

优势菌群在复合生态床修复景观水体中的强化能力研究

刘书宇^{1,2}, 马放^{1*}, 姜钦鹏¹

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 上海大学环境与化学工程学院, 上海 201800)

摘要:以沸石和煤渣为主要基质构建复合生态床修复景观水体, 并筛选驯化优势菌群对修复进行生物强化, 以原始土著生物群强化和无生物强化为对比. 结果表明, 随停留时间延长, 土著生物强化与优势菌群强化对 NH_4^+ -N、TN 和 TP 的去除率增加. 自然基质系统对 NH_4^+ -N 去除率最高, 其次是优势菌群强化系统; 优势菌群对 TN 的去除率最高, 且随停留时间延长有明显提高; 原始土著生物强化系统对 TP 去除率最高. NO_2^- -N 延程浓度在自然基质系统中始终最低, 优势菌群强化过程中低于土著生物; 优势菌群强化延程 TN 浓度一直减小; 原始土著生物强化延程对 TP 的去除始终强于优势菌群, 强于自然基质. 优势菌群中大量氢氧化菌和亚硝酸氧化菌的存在, 使基质中硝化作用进行迅速而且彻底, 减少了中间产物的积累, 促进了不同形态氮的生物去除. 优势菌群长时间在系统内保持较高活性, 强化对含氮污染物的硝化去除. 聚磷菌提高系统对 P 的去除, 多种生物群的协同作用使系统除磷能力进一步增强.

关键词:优势菌群; 复合生态床; 景观水体; 生物强化

中图分类号: X172; X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)06-1204-05

Intensification Capability of Dominant Consortium on Landscaping Water Remediation by Compound Ecological Filter

LIU Shu-yu^{1,2}, MA Fang¹, JIANG Qin-peng¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 201800, China)

Abstract: Zeolite and coal cinder were took as main substrates to construct micro-ecological filter to remedy landscaping water. Screening and domesticating dominant consortium to intensify remedying process, aboriginal colony and naked substrate was contrast. It was showed that, removal efficiency of NH_4^+ -N, TN, and TP by and dominant colony increased with rest time. Removal efficiency of NH_4^+ -N by naked system was the highest, then dominant consortium system. Removal efficiency of TN by dominant consortium system was the highest and increased evidently with rest time. TP removal by aboriginal colony system was the best. NO_2^- -N in naked system was the lowest, which in dominant consortium system was lower than aboriginal system. TN concentration along hydraulic distance kept falling in dominant colony system; TP concentration along hydraulic distance in aboriginal system kept the lowest. Abundant nitrous and nitride bacterium in dominant colony made nitrification swift and thoroughly, cut accumulation of middle production and hasten nitrogen removal. Dominant consortium kept high activity in long time, which intensified removal of nitrogenous contamination. Cooperation of multi-colony enhanced P removal capacity of system.

Key words: dominant consortium; compound ecological filter; landscaping water; biological intensification

沸石因多孔性及离子交换性能^[1], 对氨氮具有较强选择性吸附能力, 在国内外污水脱氮处理中被广泛研究^[2-5]. 由于沸石的作用只是将水相中氨氮吸附和交换下来, 保留在沸石固相中, 不会从根本上去除, 且此过程属化学吸附和离子交换作用^[6], 对亚硝氮、硝氮、有机氮等没有去除作用, 从而限制了它在水处理领域的应用. 其微孔结构使其成为一种优良的微生物载体, 将其吸附性能与生物微生物作用联合来提高不同形态氮的去除^[7,8], 粘附在基质颗粒上微生物的种群组成直接影响着系统的净化容量和效果^[9]. 其生化活动成为氮从生态床系统中去除的主要途径^[10-12], 因此增强生物活动是强化污染去

除的有效途径. 生物强化已用于垃圾渗滤液处理进行脱氮, 其中对硝化过程的强化仍是关键^[13]; 而生物强化除磷(EBPR)工艺在污水处理中也有研究, 其中通过控制反应器中的反应条件使微生物聚集过量的磷, 并且在体内储存成为强化的核心^[14,15].

