

生物脱氮新技术在垃圾渗滤液工程化处理中的应用

许玫英^{1,2}, 方卫^{1,2}, 张丽娟^{1,2}, 梁燕珍^{1,2}, 孙国萍^{1,2*}

(1. 广东省微生物研究所, 广州 510070; 2. 广东省菌种保藏与应用重点实验室, 广州 510070)

摘要: 针对渗滤液中高浓度氨氮的处理问题, 采用厌氧折流板反应器(ABR)和复合生物膜(HBR)组合工艺对广州市大田山垃圾渗滤液生物处理系统进行改造。具体分析了工程改造后厌氧折流板反应器和复合生物膜反应器的氨氮处理效果及其微生物的状况。现场采用 ABR-HBR 组合生物脱氮工艺, 通过合理控制 HBR 的溶解氧浓度, 并将 HBR 出水以大比例回流到 ABR, 以促进部分硝化和厌氧氨氧化过程的发生。结果表明, 在进水氨氮浓度高达 336.24~685.09 mg/L 的条件下, 启动 60 d 后, ABR 反应器成功地培养了厌氧颗粒污泥和厌氧氨氧化细菌, 其平均氨氮去除率为 34.9%。ABR 反应器稳定运行 30 d 后, HBR 反应器中氨氧化细菌的数量(MPN)高达 6.4×10^7 个/mL, 其平均氨氮去除率为 95.1%。经组合工艺整体处理后, 系统出水氨氮浓度稳定在 25 mg/L 以下, 总氮的去除率也高达 80% 以上。

关键词: 垃圾渗滤液; 厌氧折流板反应器; 复合生物膜; 生物脱氮

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)03-0607-06

Application of New Biological Nitrogen Removal Technologies in Full-Scale Treatment of Landfill Leachate

XU Mei-ying^{1,2}, FANG Wei^{1,2}, ZHANG Li-juan^{1,2}, LIANG Yan-zhen^{1,2}, SUN Guo-ping^{1,2}

(1. Guangdong Institute of Microbiology, Guangzhou 510070, China; 2. Guangdong Provincial key Laboratory of Microbial Culture Collection and Application, Guangzhou 510070, China)

Abstract: In order to improve the treatment efficiency of the high concentration of ammonium nitrogen in landfill leachate, anaerobic baffled reactor (ABR) and hybrid biofilm reactor (HBR) were introduced to the full-scale treatment of Datianshang landfill leachate. The efficiencies of nitrogen removal and the status of microorganism of the two biological treatment processes were analyzed. To achieve ANAMMOX and partial nitration process, the concentration of dissolved oxygen in HBR was controlled and the effluent of HBR was recycled to the inlet of the ABR in a large proportion. The full-scale operation results showed that when the concentration of influent ammonium nitrogen was at 336.24~685.09 mg/L, the anaerobic granule sludge and the ANAMMOX bacteria were observed and the average ammonium nitrogen removal rate reached 34.9% in ABR after the start-up period of 60 days. The population of ammonium oxidizing bacteria and the average ammonium nitrogen removal rate in HBR reached 6.4×10^7 cells/mL and 95.1%, respectively, after 30 days of ABR stable running process. The final effluent ammonium nitrogen concentration was under 25 mg/L and the removal rate of total nitrogen was above 80% after the ABR-HBR combined processes treatment. It was suggested that using of advance environmental biotechnology to improve the capacity of the conventional leachate treatment plant was advisable, especially for those low efficiency facilities working improperly.

Key words: landfill leachate; anaerobic baffled reactor (ABR); hybrid biofilm reactor (HBR); biological ammonium nitrogen removal

垃圾渗滤液是垃圾填埋产生的二次污染物, 它的水质水量受填埋场场龄的影响相当大^[1]。随着垃圾填埋时间的延长, 渗滤液中的氨氮浓度不断升高, 有机物浓度则相对下降, 碳氮比例严重失调, 逐渐成为一种极难处理的高浓度氨氮废水^[2,3]。由于垃圾渗滤液的这些特点, 已建成的处理厂在连续运转几年之后普遍无法满足原设计去除效率的要求, 出水超标现象很普遍, 已成为污水处理的难点问题。

