应 用 生 态 学 报 2007 年 3 月 第 18 卷 第 3 期
Chinese Journal of Applied Ecology, Mar. 2007, **18**(3): 636 – 640

共基质对 10 株细菌降解芘的作用*

苏 丹[1,2] 李培军[1**] 王 鑫[3]
([1] 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; [2] 中国科学院研究生院, 北京 100039; [3] 沈阳大学沈阳环境工程重点实验室, 沈阳 110044)

摘 要 从石油污染的污泥中分离出 10 株细菌(SB01—SB10),研究了有(或无)共基质(葡萄糖 Glu,或菲 PHE)对细菌降解芘(PYR)的影响. 结果表明:当以 PYR 为唯一碳源和能源时(MS_1),SB01 的 PYR 降解率最高,5 d 可降解 30.4%;以 Glu 为共代谢基质时(MS_2),SB09 的 PYR 降解率最高,可达 37.7%;以 PHE 为共代谢基质时(MS_3),SB10 的 PYR 降解率为 50.2%. Glu 抑制 SB01、SB03 对 PYR 的降解,对 SB01 抑制作用最明显,使 SB01 的 PYR 降解率降低 7.9%;Glu 对 SB02、SB07、SB08、SB10 降解率无明显促进或抑制作用. PHE 对细菌降解 PYR 均有促进作用,对 SB10 的促进作用最明显,使其降解率提高 29.8%. Glu 与 PHE 对 SB04 和 SB09 降解 PYR 的促进作用无显著差异,而对其它各菌株而言,PHE 对 PYR 降解的促进作用大于 Glu.

关键词 菌株 生物降解 芘 葡萄糖 菲 共基质
文章编号 1001 – 9332(2007)03 – 0636 – 05 **中图分类号** X172 **文献标识码** A

Effects of co-substrates on biodegradation of pyrene by ten bacterial strains. SU Dan[1,2], LI Pei-jun[1], WANG Xin[3] ([1]*Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang* 110016, *China*; [2]*Gradate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100039, *China*; [3]*Shenyang Key Laboratory of Environmental Engineering, Shenyang University, Shenyang* 110044, *China*). *-Chin. J. Appl. Ecol.*, 2007, **18**(3): 636 – 640.

Abstract: A total of 10 bacterial strains represented as from SB01 to SB10 were isolated from a petrolium-contaminated sludge, and their potential of degrading pyrene (PYR) was investigated on the substrates pyrene (MS_1), pyrene plus glucose (MS_2), and pyrene plus phenanthrene (MS_3). The results showed that on MS_1, the degradation rate of PYR by SB01 was the highest, with 30.4% of PYR degraded after 5 days. On MS_2, the degradation rate of PYR by SB09 was the highest, being 37.7% after 5 days, while on MS_3, 50.2% of PYR was removed by SB01. The degradation of PYR by SB01 and SB03 was inhibited by glucose, which was more obvious for SB01, but no significant difference was observed among SB02, SB07, SB08 and SB10. The biodegradation rate of PYR by all the ten bacterial strains was enhanced on MS_3, and that by SB10 was increased by 29.8%. For SB04 and SB09, the biodegradation rate of PYR had no significant difference between MS_1 and MS_2, but for other strains, the stimulation effect of phenanthrene on PYR degradation was higher than that of glucose.

Key words: bacterial strain; biodegradation; pyrene; glucose; phenanthrene; co-substrate.

1 引 言

采用微生物固定化技术修复环境中多环芳烃污染时,高效降解菌的筛选是关键. 国内外有关多环芳烃降解菌筛选方面的研究很多[12,18,30],但这些研究多是在无机盐培养基中以目标底物为唯一碳源和能源进行的[11,13],而多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是难降解的有机污染物,微生物很难直接降解[4],这就给筛选高效降解高分子量 PAHs 菌株带来了挑战.

微生物降解高分子量 PAHs 的主要途径是共代谢[8,22]. 相对毒性较低、价格便宜、容易获得、能维持

* 国家自然科学基金重点项目(20337010)、国家重点基础研究发展计划项目(2004CB418506)和沈阳环境工程重点实验室基金资助项目(04002).
** 通讯作者. E-mail: lipeijun@iae.ac.cn
2006-03-01 收稿,2007-01-09 接受.

PAHs 降解菌生长的物质,可用作 PAHs 的共代谢底物;和目标底物相似,是底物的代谢中间产物,能明显提高降解率的物质,也可作为 PAHs 的共代谢底物[14]. 文献中经常提到的共代谢底物有水杨酸[15]、邻苯二甲酸[21]和联苯等[23,25].

本文研究了 10 株细菌对 4 环 PAHs 的降解,探讨了有(或无)共代谢基质(葡萄糖 Glu,或菲 PHE)时细菌对芘(PYR)的降解能力,并初步探讨了细菌降解 PAHs 的代谢方式及生态因子的调控机理,最后筛选出 2 株高效降解菌株. 本研究为固定化菌种选择以及微生物修复有机污染介质时生态因子调控方式提供科学依据.

2　材料与方法

2.1　供试材料

菲(phenanthren, PHE)、芘(pyrene, PYR)的纯度 >97%,均为德国 Fluka 公司产品. 供试微生物从石油污染土壤中分离、驯化、选育得到(10 株细菌). 经权威鉴定[1,24],SB01、SB02、SB03、SB04、SB08 为芽孢杆菌(*Bacillus* sp.),SB07 为微杆菌(*Microbacterium* sp.),SB06 为球菌(*Micrococcus* sp.),SB05、SB10 为黄杆菌(*Flavobacterium* sp.),SB09 为动胶杆菌(*Zoogloea* sp.).