在北方景观水体修复研究中, 复合沸石生态床方法取得了较好的实验研究结果, 为使其能够在景观水体的长期修复中保持并提高污染去除率, 采用

收稿日期: 2006-08-29; 修订日期: 2006-11-12

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2004CB418505)

作者简介: 刘书宇(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水体生物修复与生态恢复, E-mail: lsyu79@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: mafanglw@yahoo.com.cn

功能微生物群进行强化,并提高强化效率,在无二次污染的同时增强系统的承载力与净化能力,以期生态床修复自然水体的生物强化技术提供参考。

1 材料与方法

1.1 生态床结构

基质选取沸石与煤渣,替代传统生物滤床及人工湿地采用的单一常规物料砾石.沸石为主要基质,煤渣作为回收资源以其对水体磷素较好的吸附性作为底层基质^[16].结构如图1,床体中间设有隔板,床体尺寸:1 500 mm × 400 mm × 300 mm.

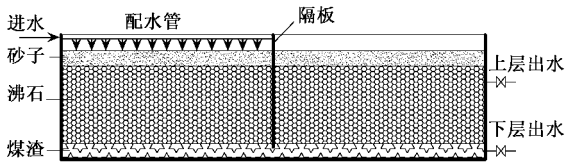


图1 生态床结构

Fig.1 Diagram of structured micro-ecology filter

表1 进水水质指标/mg·L⁻¹

Table 1 Water quality of influent/mg·L⁻¹

项目	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	pH
范围	3.608 ~ 4.428	4.964 ~ 7.101	0.082 ~ 0.219	8.5 ~ 9.08
平均值	3.939	5.908	0.169	8.87
景观用水标准 ^[17]	0.5	—	0.02	6.5 ~ 8.5

1.4 运行方式及取样方式

水流历程先经下向流,再经上向流.控制水流速度,使之在生态床内的停留时间分别为1、2和4 h.取样点如图2.其中,1、2点水平距离200 mm,2、3点水平距离200 mm,3、4垂直高度差200 mm.

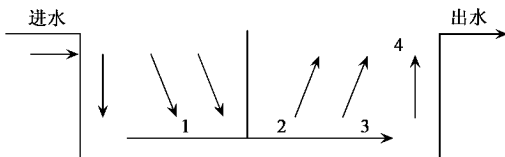


图2 取样点示意

Fig.2 Position of sampling site

2 结果与分析

2.1 功能微生物数量

每次处理运行结束后,取中间层基质,检测其所附着的功能微生物数量.由表2可以看出,自然基质所附着各菌群数量最少,优势菌群强化的基质附着

1.2 优势菌筛选

从原污染水中共筛选出吸磷率超过60%的聚磷菌4株L17_{bl}、L17_{l2}、L19_y、L19_w,即在PO₄³⁻-P浓度一定的溶液内单独接入各菌液,其24 h的吸磷效率超过60%;及氨氧化菌ZW,亚硝酸氧化菌H1, H8和H8'.将各种功能菌先分别用普通牛肉膏蛋白胨培养基扩大培养,然后用污染原水逐步稀释培养基进行驯化,最后以污染原水为培养液,将亚硝酸氧化菌、氨氧化菌及聚磷菌以1:2:1的比例扩大培养,待显微镜下观察混合菌群数量达到10⁸左右,将培养菌液注入生态床,淹没基质层表面,采用连续12 h曝气,12 h间歇闷曝方式,共计72 h,将其培养覆挂于基质内,后用自来水循环冲洗去除残留培养液.为更明确优势菌群的强化效果,将污染原水所含微生物群直接进行同样的培养覆挂,作为土著生物群的对比实验.

1.3 进水指标

实验用水取自黑龙江省太阳岛富营养化景观湖(45°45'N, 126°38'E),水质见表1.

各功能菌数最多,其氨氧化细菌、亚硝酸氧化细菌远远高于土著生物强化基质,但二者聚磷菌数量相差不多.由细菌总数可以看出,经生物强化的基质微生物数量大幅扩增,而土著生物高于优势生物强化处理,即土著生物中功能微生物占据较小部分,有大量其他微生物群存在,而优势菌群在系统运行过程中,功能微生物仍占主导,强化了污染的生物去除.