目前国内外对氨氮污染的控制主要采用生物脱氮技术^[4~7]。生物脱氮工艺处理效果差的处理系统中活性污泥难以培养和保持, 主要负责脱氮作用的硝化细菌的数量少、活性低^[6,8]。采用环境生物工程技术, 在充分利用原有处理设施的条件下对处理系统进行改造, 创造有利于微生物生长、繁殖和活性发

挥的条件, 是提高原处理系统处理效率的最经济、最理想的途径^[9,10]。

本研究以广州市大田山垃圾渗滤液处理改造工程为例, 介绍厌氧折流板反应器(anaerobic baffled reactor, ABR)和复合生物膜(hybrid biofilm reactor, HBR)组合生物脱氮技术在工程化垃圾渗滤液处理中的特点和运行效果, 以期为经济、高效地解决渗滤液处理中所存在的问题提供参考。

收稿日期: 2006-04-08; 修订日期: 2006-06-05

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA214040); 广东省自然科学基金团队项目(015017); 广东省成果转化推广项目(2006B40101011); 广东省科技项目(2006B36703001); 广州市科技项目(2006Z3-E0461)

作者简介: 许玫英(1974~), 女, 博士, 副研究员, 主要研究方向为环境微生物及环境污染生物治理, E-mail: meiying_xu@yhaoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: guopingsun@163.com

1 工程概况

1.1 工程简介

广州市大田山垃圾渗滤液处理场于1991年上半年正式投入使用。该填埋场日产生的渗滤液约200~300 t,此外每天从广州市另一垃圾填埋场运来渗滤液300 t集中处理。该系统目前的处理量为500

t/d,排放标准执行《生活垃圾填埋污染控制标准》二级排放标准(GB 16889-1997),具体进水水质和排放标准见表1。

由表1可知,该场渗滤液的COD和氨氮的浓度相当高,且水质变化大,BOD₅/COD基本上在0.1以下,可生化性差。

由于目前处理场所处理的渗滤液水质与早期所

表1 进水水质及排放标准

Table 1 Properties of influent and the discharged standards

项目	COD/mg·L ⁻¹	BOD ₅ /mg·L ⁻¹	氨氮/mg·L ⁻¹	悬浮物/mg·L ⁻¹	pH
进水水质	3 104~19 600	300~1 500	1129~3 264	400~1 500	7.5~8.3
排放标准	300	150	25	150	6~9

处理的水质相比存在较大的差异,且现场处理设施已建成多年,设备严重老化,处理工艺也存在不合理的现象,整套系统已远不能满足目前渗滤液处理的需要,出水水质长期无法达标排放。

1.2 工程改造及主要设计参数

将处理场原有已废弃的5个有效容积分别为245 m³的兼氧池改造为五级串联的ABR反应器。同时在原有的推流式活性污泥曝气池中安装浮床,浮床中填充球形填料和聚氨脂多孔填料,在曝气和水

流作用下填料可在浮床中相对移动,将原有的推流式活性污泥曝气池改造为总有效容积为2 050 m³的HBR。利用现场原有的石灰混凝氨氮吹脱设施,垃圾渗滤液经石灰调节pH至11后,以109~136的气液比反复吹脱,经氨氮吹脱后的垃圾渗滤液采用适量硫酸将pH调回8.0~8.5后进入后续生化处理系统。HBR出水以10.4 m³/h的流量回流到ABR(回流比为50%)。具体工艺流程见图1。

1.3 活性污泥培养和驯化

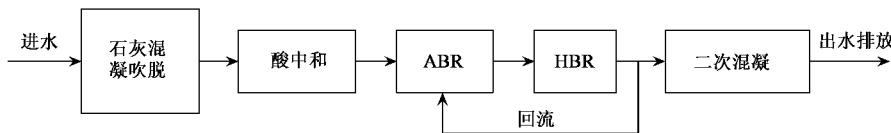


图1 大田山垃圾渗滤液处理工艺流程

Fig.1 Flow chart of Datianshang landfill leachate treatment process

生化反应系统的活性污泥大部分取自广州市黄埔区污水处理厂压滤后的剩余污泥,另外添加部分广州市兴丰垃圾填埋场渗滤液生化处理系统的新鲜活性污泥和实验室培养驯化的菌种。通过适当添加碳源、磷源、各种必要的金属离子,以及微量元素等,同时调节工艺运行参数,满足微生物生长、繁殖的需要,驯化和培养活性污泥^[11]。

