

# 生物技术在垃圾渗沥液处理中的应用\*

熊小京<sup>1</sup>, 冯喆文<sup>1</sup>, 郑天凌<sup>2</sup>

(1. 厦门大学 环境科学研究中心, 福建 厦门 361005;

2. 厦门大学 生命科学学院 环境与应用微生物研究所, 福建 厦门 361005)

**摘要:** 综述了土壤生物处理、生物反应装置处理、微生物强化、膜生物反应器和高效脱氮等生物技术在垃圾渗沥液处理中的应用研究, 提出了存在的问题以及今后研究的重点。

**关键词:** 垃圾渗沥液; 土壤生物处理; 生物反应装置处理; 微生物强化技术; 膜生物反应器技术; 高效脱氮技术  
中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1005-8206 (2008) 05-0039-05

## Application of Biotechnologies in Waste Landfill Leachate Treatment

Xiong Xiaojing<sup>1</sup>, Feng Zhewen<sup>1</sup>, Zheng Tianling<sup>2</sup>

(1. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen Fujian 361005;

2. Institute of Applied and Environmental Microbiology, School of Life Sciences, Xiamen University, Xiamen Fujian 361005)

**Abstract:** The researches on applications of biotechnologies in waste landfill leachate treatment, including soil biological treatment, bioreactor treatment, microorganism augmentation, membrane bioreactor, and high-efficient denitrification were reviewed, the existing problems and research emphases in the future were put forward.

**Key words:** waste landfill leachate; soil biological treatment; bioreactor treatment; microorganism augmentation technology; membrane bioreactor technology; high-efficient denitrification technology

垃圾渗沥液具有有机质和氨氮浓度高、水质随季节与时间变化大、C/N 低、营养不均衡、生化性差等特点, 造成了多数已投入运行的垃圾渗沥液处理设施存在生物处理运行稳定性较差、处理率低等问题, 因此, 如何提高垃圾渗沥液的生物处理效果已成为当前环保技术研究的热点。我们以土壤生物处理、生物反应装置处理和新型处理技术为主要内容, 结合最新的研究成果, 对生物技术在渗沥液处理中的应用研究进行了综述。

## 1 土壤生物处理

### 1.1 回灌处理法

回灌法是 20 世纪 70 年代由美国的 Pohland 最先提出的<sup>[1]</sup>, 英国目前 50% 的填埋场采用了回灌技术。我国在 20 世纪 90 年代也开始对垃圾渗沥液回灌的影响因素进行了研究<sup>[2]</sup>。采用回灌技术不仅能降低渗沥液的 COD 浓度, 加快垃圾中有机质的降解, 提高垃圾的溶解速度, 且有利于降低垃圾中有机质的含量, 而不影响 COD 浓度的稳定<sup>[3]</sup>。郭蕴苹试验模拟蒸发量与降水量日均值比为 0.58, 进水 COD 为 8 649 mg/L, 经过 270 d 回灌运行后, 出水 COD 为 460.7 mg/L, 去除率达

94.7%<sup>[4]</sup>。何厚波等发现回灌渗沥液的 COD 去除效果随垃圾堆体高度的增加而增大, 但是回灌的有机负荷不宜过高, 否则会毁坏回灌处理系统<sup>[5]</sup>。

### 1.2 土地处理法

土地处理具有投资少、操作简单、运行费用低等优点, 但对土壤和地下水有长期污染作用, 土壤的渗透能力也会随着时间的延长而逐渐下降, 渗沥液的处理效率也会随之降低<sup>[3]</sup>, 且易受气候和土地条件限制, 只适用于干旱和土地广阔的地区<sup>[6]</sup>。陈玉成等对重庆金刚碑垃圾填埋场渗沥液进行了土壤渗滤和芦苇湿地两级模拟处理试验研究, 原水 COD 为 652~1 333 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 为 186~268 mg/L, 色度为 250~400 倍, SS 为 44~163 mg/L, 处理后 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 的去除率均超过 90%。Bulc 等建造了 450 m<sup>2</sup> 的人工湿地处理渗沥液, 平均水力负荷为 0.03 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·d), 当进水 COD、BOD<sub>5</sub> 和 NH<sub>3</sub>-N 分别为 1 264、60、88 mg/L 时, 相应的去除率分别为 68%、46%和 81%<sup>[7]</sup>。