表2 各处理功能生物群数量 × 10⁵/个·g⁻⁶

Table 2 Functional bacterium number of different treatment × 10⁵/cells·g⁻⁶

不同基质	氨氧化细菌	亚硝酸氧化细菌	聚磷菌	细菌总数
自然基质	0.05	0.001 7	0.001 1	0.08
土著生物强化	0.22	0.054	0.035	5.56
优势菌群强化	3.72	1.06	0.042	5.37

2.2 对NH₄⁺-N去除的强化

由图3可以看出,3种处理情况下,NH₄⁺-N去除率都随停留时间的延长而增加,此过程是离子吸附交换与生物转化的联合作用,在此过程中,自然基质在无生物强化的情况下,对NH₄⁺-N的去除率始终高

于土著生物与优势菌群的强化. 由于生物对 N 的转化主要源于硝化作用, 此过程较慢, 而自然基质主要是沸石, 其对 NH_4^+ -N 选择性吸附作用较强且属于离子交换过程, 在短时间内即可完成, 所以, 短时间内对 NH_4^+ -N 的去除率在无生物覆盖的自然基质生态床中较高. 不同停留时间, 优势菌群强化生态床对 NH_4^+ -N 的去除率均高于原始土著生物群强化, 由于优势菌群主要由氨氧化菌和亚硝酸氧化菌组成, 使系统中的硝化作用成为主要生物活动, 强化了系统对 N 的硝化转化, 且土著生物与优势菌群对 NH_4^+ -N 去除率的差距随着停留时间的延长而增加, 与自然基质对 NH_4^+ -N 去除率的差距减小, 说明优势菌群在长期作用中具有优势地位. 原始土著生物强化对 NH_4^+ -N 的去除率随停留时间的延长增加较小, 优势菌群强化对 NH_4^+ -N 的去除则有明显的提高, 当停留时间由 2 h 延长至 4 h 时, 提高较明显, 说明优势菌群在处理时间充分的情况下, 能保持较高的活性, 对 NH_4^+ -N 的硝化率较高.

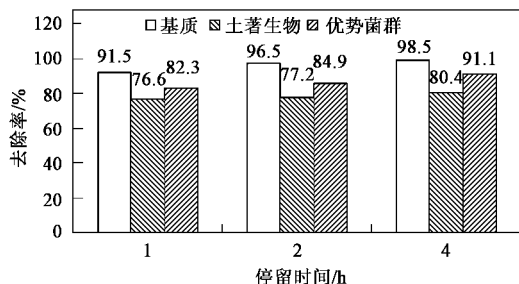


图 3 各处理对 NH_4^+ -N 的去除率

Fig. 3 Removal efficiency of NH_4^+ -N by different treatment methods

2.3 对 TN 去除的强化

由图 4 可以看出, 3 种情况下对 TN 的去除随停留时间的变化呈现不同变化趋势. 自然基质对 TN 的去除率逐渐降低, 土著生物强化呈现缓慢地提高, 优势菌群强化提高幅度相对较大. 由于 TN 中包含 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 等无机态氮, 停留时间的延长使得污染水体经历基质中的厌氧环境, 虽然自然基质未经生物强化, 但系统在运行过程中形成一定的生物相, 将部分 NH_4^+ -N 转化为 NO_x -N, TN 去除率降低说明停留时间的延长不利于这部分 N 的去除, 即此过程中氨化作用或反硝化作用占据主导, 具有硝化作用的菌群并非优势.

3 个停留时间下, 优势菌群对 TN 的去除率均高于其他 2 种状况, 且差距逐渐增大, 土著生物强化对

TN 的去除率明显低于自然基质, 这是由于原始土著生物的生物相复杂, 大量附着在基质上阻碍了基质表层的离子交换, 使得对 NH_4^+ -N 的吸附量大大降低, NH_4^+ -N 在 TN 中占据较大比例, 因此 TN 的去除率显著低于自然基质. 优势菌群的强化在此过程中作用显著, 其大量附着一定程度阻碍了对 NH_4^+ -N 的吸附交换, 菌群中的亚硝酸氧化菌将大量 NH_4^+ -N 硝化, 最后经反硝化从系统中去除. 当系统经前期硝化作用形成的大量的 NO_3^- -N, 厌氧条件的充分使得 N 去除量增加, 随停留时间延长 TN 去除率增加.

