALSB 反应器运行期间,虽然前期出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较高,可达到270mg/L,但整体的出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度较低.这表明 ALSB 反应器中存在着一定的生物脱氮作用.

2.2 填埋场生物反应器中脱氮微生物的分布

2.2.1 硝化细菌的分布

从表2中可见,模拟垃圾中硝化细菌数量较少,试验 MPN 计数管全为阴性反应.当垃圾填埋后垃圾层中出现了一定量的硝化细菌,这可能是垃圾填埋时携带的 O_2 促进了填埋垃圾层硝化细菌的生长.随着垃圾层 O_2 的消耗,硝化细菌数量逐渐减少,第45d时 R1 和 R3 填埋场垃圾层的硝化细菌数量几乎为0. R2 填埋场生物反应器中硝化细菌的数量较高,垃圾填埋后第15d,垃圾上层硝化细菌的数量换算成干垃圾可达 7.98×10^6 个/g,比普通填埋垃圾层高3个数量级.但在第30d(酸化阶段),由于填埋垃圾中较大的有机物溶出,填埋垃圾中层(由于垃圾沉降,上层垃圾沉降至中层)硝化细菌数量下降了2个数量级.由此可见,填埋垃圾上层间歇曝气充氧可营造填埋场形成硝化反应的生物环境,但其稳定性受到填埋垃圾层中有机碳源的影响.

2.2.2 反硝化细菌的分布

反硝化细菌存在于新鲜垃圾中,换算成干垃圾(下同)数量为 1.19×10^5 个/g(表3).当垃圾填埋后,垃圾层中反硝化细菌数量有所上升.在普通的填埋场(R1 和 R3 填埋场)垃圾层中反硝化细菌数量为 $10^6 \sim 10^7$ 个/g.在 R2 生物反应器填埋场中反硝化细菌在垃圾上、中层达到 $10^{10} \sim 10^{18}$ 个/g,比普

通填埋场高 4~ 13 个数量级.

从表 2 和表 3 中也可以看出, R2 生物反应器填埋场中硝化细菌和反硝化细菌主要集中在填埋垃圾上、中层, 这表明填埋垃圾层间歇曝气充氧可营造填

埋场内好氧-缺氧-厌氧的生物环境, 有利于填埋场生物反应器效应的多功能化, 即填埋场生物反应器不仅具有有机物的去除性能, 而且还具有硝化、反硝化等生物脱氮作用.

表 2 填埋场生物反应器中硝化细菌的计数结果(干垃圾)¹⁾/个·g⁻¹
Table 2 Enumeration of nitrobacteria in landfill bioreactors/ cells·g⁻¹

填埋场	垃圾层	取样时间/ d						
		0 ²⁾	15	30	45	60	80	105
R1	上 ³⁾		3.16×10^3					
	中	— ⁴⁾	—	9.38×10^1	—	—	—	—
	下		—	2.53×10^2	—	—	—	—
R2	上		7.98×10^6					
	中	—	9.46×10^3	8.62×10^4	1.76×10^6	1.38×10^9	8.76×10^8	6.56×10^8
	下		1.52×10^4	3.85×10^3	4.77×10^4	1.81×10^6	2.49×10^4	1.02×10^5
R3	上		8.93×10^3					
	中	—	1.47×10^3	1.3×10^2	—	—	—	—
	下		—	—	—	—	—	—

1) MPN 法计数; 2) 模拟填埋垃圾; 3) 垃圾填埋后第 30d, 上层垃圾沉降至中层, 因此, 无上层垃圾的取样; 4) MPN 计数管全为阴性反应

表 3 填埋场生物反应器中反硝化细菌的计数结果(干垃圾)¹⁾/个·g⁻¹
Table 3 Enumeration of denitrifying bacteria in landfill bioreactors/ cells·g⁻¹