## 2 生物反应装置处理

### 2.1 好氧生物法

美国宾州 Fall Township 污水处理厂采用污泥浓度为 6~12 g/L 的活性污泥处理垃圾渗沥液, 进水 COD 为 6~21 g/L, BOD<sub>5</sub> 为 3~13 g/L, 氨氮为 0.2~2.0 g/L, 有机负荷率 F/M 为 1 kg MLSS 中可去除的 BOD<sub>5</sub> 为 0.03~0.31 kg/d, BOD<sub>5</sub> 去除率可

\* 基金项目: 福建省自然科学基金计划项目 (D0610021);  
厦门市科技计划项目 (3502Z20073009)

收稿日期: 2008-04-07

达 92%~97%<sup>[8]</sup>。徐迪民等采用低氧/好氧活性污泥法处理垃圾渗沥液, 最终出水的平均 COD、BOD<sub>5</sub> 和 SS 分别从原来的 6 466、3 502、2 396 mg/L 相应地降低到小于 300、133、278 mg/L, pH 为 6.5~7.5, 且 TKN 和 P 的去除率分别为 90.5% 和 67.5%<sup>[9]</sup>。该法已被杭州天子岭垃圾填埋场采用。Peddie 等用直径为 0.9 m 的生物转盘处理 BOD<sub>5</sub> 与 NH<sub>3</sub>-N 分别为 1 000、50 mg/L 的垃圾渗沥液, 其出水 BOD<sub>5</sub> 小于 25 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 小于 1 mg/L<sup>[10]</sup>。Loukidou 等采用以聚氨基甲酸酯颗粒和粉末活性炭为载体的二组流化床处理渗沥液, 进水 pH 为 7.5, COD 为 5 g/L, BOD<sub>5</sub> 为 1 g/L, NH<sub>3</sub>-N 为 1.8 g/L。结果表明, 聚氨基甲酸酯颗粒载体流化床的 COD、BOD<sub>5</sub> 及色度的平均去除率为 65%、90% 和 70%, 在后期稳定阶段的 NH<sub>3</sub>-N 去除率超过 90%; 而粉末活性炭载体流化床的 COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N 及色度的平均去除率分别达到了 81%、90%、85% 和 80%<sup>[11]</sup>。

## 2.2 厌氧生物法

Boyle 等用普通厌氧消化法处理 COD 为 10.6 g/L, BOD<sub>5</sub> 为 8.4 g/L 的垃圾渗沥液, 在 1 gVSS 中污泥负荷为 0.08~0.15 g/d, HRT 为 12.5 d 时, 出水的 COD 为 600 mg/L, BOD<sub>5</sub> 为 95 mg/L, 去除率分别达到 94.5% 和 98.8%<sup>[12]</sup>。Lin 等在中温下用普通厌氧消化法和两相厌氧消化法处理垃圾渗沥液, 普通厌氧消化法在进水 COD 为 22 750 mg/L, 消化时间为 8~20 d 时, COD 去除率达 92%~95%; 两相消化法在进水 COD 为 39 100 mg/L 时, 经 90 h 酸化仅去除 3% 的 COD, VFA 上升 6.4%, 甲烷发酵阶段进水 COD 为 37 920 mg/L, 经 11.1 d 消化后, COD 和 BOD<sub>5</sub> 的去除率均超过了 90%<sup>[13]</sup>。Henry 等用厌氧滤池分别处理填埋时间为 1.5、8.0 a 的渗沥液, 其 COD 分别为 14 g/L 和 4 g/L, BOD<sub>5</sub>/COD 分别为 0.7 和 0.5, 当容积负荷为 1.26~1.45 kg/(m<sup>3</sup>·d), HRT 为 24~96 h 时, COD 的去除率均能达到 90% 以上。研究者认为, 为了保证垃圾渗沥液的处理效果, 要求容积负荷不宜过高<sup>[14]</sup>。Robinson 等采用 UASB 装置处理 COD 大于 10 g/L 的渗沥液, 当容积负荷为 3.6~19.7 kg/(m<sup>3</sup>·d), 平均污泥龄为 1.0~4.3 d, 温度为 30 ℃ 时, COD 和 BOD<sub>5</sub> 的去除率分别达到了 82% 和 85%。Ozturk 等采用 UASB 反应器处理“年轻”的垃圾渗沥液, 当进水 COD 为 10.25 g/L, HRT 为 20.84 d, 有机负荷 3.17 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时,