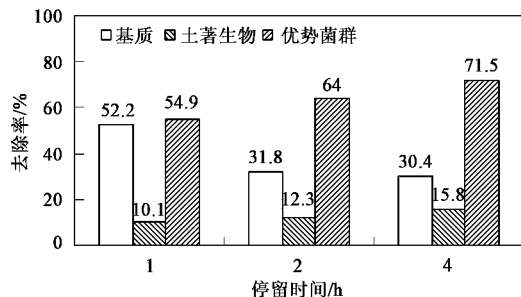


图 4 各处理对 TN 的去除率

Fig. 4 Removal efficiency of TN by different treatment methods

2.4 对 TP 去除的强化

由图 5 看出, 自然基质系统各过程中 TP 去除率均低于土著生物及优势菌群强化. 沸石对 P 的吸附较少, 系统净化过程中形成的生物量较小, 通过与基质中 Al^{3+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 发生的化学反应去除 PO_4^{3-} 属缓慢过程, 且受基质自身组成和理化性质影响^[18-20]. 去除率随停留时间延长而增强, 且增加幅度稳定, 当停留时间延长, 磷素与 Al^{3+} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 接触作用时间充分, 去除率增加. 优势菌群中有聚磷菌组成相, 聚集吸收水体中 P 素, 对 P 的去除显著高于自然基质, 但低于原始土著生物的强化除磷, 是由于原始复杂生物协同作用能够增强生物相中聚磷菌的功能. 2 种情况的生物强化随停留时间延长除磷率增幅较小, 即生物除磷大部分可在短时间内完成, 因此, 自然基质随停留时间延长增加显著, 因吸附过程主要受接触时间影响, 而微生物群对磷的聚集吸收, 主要受生物相组成影响.

2.5 延程 N、P 转化

以停留时间 2 h 情况下 N、P 变化过程为参考. 水流历程由进水经下向流左侧 1 号出水, 平流至 2 号出水, 再到 3 号, 然后经上向流 4 号上层出水. 由 NH_4^+ -N 的延程变化(图 6)可以看出, 水流过程中, 自

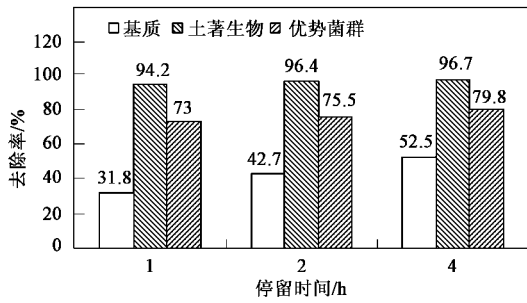
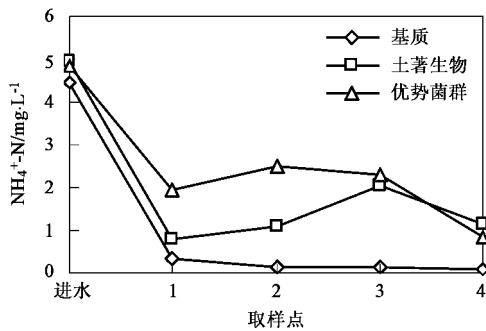


图5 各处理对 TP 的去除率

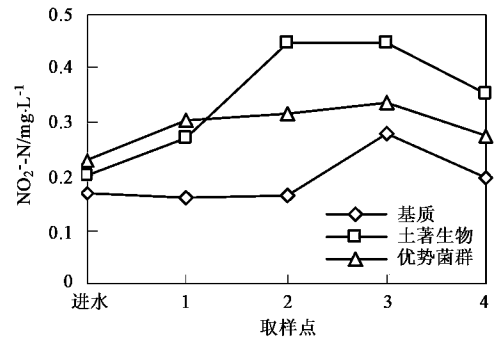
Fig.5 Removal efficiency of TP by different treatment methods

然基质各点的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 出水浓度始终最低,由于无生物膜覆盖,主要依靠基质吸附去除,不受环境氧条件的影响,而土著生物和优势菌群强化过程中, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率较低,由于基质上的生物膜阻碍了离子交换吸附,且停留时间不充分,硝化作用未完成.优势菌群强化下,4号出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度明显降低,此时生物反应逐渐充分,样点由于处于上层,氧浓度较高,利于好氧生物活动,大量硝化菌群使硝化作用增强,对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除高于土著生物强化.