填埋场	垃圾层	取样时间/d						
		0	15	30	45	60	80	105
R1	上	1.19×10^5	5.89×10^6					
	中	1.19×10^5	1.09×10^7	3.95×10^6	2.67×10^6	1.09×10^7	8.47×10^5	3.81×10^6
	下	1.19×10^5	3.75×10^6	2.53×10^4	3.15×10^6	6.74×10^6	9.10×10^6	1.10×10^6
R2	上	1.19×10^5	5.58×10^{10}					
	中	1.19×10^5	1.39×10^{11}	1.61×10^{13}	8.24×10^{15}	1.28×10^{18}	9.78×10^{17}	7.95×10^{15}
	下	1.19×10^5	4.04×10^7	3.87×10^6	7.04×10^7	1.81×10^6	1.09×10^7	4.86×10^6
R3	上	1.19×10^5	9.18×10^6					
	中	1.19×10^5	6.89×10^7	4.71×10^6	1.89×10^5	7.9×10^5	7.56×10^4	1.01×10^6
	下	1.19×10^5	2.37×10^8	3.62×10^5	2.4×10^4	2.37×10^6	5.69×10^5	8.80×10^5

1) 表注同表 2

2. 3 渗滤液原位脱氮

从图 5 可见, 3 种生物反应器填埋场系统渗滤液 NH₄⁺-N 浓度在试验前 14d 相差不大. 但在第 14d 后, R3 生物反应器填埋场系统渗滤液 NH₄⁺-N 浓度迅速上升, 达到上千 mg/L, 并在试验后期一直稳定在这一高浓度值. R1 生物反应器填埋场系统渗滤液 NH₄⁺-N 浓度上升较 R3 生物反应器填埋场系统平缓, 在第 35d 达到最大值, 继而迅速下降, 在第 56d 达到 200mg/L 以下. R2 生物反应器填埋场渗滤液 NH₄⁺-N 浓度在试验前期变化不大, 维持在 700mg/L 左右, 但从第 56d 开始, 渗滤液 NH₄⁺-N 浓度逐渐下降, 到试验结束时其渗滤液 NH₄⁺-N 浓度也低于 200mg/L. 渗滤液 TN 浓度的变化趋势相似于 NH₄⁺-N 浓度的变化过程(图 6). 试验结束时生物反应器填埋场渗滤液总氮量依次为: R3> R2> R1, 其中 R1 和 R2 生物反应器填埋场渗滤液总氮量仅为对照 R3 生物反应器填埋场的 14. 3% 和

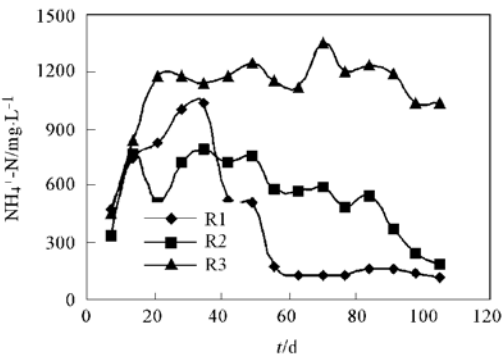


图 5 渗滤液 NH₄⁺-N 浓度的变化
Fig. 5 Variation of NH₄⁺-N concentration in leachate

28. 7%. 这说明填埋垃圾上层间歇曝气充氧或渗滤液回流前经好氧、硝化反应器处理, 可建立生物反应器填埋场系统内部生物脱氮的空间环境, 有利于回流渗滤液脱氮, 降低外排渗滤液氮量, 减少渗滤液场外处理负荷.

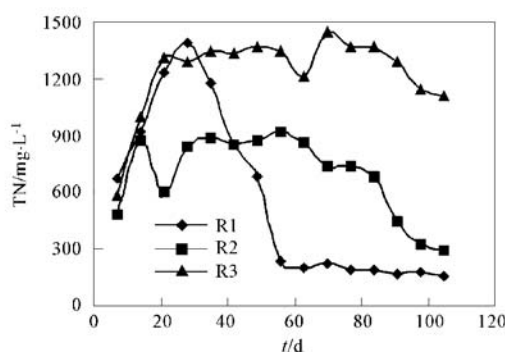


图6 渗滤液TN浓度的变化

Fig. 6 Variation of TN concentration in leachate

2.4 填埋垃圾总氮含量的变化

实验前后填埋垃圾总氮含量的变化如图7所示。实验模拟垃圾总氮含量为4.338mg/g。当实验运行到105d时,R1 R2和R3生物反应器填埋场中垃圾总氮含量分别为0.296mg/g、0.514mg/g和0.26mg/g,其含量分别为模拟垃圾总氮量的6.8%、11.9%和6.0%。由此可见,在填埋场中含氮化合物降解转化后主要以渗滤液的形式溶出。实验结束时,R2生物反应器填埋场垃圾总氮含量较其它生物反应器填埋场高,这可能是由于垃圾层曝气充氧促进了垃圾降解微生物的生长,增加了垃圾中生物氮量。