1.4 水质测定

水样的水质检测指标及其测定方法如下:COD采用重铬酸盐法(GB 11914-89)^[12];氨氮采用蒸馏和滴定法(GB 7478-87)^[12];BOD₅采用BOD自动分析仪(BODTrakTM, HACH Company);亚硝酸盐氮采用分光光度法(GB/T 7493-1987),总氮采用消解比色法(GB 11894-89),溶解氧浓度采用便携式溶氧仪(YST55)。

1.5 活性污泥和微生物分析

MLSS和MLVSS采用重量法;活性污泥硝化活性分析采用国际标准ISO-DIS 9509-89;微生物观察采用光学显微镜和扫描电镜;颗粒污泥的筛选采用水筛法。氨氧化细菌的数量采用最大可能数^[13]。在系列稀释接种之前,先取25 mL泥水混合物于含有225 mL无菌水的三角瓶中(瓶内预置10粒玻璃珠),在振荡器上以8 000~10 000 r/min的速度处理1 min,将活性污泥中的菌胶团充分打散,制成1:10的稀释液。

1.6 荧光原位杂交(FISH)检测

1.6.1 样品的固定

(1)生物膜 用刀片将填料切成小块,并取适量于50 mL离心管中,加入1×PBS缓冲液把样品浸没并轻轻荡洗3~4次;加入等体积新鲜配置的4%多聚甲醛,将样品浸没,在4℃下固定5 h或过夜。倒去

多聚甲醛,加入等体积 $1\times$ PBS缓冲液轻轻荡洗3~4次;用V(98%乙醇):V($1\times$ PBS)=1:1稀释,保存于-20℃备用或直接用于下一步实验。

(2)活性污泥 见文献[14]。

1.6.2 杂交和镜检

氨氧化细菌的探针采用NSO190(ROX标记,红色)^[15],厌氧氨氧化细菌的探针采用Amx820(ROX标记,红色)^[16]。杂交方法见文献[14]。采用LEICA DM RA2荧光显微镜观察,用LEICA CW4000 FISH成像软件拍照,用LEICA Q500IW软件根据荧光信号强弱分析目标微生物的相对比例。

2 结果与讨论

2.1 厌氧折流板反应器(ABR)

ABR是上个世纪80年代初开发的1种新型高效厌氧反应器^[17]。ABR通过内置的导流板将反应器分隔成串联的几个反应室,每个反应室都是1个相对独立的UASB系统,但无需三相分离器,造价相对较低。ABR反应器独特的分格式结构及推流式流态使得每个反应室中可以驯化培养出与流到该反应室中的水质、环境条件相适应的微生物群落^[17,18]。厌氧颗粒污泥的形成,使ABR反应器具有较强的抗冲击负荷能力和处理效率^[19]。目前有关ABR工艺的研究报道较少,大部分停留在实验室研究阶段。

在大田山垃圾渗滤液处理改造工程中,利用现场原有5格的兼氧池,通过在池中增加折流板、出水堰和加盖密闭等处理,改造成为1个五级串联的ABR反应器。运行结果证明,ABR反应器不仅具有去除COD的能力,而且还在氨氮的去除方面起着重要的作用(图2)。在ABR进水氨氮浓度高达336.24~685.09 mg/L的条件下,启动60 d后其氨氮去除能力得到明显提高,对氨氮的去除率由启动初期的接近零逐渐提高到13.2%~52.0%,平均为34.9%。