图6 延程 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度变化Fig.6 Change of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ along hydraulic distance

从图7中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度变化可以看出,自然基质净化过程中的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度始终最低,且在1号和2号两点保持初始浓度,由于基质内生物量较小,硝化作用较弱,无 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 生成,3号样点 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度明显增强,生物量逐渐增加使硝化作用逐渐增强,而在4号下降,是由于此处氧浓度较高,硝化作用较彻底, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 被部分转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$.优势菌群强化过程 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度低于土著生物,由于优势菌群中氢氧化菌和亚硝酸氧化菌的同时存在, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的同时,又被转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,减少了 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 在系统中的积累,由此可以看出,经优势菌群强化的

基质中硝化作用迅速且彻底,促进 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的生物去除.

图7 延程 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度变化Fig.7 Change of $\text{NO}_2^- \text{-N}$ along hydraulic distance

由图8看出,优势菌群强化的延程 TN 浓度一直减小,在1和2号样点的浓度高于自然基质和土著生物强化,是由于前期反应时间不充分,对氮转化去除量较小.3和4号点 TN 浓度明显降低,硝化作用过程中,水体亚硝态氮及硝态氮比例增加,使氮以多种形式同时去除,4号样点氧浓度增加,硝化活动增强使最后出水浓度迅速降低.由于自然基质对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的大量吸附,且 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在 TN 中比例较大,其延程 TN 浓度保持较低,

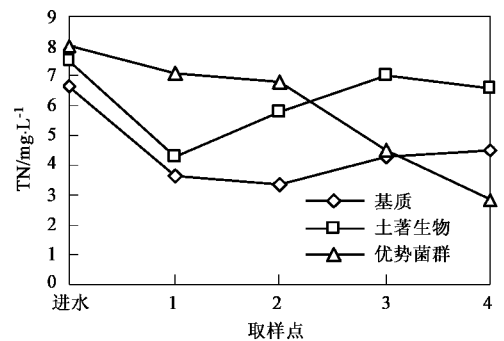


图8 延程 TN 浓度变化

Fig.8 Change of TN along hydraulic distance

图9表明,对 TP 的延程去除,原始土著生物强化在各样点均强于优势菌群,二者强于自然基质.自然基质净化过程主要靠吸附作用,而基质上附着大量微生物后,虽减弱了基质的吸附作用,但微生物对磷素的聚集吸收补充并加强了对 P 的去除.优势菌群中主要复合了吸磷率在 60% 以上的聚磷菌,但在各点对 TP 的去除率低于土著生物,所以,单独使用聚磷菌并不利于对 P 的去除,而原始土著生物组成复杂,有利于对有机磷的分解,以促进聚磷菌对 P 的

进一步吸收. 目前研究一致认为, 好氧条件有利于对 P 的摄取, 而厌氧条件会促进 P 的释放, 由 1~4 号延程 TP 去除情况看出, 无论好氧还是厌氧条件, 单独使用几种聚磷菌不利于对 P 的去除, 众多微生物复配利于其分解及去除.

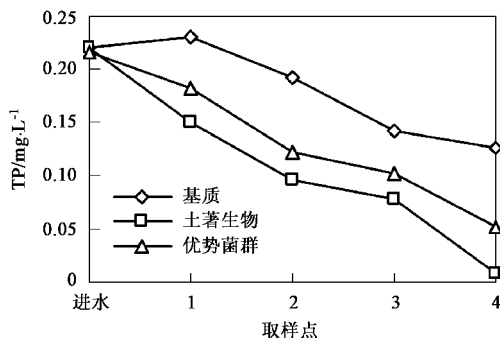


图9 延程 TP 浓度变化

Fig.9 Change of TP along hydraulic distance

3 结论

(1) 随污水在基质内停留时间的延长, 土著生物强化与优势菌群强化对 NH_4^+ -N、TN 和 TP 的去除率增加. 自然基质系统对 NH_4^+ -N 去除率最高, 其次是优势菌群强化系统; 优势菌群对 TN 的去除率最高, 且随停留时间延长去除率增加显著.