COD 的去除率可达到 94%<sup>[15]</sup>。Keenan 等采用上流式厌氧污泥床过滤器 (UASBF) 处理进水 COD 与 BOD<sub>5</sub> 分别为 0.8~10.0 g/L 和 0.30~4.65 g/L 的渗沥液, 当容积负荷为 10 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时, 总的 COD 去除率超过 85%<sup>[16]</sup>。

## 2.3 厌氧/好氧组合法

Diamadopoulos 等采用缺氧/好氧 SBR 法将垃圾渗沥液与城市污水混合处理, 进水平均 COD 为 1 090 mg/L, BOD<sub>5</sub> 为 430 mg/L, TKN 为 133 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 为 106 mg/L。结果表明, 系统的 BOD 去除率超过 95%, 缺氧段硝酸盐的去除率接近 99%, 而总氮的去除率约 50%<sup>[17]</sup>。王宝贞等采用 A (缺氧活性污泥) / B (A/O 淹没式生物膜) 复合系统处理苏州七子山城市垃圾填埋场的渗沥液, 进水的 COD、NH<sub>3</sub>-N 和 TN 分别为 1 694、170、190 mg/L, 经该系统处理后出水的 COD、NH<sub>3</sub>-N 和 TN 分别降至 97.9、8.3、49.5 mg/L, 相应的去除率分别为 94.2%、95.1% 和 73.9%<sup>[18]</sup>。谢可蓉等采用厌氧池/SBR 法处理汕头市油麻埠的垃圾渗沥液, 当进水的 COD、BOD 及氨氮分别为 20~25、10~15、0.5 g/L 时, 相应的去除率分别为 85%~95%, 90%~95% 和 65%~80%, 且稳定性很好<sup>[19]</sup>。J. H. Im 等用厌氧滤池/活性污泥法系统处理“年轻”填埋场的渗沥液, 进水 COD 为 10.36~25.6 g/L, NH<sub>3</sub>-N 为 990~1 720 mg/L, BOD<sub>5</sub>/COD 为 0.44, 结果表明, 在厌氧滤池内, 有机负荷为 19 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时, COD 的去除率达到 80%, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 反硝化负荷为 1.1 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时, 99% 的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 被去除; 在活性污泥池内, 最大的 NH<sub>3</sub>-N 去除速率为 0.84 kg/(m<sup>3</sup>·d), 此时 80% 的 NH<sub>3</sub>-N 得到去除<sup>[20]</sup>。李平等采用厌氧/好氧生物流化床耦合工艺处理垃圾渗沥液, 当进水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 分别为 5 g/L 和 280 mg/L 时, 系统的出水 COD 和 NH<sub>3</sub>-N 均达到了 GB 16889—1997 生活垃圾填埋污染控制标准的一级标准, 当系统短时受到超过约 3 倍于正常运行负荷的冲击时, 可在 4 d 内恢复正常<sup>[21]</sup>。

## 2.4 物化与生物组合法

温焜南等采用脱氮-混凝气浮-UASB-接触氧化工艺处理南京市某垃圾场的渗沥液, 经近 0.5 a 的运行调试, 出水达到 GB 8978—1996 污水综合排放标准的二级标准<sup>[22]</sup>。范洪波等采用水解酸化/SBR 法/混凝沉淀复合工艺处理城市垃圾渗沥液, 当进水 COD 为 1.72 g/L, NH<sub>3</sub>-N 为 127.6 mg/L 时, 该系统处理出水的 COD 与 NH<sub>3</sub>-N 分别降到