观察ABR反应器中的厌氧污泥,结果发现ABR反应器的厌氧污泥性能良好,平均MLVSS达到15.3 g/L,并且存在大量的厌氧颗粒污泥(图3)。采用ROX标记的特异性探针Amx820对ABR反应器中的厌氧污泥进行FISH检测,结果发现,ABR反应器中不管是絮状污泥还是颗粒污泥都存在着大量的厌氧氨氧化细菌(图4)。这可能是由于工艺运行过程中,HBR的出水(亚硝酸盐氮的浓度为239~275 mg/L)以10.4 m³/h的流量回流到ABR,这不仅为ABR创造了很好的水力剪切条件,保证了厌氧颗粒污泥的顺利形成,而且HBR出水中高浓度的亚硝酸盐氮进入ABR反应系统中,为系统中氨氮的氧化提供了电子受体,实现了ABR反应系统中的厌氧氨氧化反应。沈耀良和王宝贞也曾在实验室小试条件下采用ABR处理市政污水和垃圾渗滤液的混合废水,并成功地培养出颗粒污泥^[20]。但到目前为止,尚未见到有关ABR反应器在工程化条件下同时培养出厌氧颗粒污泥和厌氧氨氧化细菌的报道。有关ABR反应器厌氧颗粒污泥和厌氧氨氧化细菌的形成及其在生物脱氮中的作用有待进一步的研究。

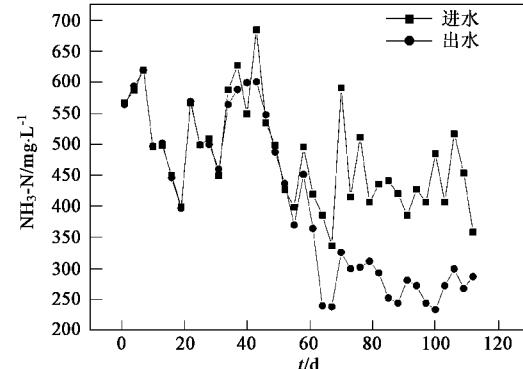
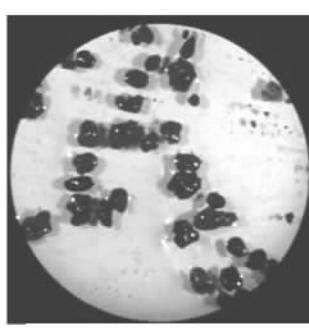
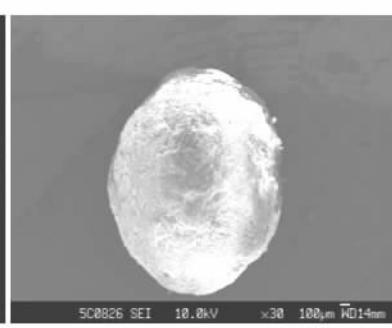


图2 ABR反应器启动期和稳定期的氨氮去除效果

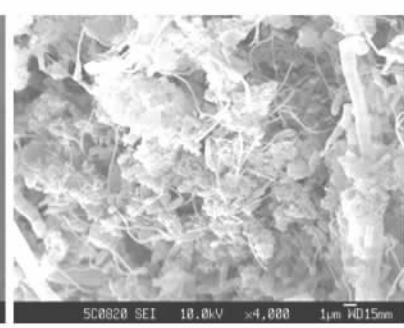
Fig.2 Effect of ammonia-nitrogen removal in start-up and stable running process of ABR



光学显微镜照片



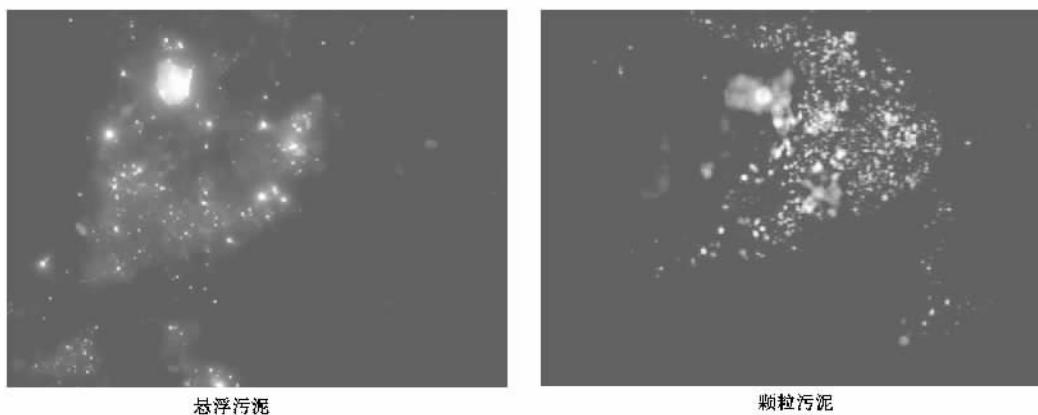
扫描电镜照片($\times 30$)