(2) NO_2^- -N 延程浓度在自然基质系统中始终最低, 优势菌群强化过程中低于土著生物; 优势菌群强化延程 TN 浓度一直减小; 原始土著生物强化系统对 TP 去除率最高.

(3) 优势菌群中大量氢氧化菌和亚硝酸氧化菌的存在, 使基质中硝化作用进行迅速而且彻底, 减少了中间产物的积累, 促进不同形态氮的生物去除. 优势菌群在系统中内长时间保持较高活性, 强化对含氮污染物的硝化去除. 聚磷菌提高系统的除磷效果, 多种生物群的协同作用使系统除磷能力增强.

参考文献:

[1] 张铨昌, 杨华蕊, 韩成. 天然沸石离子交换性能及其应用 [M]. 北京: 科学出版社, 1986. 1~78.

[2] Tam N F Y. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils [J]. Environmental Pollution, 1998, **102**: 233~242.

[3] Piirtola L, Hultman B, Lowen M. Effects of detergent zeolite in a

nitrogen removal activated sludge process [J]. Water Science and Technology, 1998, **38** (2): 41~48.

- [4] Lahav O, Green M. Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration [J]. Water Research, 1998, **32** (7): 2019~2028.
- [5] Zorpas A, Constantinides T, Vlyssides A G, et al. Heavy Metal Uptake by Natural Zeolite and Metals Partitioning in Sewage Sludge Compost [J]. Bioresource Technology, 2000, **72**: 113~119.
- [6] 徐亚同. 废水中氮磷的处理 [M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1996. 1~258.
- [7] Haralambous A, Maliou E, Malamis M. Use of zeolite for ammonium uptake [J]. Water Sci Tech, 1992, **25**(1): 139~145.
- [8] 张曦, 吴为中, 温东辉, 等. 生物沸石床污水脱氮效果及机理 [J]. 环境科学, 2003, **24**(5): 75~80.
- [9] Reddy K R, Patrick W H, Lindau C W. Nitrification and denitrification at the plant root and sediment interfaces in wetlands [J]. Limnology and Oceanography, 1989, **34**: 1004~1013.
- [10] 周巧红, 吴振斌, 付贵萍, 等. 人工湿地基质中酶活性和细菌生理群的时空动态特征 [J]. 环境科学, 2005, **26**(2): 108~112.
- [11] Ingersoll T L, Baker L A. Nitrate removal in wetland microcosms [J]. Water Research, 1998, **32** (3): 677~684.
- [12] Xue Y, Kovacic D A, David M B, et al. In situ measurements of denitrification in constructed wetlands [J]. J Environ Qual, 1999, **28** (1): 263~269.
- [13] Jokela J P Y, Kettunen R H, Sormunen K M, et al. Biological nitrogen Removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in bio-filter sand laboratory scale in-situ denitrification [J]. Wat Res, 2002, **36**: 4079~4087.
- [14] 彭玉臻, 刘智波, Takashi Mino. 污水强化生物除磷的生化模型研究进展 [J]. 中国给水排水, 2006, **22** (4): 1~5.
- [15] Robert J Sciouat Takashi Mino, Motoharu Onuki. The microbiology biological phosphorus removal in activated sludge systems [J]. FEMS Microbiology Reviews, 2003, **27**: 99~127.
- [16] Kirk D W, Jia C Q, Yan J, et al. Wastewater remediation using coal ash [J]. Mater Cycles Waste Manage, 2003, **5**: 5~8.
- [17] 张锡辉. 水环境修复工程学原理与应用 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- [18] Drizo A, Frost C A, Grace J, et al. Physico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetland systems [J]. Water Research, 1999, **33** (17): 3595~3602.
- [19] Arias C A, Bubba M D, Brix H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds [J]. Water Research, 2001, **35** (5): 1159~1168.
- [20] Bubba M D, Arias C A, Brix H. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm [J]. Water Research, 2003, **37** (14): 3390~3400.