148.4、12.2 mg/L, 相应的去除率分别达到 91.2% 和 90.4%<sup>[23]</sup>。

### 3 新型处理技术

#### 3.1 微生物强化技术

丁雪梅将 EM 菌强化技术与传统的生物技术相结合处理垃圾渗沥液, 结果表明, EM 菌-活性污泥法的 COD 与 BOD<sub>5</sub> 去除率分别为 81.4% 和 87.9%; EM 菌-生物膜法的 COD 与 BOD<sub>5</sub> 去除率分别为 83.3% 和 89.0%<sup>[24]</sup>。Isaka 等在低温条件下考察了聚乙烯乙二醇 (PEG) 包埋硝化菌凝胶球对渗沥液的硝化性能, 发现固定硝化菌凝胶球在 10℃、氨氮负荷为 0.71 kg/(m<sup>3</sup>·d) 条件下, 可将 400~600 mg/L 的氨氮处理到 16~35 mg/L, 主要生成物为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, 并发现 *Nitrosomonas sp.* 与 *Nitrosospiras sp.* 已成为优势菌<sup>[25]</sup>。

#### 3.2 膜生物反应器技术

膜生物反应器 (MBR) 技术是 20 世纪 90 年代出现的集膜分离与生物处理于一体的新型高效生物处理技术, 因反应器内的污泥浓度可高达 10~30 g/L, 使其生物处理效果远高于传统的生物处理工艺。目前国内关于 MBR 工艺处理垃圾渗沥液的研究报道很多, 试验规模多限于小试, 而现场的实际应用尚不多见。Niina 等在处理芬兰某市政填埋场垃圾渗沥液时, 比较了 SBR 和 MBR 工艺的处理效果, 结果表明, SBR 和 MBR 对悬浮固体的去除率分别达到 89% 和 99%<sup>[26]</sup>。Roberto 等采用错流式 MBR 和移动床生物滤池处理老龄垃圾渗沥液, 生物脱氮是通过纯氧 MBR 的部分硝化和 MBBR 的反硝化反应实现的。当 MBR 中的溶解氧控制在 0.2~0.5 mg/L 时, 90% 的氨氮可被氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, 在污泥停留时间大于 45 d 的条件下亚硝化菌仍能稳定地生长<sup>[27]</sup>。Visvanathan 等采用嗜热菌膜生物反应器处理泰国 2 个不同填埋场的垃圾渗沥液, 通过阶段提高进水 BOD 运行, COD 与 BOD<sub>5</sub> 的去除率可分别稳定在 62%~79% 和 75%~80%, 并且在提高有机负荷的前提下, 能有效地提高系统对 COD 和 BOD<sub>5</sub> 的去除率<sup>[28]</sup>。任鹤云等采用 MBR 工艺处理某填埋场垃圾渗沥液, 规模为 200 m<sup>3</sup>/d, 取得了 COD 和氨氮去除率分别为 90% 和 99% 的效果<sup>[29]</sup>。梁军波等采用 MBR-PAC 处理垃圾渗沥液, 发现短期内即可达到 COD、BOD 和氨氮去除率分别为 72%、85% 和 72% 的处理效果<sup>[30]</sup>。谢晓慧等研究了粉末活性炭 (PAC) 作为载体的 MBR 处理吹脱后垃圾渗沥液的硝化性能, 在 HRT