扫描电镜照片($\times 4000$)

图3 ABR反应器厌氧颗粒污泥表面照片

Fig.3 Morphology of anaerobic granules surface



所采用的探针为 Amx820(ROX 标记)

图 4 ABR 反应器中厌氧氨氧化细菌的 FISH 检测结果

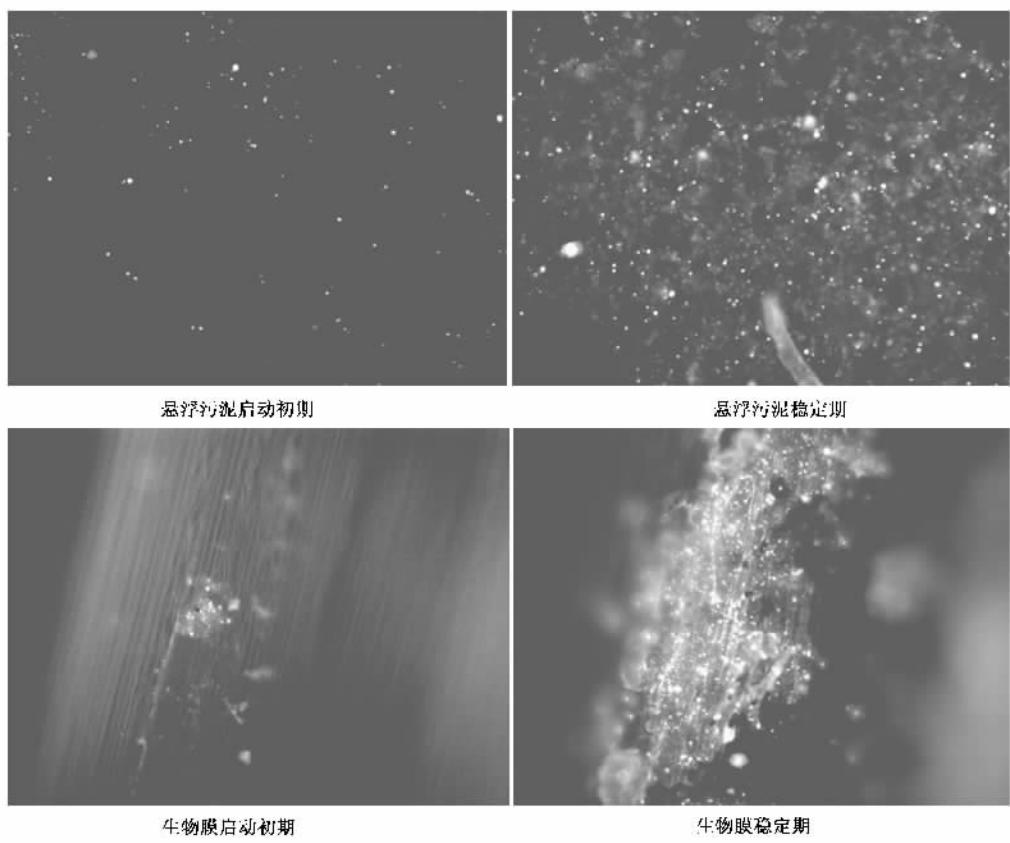
Fig.4 Detection of ANAMMOX bacteria in ABR by FISH analysis

2.2 复合式生物膜反应器(HBR)

生物膜反应器以其能够提供附着生长型微生物的载体而在环境工程中广泛使用^[6, 8, 9, 21, 22]。在大田山垃圾渗滤液处理改造工程中,通过利用原处理设施中已有的1个推流式活性污泥曝气池的工程条件,采用球型填料和聚氨脂多孔填料作为复合载体