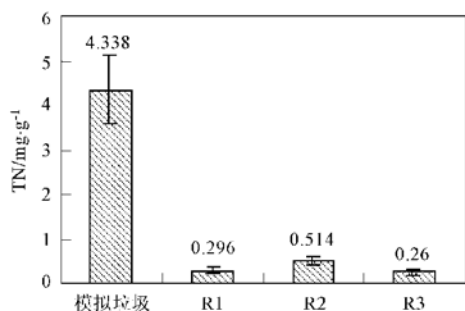


图7 填埋垃圾TN的变化

Fig. 7 Variation of TN in landfilled refuse

3 结论

(1) ALSB反应器中存在着硝化、反硝化作用,反应器对渗滤液氨氮的处理效果较好,其性能受到进水 COD_{Cr} 和 NH_4^+-N 浓度的影响,过高的进水 COD_{Cr} 和 NH_4^+-N 浓度将会抑制反应器中硝化细菌的生长,降低 NH_4^+-N 的去除率。

(2) 填埋垃圾上层间歇曝气充氧可营造好氧-缺氧-厌氧的生物空间环境,促进填埋垃圾上、中层硝化细菌和反硝化细菌的生长,强化填埋场生物反应

器的硝化、反硝化等脱氮作用。

(3) 在填埋场稳定化过程中,含氮化合物主要以渗滤液的形式溶出。填埋垃圾上层间歇曝气充氧或渗滤液回流前经好氧、硝化反应器处理,可建立生物反应器填埋场系统内部生物脱氮的空间环境,有利于回流渗滤液 NH_4^+-N 和TN的去除,降低外排渗滤液氮量,减少渗滤液场外处理负荷。

参考文献:

- [1] Erses A S, Onay T T. *In situ* heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, 99(2): 159~175.
- [2] Harries C R, Scrivens A, Rees J F, et al. Initiation of methanogenesis in municipal solid waste I. Effect of heavy metals on the initiation of methanogenesis in MSW leachate[J]. Environmental Technology, 1990, 11: 1169~1175.
- [3] 徐迪民, 李国建, 于晓华, 等. 垃圾填埋场渗滤水回灌技术的研究 I. 垃圾渗滤水填埋场回灌的影响因素[J]. 同济大学学报, 1995, 23(4): 372~375.
- [4] Mostafa A W, Walied Z, Neeraj G. Effect of leachate recirculation on municipal solid waste biodegradation[J]. J. of Canada Water Quality Research, 1999, 34: 267~280.
- [5] Townsend T G, Miller W L, Lee I I, et al. Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle [J]. Journal of Environmental Engineering, 1996, 122(4): 263~268.
- [6] Diamadopoulos E. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate[J]. Water Research, 1994, 28: 2439~2445.
- [7] Ilies P. Biological nitrification and denitrification of high ammonia landfill leachate using pre- and post- denitrification systems and methanol as supplementary source of organic carbon [D]. Columbia: University of British Columbia, 1999.
- [8] Shiskowski D M, Mavinic D S. Biological treatment of a high ammonia leachate: influence of external carbon during initial startup[J]. Water Research, 1998, 32(8): 2533~2541.
- [9] Carley B N, Mavinic D C. The Effects of External Carbon Loading on Nitrification and Denitrification of a High Ammonia Landfill Leachate[J]. Water Environment Research, 1991, 63(1): 51~59.
- [10] Gupta S K, Raja S M. Simultaneous nitrification-denitrification in a rotating biological contactor [J]. Environmental Technology, 1994, 15: 145~153.
- [11] Münch E V, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors [J]. Water Research, 1996, 30(2): 277~284.
- [12] Daigger G T, Littleton H X. Orbal 氧化沟同时硝化/反硝化及生物除磷的机理研究[J]. 中国给水排水, 1999, 15(3): 1~7.
- [13] 陈金声, 史家梁, 徐亚同. 硝化速率测定和硝化细菌计数考察脱氮效果的应用[J]. 上海环境科学, 1996, 15(3): 18~20.
- [14] 曹嘉涛, 黄为一, 常志州, 等. 鸡粪堆肥中氮转化微生物变化特征的初步研究[J]. 土壤肥料, 2004, (4): 40~43.