为 3 d, NH<sub>3</sub>-N 为 200~500 mg/L 条件下, 进水 pH 大于 8.7 时, PAC-MBR 和没有添加 PAC 的普通 MBR 均只能将氨氮转化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N; pH 降至 7.6~8.2 时, PAC-MBR 中的亚硝酸盐氧化菌迅速恢复活性, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 完全转化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, 而普通 MBR 仍然停留在亚硝化阶段<sup>[31]</sup>。申欢等采用 MBR 法对经 UASB 预处理的垃圾渗沥液进行试验, 发现 MBR 对 COD 的去除率为 70%~85%, 对氨氮的去除率为 90%~99%, 对总氮的去除率为 50%~67%<sup>[32]</sup>; 此外还研究了水解/好氧 MBR 工艺对填埋场非稳定期的渗沥液 COD 和氮化物的去除效果, 在 HRT 为 1.0~4.7 d, 回流比为 300%, 进水 COD、氨氮和 TN 分别为 400~7600、247~1644、259~1743 mg/L 的条件下, 相应的去除率分别稳定在 80%~88%、99% 和 70%~82%<sup>[33]</sup>。熊小京等采用厌氧/缺氧/好氧 MBR 组合工艺处理垃圾渗沥液, 用苯酚和氨氮预驯化的污泥启动, 考察了 HRT 与进水浓度负荷对 COD 及氨氮降解特性的影响, 发现与单好氧 MBR 工艺相比, 组合工艺不仅能减少 60%~70% 的曝气量, 而且 COD 与氨氮的去除率分别达到了 80% 和 60%<sup>[34]</sup>; 此外, 还采用了厌氧/好氧 MBR 与曝气生物滤池组合工艺处理垃圾渗沥液, 在不同的渗沥液进水稀释比条件下, 考察该工艺对 COD 及氨氮的降解情况。结果表明, 当进水稀释比分别为 9:1 和 5:1 时, 厌氧/好氧 MBR 对 COD 与氨氮的去除率可分别保持在 90% 和 60% 左右; 而当稀释比减小到 2:1 时, 其去除率分别减小到 80% 和 35%, 而经曝气生物滤池处理后, 氨氮去除率可提高到 75%<sup>[35]</sup>。在研究渗沥液进水 pH 和 C/N 对 MBR 的硝化特性影响时, 发现当 pH 为 8.0 时, 氨氮去除率最高, 平均在 88% 左右; 当进水 C/N 在 4:1~6:1 时, 氨氮与 TN 去除率可分别保持在 75%~80% 和 10%~20%, 其中 75% 以上的氨氮转化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N<sup>[36]</sup>。最近又开发了缺氧生物滤池/好氧 MBR 组合工艺, 运行结果显示, 在处理稀释 10 倍的渗沥液时, 氨氮和 TN 的平均去除率能稳定在 90% 和 65% 左右, 回流比和 C/N 对硝化与反硝化反应的影响很小。在处理稀释 5 倍的渗沥液时, 提高 C/N 能使反硝化能力增强, 可有效地消除 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 的积累<sup>[37]</sup>。

#### 3.3 高效脱氮技术

近年又相继开发了短程硝化/反硝化、同步硝化/反硝化及厌氧氨氧化等高效脱氮技术。它们具有需氧量低、处理负荷高和对碳源碱度需求低等

特点, 适合于处理渗沥液。蒋燕等研究了中温(25~30 ℃)条件下, 短程硝化/反硝化 MBR 工艺对生活污水的脱氮效果, 发现在曝气量为 0.15 m<sup>3</sup>/h、pH 为 7~8 的条件下, 出水 COD 与氨氮分别保持在 100、510 mg/L 以下, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 积累明显, TN 平均去除率为 86.2%, 最高达 94.0%, 且系统的耐冲击负荷能力较好<sup>[38]</sup>。李久义等用 SBR 研究了溶解氧浓度和进水 C/N 对高浓度氨氮废水的同步硝化/反硝化性能影响。运行结果显示, 通过低溶解氧浓度操作可实现同步硝化/反硝化, 大大降低了脱氮运行成本<sup>[39]</sup>。何岩等在研究厌氧氨氧化反应工艺处理“中老年”垃圾渗沥液时, 发现接种硝化污泥启动厌氧氨氧化反应器, 当进水氨氮和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 浓度低于 250 mg/L 时, 相应的去除率可分别达到 80%和 90%左右<sup>[40]</sup>。

#### 4 问题与建议

虽然生物技术在垃圾渗沥液处理中的应用研究在近几年已取得了较大的进展, 但还存在着一些难以解决的问题: 1) 稳定运行的污泥驯化周期过长, 至少需要 2~3 个月; 2) 高渗沥液进水浓度负荷条件下, 因高浓度的氨氮对生物的抑制作用, 易导致污泥絮团脆弱以及溶菌的发生, 影响运行的稳定性; 3) 处理水中残留的 COD 主要是难降解的 COD 成分, 可生化性很低, 单纯依靠生物处理达标困难; 4) 由于多数采用的是 A/O 脱氮工艺, 使出水 NO<sub>x</sub>-N 浓度偏高, TN 去除率难以提高。