供生物膜生长发育,利用浮床结构将填料固定于活性污泥池的一定区域,将传统的活性污泥反应器构建成浮床式复合生物膜反应器(HBR)。控制HBR系统的溶解氧浓度在1.0~2.0 mg/L之间。垃圾渗滤液经ABR处理后,直接进入HBR进一步处理。

经过短短1周时间的挂膜,HBR的填料上已附



所采用的探针为: NS0190(ROX 标记)

图 5 HBR 反应器中氨氧化细菌的 FISH 检测结果

Fig.5 Detection of ammonia oxidizing bacteria in HBR by FISH analysis

着生长有大量的微生物,经 FISH 检测发现,这些微生物主要以氨氧化细菌为主。ABR 的运行效果直接影响 HBR 的微生物生长和运行效果。在 ABR 反应器稳定运行 1 周后,HBR 悬浮污泥中氨氧化细菌的数量(MPN)达到 9.5×10^5 个/mL。在 ABR 反应器稳定运行约 30 d 后,HBR 悬浮污泥中氨氧化细菌的数量(MPN)高达 6.4×10^7 个/mL。FISH 检测结果也发现,稳定期系统中氨氧化细菌的数量明显高于启动初期(图 5)。这时候,系统中悬浮污泥的平均硝化活性也由启动初期的 $0.12 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 提高为 $4.45 \text{ mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。在 HBR 进水氨氮浓度为 $229.43 \sim 364.09 \text{ mg/L}$ 的情况下,出水氨氮浓度稳定在 25 mg/L 以下,

平均氨氮去除率为 95.1%。

2.3 ABR-HBR 组合工艺整体生物脱氮效果分析

垃圾渗滤液经石灰混凝氨氮吹脱后进入 ABR-HBR 组合工艺中进行生化处理,该组合工艺对大田山垃圾渗滤液的整体生物脱氮效果如表 2 所示。试验结果表明:ABR 反应器的氨氮去除效果将直接影响 HBR 反应器的稳定运行,而 HBR 反应器的稳定运行则决定了系统出水氨氮的达标排放。当 ABR 出水的氨氮浓度超过 350 mg/L 时,HBR 反应器的氨氮去除率明显下降,出水氨氮浓度有所上升。垃圾渗滤液经过该组合工艺处理后,不仅氨氮得到有效去除,总氮浓度也由进水的 $409 \sim 992 \text{ mg/L}$ 下降为 $93 \sim 201 \text{ mg/L}$

表 2 ABR-HBR 组合工艺的脱氮效率

Table 2 Nitrogen removal efficiency in ABR-HBR processes

项目	石灰混凝吹脱后 出水/mg·L ⁻¹	ABR		HBR		ABR-HBR 总 去除率/%
		出水浓度/mg·L ⁻¹	平均去除率/%	出水浓度/mg·L ⁻¹	平均去除率/%	
NH ₄ ⁺ -N	336.2 ~ 685.1	232.9 ~ 364.1	34.9	4.5 ~ 25.3	95.0	97.4
总氮	409.0 ~ 992.4	244.3 ~ 452.4	47.6	93 ~ 201	59.3	80.1

mg/L, 平均去除率达到 80% 以上。

3 结论

(1) 大田山垃圾渗滤液处理改造工程中,在几乎不新增处理设施的条件下,采用以生物法为主、物化法为辅的处理方法对垃圾渗滤液处理系统进行改造,实现出水稳定达标排放,避免了由于废弃原处理设施所造成资金浪费。

(2) 将 ABR 新型厌氧反应器和浮床式复合生物膜技术应用于大田山垃圾渗滤液处理中,保证了生物处理系统含有足够高的生物量和生物活性,有效地提高了处理系统对垃圾渗滤液的去除效率。

(3) 通过控制 HBR 的溶解氧浓度,并将其出水以 50% 的比例回流到 ABR, 在保证 ABR 足够的水力剪切条件的同时, 补充了亚硝酸氮, 为 ABR 系统中氨氮的厌氧氨氧化提供了电子受体。这可能是该处理工程中, ABR 反应器同时培养出厌氧颗粒污泥和厌氧氨氧化细菌的主要原因。

(4) ABR 反应器的快速启动和高效运行, 保证了后续 HBR 系统的高效稳定运行。在进水氨氮浓度高达 $336.24 \sim 685.09 \text{ mg/L}$, 总氮浓度高达 $409.0 \sim 992.4 \text{ mg/L}$ 的条件下, ABR-HBR 组合工艺的平均氨氮去除率为 97.4%, 平均总氮去除率为 80.1%。

参考文献:

- [1] Kang K-H, Shin H S, Park H. Characterization of humid substances present in landfill leachates with different landfill ages and its

- implications[J]. Water Res., 2002, **36**: 4023 ~ 4032.
[2] Christensen T H, Kjeldsen P, Bjerg P L, et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes[J]. Appl. Geochem., 2001, **16**: 659 ~ 718.
[3] Connolly R, Zhao Y, Sun G, et al. Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds[J]. Process Biochem., 2004, **39**: 1971 ~ 1976.
[4] Hoilijoki T H, Kettunen R H, Rintala J A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature[J]. Water Res., 2000, **34**: 1435 ~ 1446.
[5] Chung J, Bae W. Nitrite reduction by a mixed culture under conditions relevant to shortcut biological nitrogen removal[J]. Biodegradation, 2002, **13**: 163 ~ 170.
[6] Artiga P, Oyanedel V, Garrido J M, et al. An innovative biofilm-suspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment[J]. Desalination, 2005, **179**: 171 ~ 179.
[7] Bodík I, Kratochvíl K, Gasparikova E, et al. Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment[J]. Biokes. Technol., 2003, **86**: 79 ~ 84.
[8] Gao M, Yang M, Li H, et al. Nitrification and sludge characteristics in a submerged membrane bioreactor on synthetic inorganic wastewater[J]. Desalination, 2004, **170**: 177 ~ 185.
[9] Loukidou M X, Zouboulis A I. Comparison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment[J]. Environ. Pollut., 2001, **111**: 273 ~ 281.
[10] Furukawa K, Lieu P K, Tokitoh H, et al. Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performances[J]. Water Sci. Technol., 2006, **53**: 83 ~ 90.
[11] 曾国驱,任随周,许政英,等. ABR 结合 SBR 法处理印染废水的研究[J]. 微生物学通报,2005, **32**(6): 69 ~ 74.

- [12] 中国标准出版社第二编辑室编. 水质分析方法国家标准汇编[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996.
- [13] 俞毓馨, 吴国庆, 孟宪庭. 环境工程微生物检测手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [14] Amann R I. *In situ* identification of microorganisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes [A]. In: Akkermans A D L, van Elsas J D, de Bruijn F J(eds). Molecular Microbial Ecology Manual [M]. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1995. 1~15.
- [15] Mobarry B K, Wagner M, Urbain V, et al. Phylogenetic probes for analyzing abundance and spatial organization of nitrifying bacteria [J]. Appl. Environ. Microbiol., 1996, **62**: 2156~2162.
- [16] Tal Y, Watts J E M, Schreier H J. Anaerobic ammonium-oxidizingbacteria and related activity in Baltimore inner harbor sediment[J]. Appl. Environ. Microbiol., 2005, **71**: 1816~1821.
- [17] Barber W P, Stuckey D C. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review[J]. Water Res., 1999, **33**: 1559~1578.
- [18] Uyanik S, Sallis P J, Anderson G K. Improved split feed anaerobic baffled reactor (SFABR) for shorter start-up period and higher process performance[J]. Water Sci. Technol., 2002, **46**: 223~230.
- [19] Sallis P J, Uyanik S. Granule development in a split-feed anaerobic baffled reactor[J]. Biores. Technol., 2003, **89**: 255~265.
- [20] 沈耀良, 王宝贞. 厌氧折流板反应器处理垃圾渗滤混合废水[J]. 中国给水排水, 1999, **15**: 10~12.
- [21] 吴立波, 王建龙, 黄霞, 等. 复合生物反应器中两相微生物硝化特性比较[J]. 环境科学, 1999, **20**(4): 16~19.
- [22] Munch E V, Barr K, Watts S, et al. Suspended carrier technology allows upgrading high-rate activated sludge plants for nitrogen removal via process intensification[J]. Water Sci. Technol., 2000, **41**: 5~12.