今后的研究工作重点: 1) 加强高效降解菌的研究, 即从渗沥液驯化污泥中分离和筛选出高活性有机物降解菌和硝化菌, 采用菌体的直接投加或固定化等生物强化技术, 提高对难降解的 COD 和氨氮的降解率; 2) 研究外加有机碳源、溶解氧、pH 和温度等环境因素对污泥中有机降解菌和硝化菌群的分布特征影响, 通过建立动力学模型和参数模拟, 确立渗沥液处理系统的最优反应条件; 3) 研究有机碳源负荷、溶解氧、碱度对短程与同步硝化/反硝化、厌氧氨氧化渗沥液处理工艺中硝化/反硝化及氨氧化反应动力学特性, 确立最优脱氮反应条件; 4) 研究渗沥液进水的 COD 与氨氮负荷变动对污泥的驯化周期和系统的运行稳定性的影响, 确立适宜的污泥负荷条件。

#### 参考文献

[1] Mcreanor P T, Reinhart D R. Mathematical Modeling of Leachate Routing in a Leachate Recirculating Landfill[J]. Wat Res, 2000, 34 (4): 1285-

1295.

[2] 李国建, 徐迪民, 于晓华. 垃圾填埋场渗滤水回灌技术的研究: 填埋场对渗滤水净化能力的研究[J]. 同济大学学报, 1997, 25 (2): 195-199.

[3] 唐晓武, 罗春泳, 陈云敏. 回灌渗滤液移动过程的数值模拟[J]. 中国给水排水, 2003, 19 (9): 73-75.

[4] 郭蕴苹. 城市垃圾渗滤水回灌处理技术研究 II: 回灌残液的化学处理[J]. 云南民族大学学报, 2004, 13 (1): 47-48.

[5] 何厚波, 徐迪民. 垃圾堆体高度对渗滤液回灌处理的影响[J]. 中国给水排水, 2003, 19 (1): 9-12.

[6] 陈长太, 曾扬. 城市垃圾填埋场渗滤液水质特性及其处理[J]. 工程与技术, 2001 (9): 19-21.

[7] Bule T, Vrhovsek D, Kukanja V. The Use of Constructed Wetland for Landfill Leachate Treatment[J]. Wat Sci and Tech, 1997, 35 (5): 301-306.

[8] 张祥丹, 王家民. 城市垃圾渗滤液处理工艺介绍[J]. 给水排水, 2000, 26 (10): 9-14.

[9] 徐迪民, 陈绍伟. 低氧-好氧两段活性污泥法处理垃圾渗滤液的研究[J]. 中国环境科学, 1989, 9 (4): 311-313.

[10] 王慧贞, 沈家杰. 固体垃圾填埋场渗沥水的处理[J]. 给水排水, 1988, 14 (5): 36-38.

[11] Loukidou M X, Zouboulis A I. Comparison of Two Biological Treatment Processes Using Attached-growth Biomass for Sanitary Landfill Leachate Treatment[J]. Environmental Pollution, 2001, 11 (2): 273-281.

[12] Boyle W C, Ham P K. Chemical Treatment of Leachate from Sanitary Landfills[J]. Journal of Water Pollution Control Federation, 1974, 46 (7): 1776-1791.

[13] Lin C Y. Anaerobic-digestion of Landfill Leachate[J]. Wat Sci Tech, 1991, 17 (4): 301-306.

[14] Henry J G, Prasad D, Young H. Removal of Organics from Leachate by Anaerobic Filter[J]. Water Research, 1987, 21 (11): 1395-1399.

[15] Ozturk I, Altinbas M, Arkan O, et al. UASBR Treatment of Young Landfill Leachate[J]. Fresenius Environmental Bulletin, 1999, 8 (5/6): 389-396.

[16] Keenan P J, Switzenbaum M S. Inorganic Solids Development in a Pilot Scale Anaerobic Reactor Treating Municipal Solid Waster Landfill Leachate[J]. Wat Enviro Res, 1993, 65 (2): 181-188.

[17] Diarnadopoulos E, Samaras P, Dabou X. Combined Treatment and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor[J]. Wat Sci Tech, 1997, 36 (2/3): 61-68.

[18] 王宝贞, 王承武, 杨铨大, 等. A (缺氧活性污泥) /B (A/O 淹没式生物膜) 复合系统处理垃圾填埋场渗沥液[J]. 给水排水, 1996, 22 (5): 15-18.

[19] 谢可蓉, 温旭志, 谢璟楷, 等. SBR 在垃圾渗滤液治理中的研究和应用[J]. 广东工业大学学报, 2001, 18 (4): 90-93.

[20] Im J H, Woo H J, Choi M W, et al. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-aerobic System[J]. Wat Res, 2001, 35 (10): 2403-2410.

[21] 李平, 韦朝海, 吴超飞, 等. 厌氧/好氧生物流化床耦合处理垃圾渗滤液的新工艺研究[J]. 高校化学工业学报, 2002, 16 (3): 345-350.

[22] 温焜南, 李红新, 邓正智, 等. 脱氮/混凝气浮/UASB/接触氧化法处理垃圾填埋场渗滤液[J]. 云南环境科学, 2004, 23 (1): 57-59.

[23] 范洪波, 程洁红. 水解酸化-SBR 法-混凝沉淀工艺处理垃圾渗滤液的研究[J]. 环境工程, 2003, 21 (4): 10-12.

[24] 丁雪梅. 利用 EM 处理垃圾渗滤液的效果研究[J]. 环境与园林, 2002, 4 (2): 24-27.

[25] Isaka K, Yoshie S, Sumino T, et al. Nitrification of Landfill Leachate Using Immobilized Nitrifying Bacteria at Low Tempera-

(下转第 46 页)

理区进入混合搅拌机,经充分混合搅拌后,再进一步翻堆稳定,成品混合料运往填埋库区填埋。经现场实验,对矿化垃圾与污泥按照 0.5:1、1:1、1.5:1、2:1 进行稳定化周期实验表明,当矿化垃圾与污泥按 (0.5~1):1 掺混时,混合料的稳定化周期在 4 d 以上;当矿化垃圾与污泥按 1.5:1 掺混时,稳定化周期为 2 d;当矿化垃圾与污泥按 2:1 掺混时,则为 1 d。但是,掺混比例越高,占用库区越多。结合稳定化的周期、占用库区的情况以及矿化垃圾的来源,推荐矿化垃圾与污泥按照 1:1 的比例进行掺混,经 4 d 的稳定化翻堆后,成品填埋。

### 3.2 堆体稳定性

老港污泥填埋是在已有的陈垃圾堆体上堆高作业。为了避免污泥混合物可能流变的风险,填埋推荐采用四周堆高填埋作业模式。每次预处理后的污泥填埋前,先在四周建起围隔堤,采用坑填作业工艺,将预处理后的污泥摊铺和压实。同时,在每层污泥之间,用厚 30 cm 的土进行中间覆盖,土层中铺设双向土工网格,利于上层污泥堆体的稳定。

### 4 结束语

当混合比例为 1:1 时,粉煤灰、建筑垃圾、矿化垃圾和泥土与污泥混合与处理后,均能达到填埋要求。其中,粉煤灰与建筑垃圾所需要的量

较小。但从经济角度及加速填埋污泥稳定化考虑,矿化垃圾可以从垃圾填埋场现场取得,无需运输及购买,而且矿化垃圾中含有丰富的微生物,有利于污泥的稳定化。因此在各混合比例相差不大的情况下,矿化垃圾较其它 3 种物质有明显的优势。根据实验室测试数据,结合工程现场试验结果,并考虑实际的允许,将污泥与矿化垃圾在填埋场工程化填埋的混合比例确定为 1:1。

### 参考文献

- [1] 上海市水务局.上海市污水处理系统专业规划修编(2020年)[R].2007.
- [2] 徐强,张春敏,赵丽君.污泥处理处置技术及装置[M].北京:化学工业出版社,2003.
- [3] Iren Lo I M C, Zhou W W, Lee K M. Geotechnical Characterization of Dewatered Sewage Sludge for Landfill Disposal[J]. Canada Geotech January, 2002, 39: 1139-1149.
- [4] Koenig A, Key J N, Wan I M. Physical Properties of Dewatered Wastewater Sludge for Landfilling[J]. Water Science and Technology, 1996, 34 (3/4): 533-540.
- [5] Koenig A, Bari Q H. Vaneshear Strength of Dewatered Sludge from HongKong [J]. Water Science and Technology, 2001, 4 (2/3): 389-397.
- [6] 唐景春,赵艳通.恶臭污染的测定及评价方法[J].环境保护,2001(5): 27-29.
- [7] 国家环境保护总局.空气和废气监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2003.

作者简介:杨芸(1975—),研究生,上海环境集团有限公司总工办(科技信息部)副主任,从事技术管理、科研管理等。

### (上接第 42 页)

- tures[J]. Biochemical Engineering Journal, 2007, 37: 49-55.
- [26] Niina Laitinen, Antero Luonsiand Jari Vilen. Landfill Leachate Treatment with Sequencing Batch Reactor and Membrane Bioreactor[J]. Desalination, 2006, 191 (1/3): 86-91.
  - [27] Canziania R, Valeria E, Massimiliano G, et al. Effect of Oxygen Concentration on Biological Nitrification and Microbial Kinetics in a Cross-flow Membrane Bioreactor (MBR) and Moving-bed Biofilm Reactor (MBBR) Treating Old Landfill Leachate[J]. Journal of Membrane Science, 2006, 286: 202-212.
  - [28] Visvanathan C, Choudhary M K, Montalbo M T, et al. Landfill Leachate Treatment Using Thermophilic Membrane Bioreactor[J]. Desalination, 2007, 204: 8-16.
  - [29] 任鹤云,季月中. MBR 法处理垃圾渗滤液工程实例[J]. 给水排水, 2004, 30 (10): 36-38.
  - [30] 梁军波,杨开,张大义,等.用 MBR-PAC 方法处理垃圾渗滤液的研究[J]. 环境科学与技术, 2006, 29 (6): 93-94.
  - [31] 谢晓慧,吴成强,郭召海,等. PAC-MBR 处理垃圾渗滤液的硝化性能研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7 (2): 75-78.
  - [32] 申欢,金寺庭,李明波,等.膜生物法处理城市垃圾渗滤液[J]. 中国给水排水, 2004, 20 (3): 56-59.

- [33] 申欢,金奇庭,宋乾武.水解/好氧 MBR 组合工艺处理非稳定期垃圾渗滤液[J]. 中国给水排水, 2007, 23 (15): 82-85.
- [34] 熊小京,简海霞. A/A/O-MBR 组合工艺处理垃圾渗滤液中操作参数对降解特性的影响[J]. 现代化工, 2006, 26 (S2): 85-87.
- [35] 熊小京,简海霞. A/O MBR 与 BAF 组合工艺处理垃圾渗滤液[J]. 工业水处理, 2007, 27 (9): 39-42.
- [36] 熊小京,简海霞,冯喆文. 好氧 MBR 处理垃圾渗滤液中硝化特性研究[J]. 环境卫生工程, 2007, 15 (5): 12-18.
- [37] 熊小京,冯喆文. 垃圾渗滤液厌氧 BF 与好氧 MBR 工艺的脱氮特性[J]. 华侨大学学报, 2008, 29 (1): 61-67.
- [38] 蒋燕,陶冠红. MBR 工艺短硝化反硝化处理生活污水的研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1 (3): 62-65.
- [39] 李久义,吴念鹏,刘滢,等.高浓度氨氮废水同步硝化反硝化性能研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1 (1): 68-73.
- [40] 何岩,周恭明,赵由才,等.亚硝酸型硝化-厌氧氨氧化联合工艺处理“中老龄”垃圾渗滤液[J]. 给水排水, 2006, 32 (10): 43-46.

作者简介:熊小京(1963—),工学博士,副教授,主要从事水污染控制工程研究。