2.2　降解试验

降解试验用 3 种降解培养基为:1)无机盐培养基(MS_1),每升水中含 $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.2 g,$CaCl_2$ 0.02 g,KH_2PO_4 1.0 g,K_2HPO_4 1.0 g,NH_4NO_3 1.0 g,$FeCl_3$ 0.05 g,pH = 7.0 ~ 7.2; 2)MS_1 + 0.1% Glu 培养基(MS_2); 3)MS_1 + 100 mg · L^{-1} PHE 培养基(MS_3). 在 150 ml 三角瓶中加入 30 ml 降解培养基,1.01325×10^5 Pa,灭菌 30 min. 冷却后加入 PYR 50 mg · L^{-1}. 在无菌操作条件下,将 1 ml 菌液接种于三角瓶中,悬浮细菌细胞数为 1.0×10^8 ml^{-1}. 25 ℃,摇床震荡培养 5 d. 以不接菌为对照,每个处理 3 次重复.

2.3　水样中 PAHs 的测定

水样中 PAHs 的测定见参考文献[20]. 将三角瓶中水样称量后全部放入 250 ml 的分液漏斗中,向漏斗加入 10 ml 二氯甲烷,震荡萃取 5 min,并不断放气,静止分层 3 min,将下层的有机相移入容量瓶中,再用 5 ml 的二氯甲烷以相同的操作步骤重复萃取 2 次,3 次萃取液合并,定容,然后取 0.1 ml 定容液转移至装有 1.0 g 硅胶的预处理柱中,再用正己烷/二氯甲烷(1:1)混合液洗脱. 弃去第 1 组份 1 ml 洗脱液,收集第 2 组份 2 ml 洗脱液于 KD 瓶中,再以氮气吹脱,甲醇定容后移入色谱进样瓶,用高效液相色谱(HPLC)测定 PAHs. 色谱条件:惠普 1090-Ⅱ高效液相色谱仪,配有二级管阵列检测器(diode array detector, DAD),色谱柱为 C18 烷基硅胶柱,柱温(39.9 ±1)℃;流动相:甲醇,流速 0.8 μl · min^{-1},进样量 10 μl. 检测波长:PYR 240 nm.

3　结果与分析

3.1　在 MS_1 中细菌对 PYR 的降解

在不同共代谢基质中菌株的 PYR 降解率见图 1. 由图 1 可见,当 PYR 初始浓度为 50 mg · L^{-1} 且以 PYR 为唯一碳源和能源时(MS_1),10 株细菌对 PYR 均有一定的降解能力. ANOVA 分析表明,不同菌株间降解率有显著差异($P < 0.05$). 多重比较(Tukey multiple comparison)表明,细菌对 PYR 的降解能力可分为 5 个等级. SB01 对 PYR 的降解能力最强,5 d 降解率为 30.4%; SB02 和 SB03 差异不显著($P > 0.05$),5 d 降解率为 23.6% ~ 25.8%; SB07、SB08、SB09 和 SB10 间差异不显著($P > 0.05$),5 d 降解率均为 20.0% 左右;SB04 与 SB05 差异不显著($P > 0.05$);SB06 降解率最低,5 d 降解率为 11.1%(表 1). Kruskal-Wallis 检验也证实了上述结论. 由此可见,在有无共代谢基质时,细菌对 PYR 的降解效果都不明显. PYR 含有 4 个苯环,属高分子量 PAHs,在环境中占有一定比例,有明显的毒性,在环境中很难降解[28-29].

3.2　在 MS_2 中细菌对 PYR 的降解

由图 1 可见,在 MS_2 中不同菌株的 PYR 降解率间存在显著差异($P < 0.05$). 统计分析表明,Glu 对 PYR 的去除有促进或抑制作用,而对某些细菌去除 PYR 没有影响;Glu 对 SB01 和 SB03 降解 PYR 均有

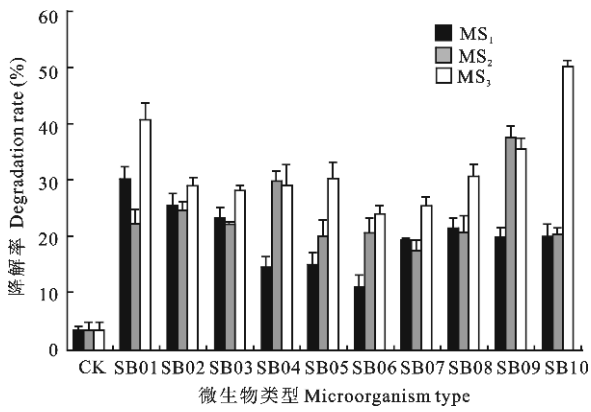

图 1　在不同基质中菌株对 PYR 的降解

Fig. 1　Biodegradation of PYR by bacteria strains on different substrates.

表 1 在 MS_1 中细菌 PYR 降解率的 Tukey 分析

Tab. 1 Tukey multiple comparisons performed on the degradation rate of PYR in MS_1

细菌 Bacteria	SB01	SB02	SB03	SB04	SB05	SB06	SB07	SB08	SB09	SB10
SB01	–	4.60	6.80	15.70	15.10	19.33	11.13	8.70	10.13	10.00
		*	*	*	*	*	*	*	*	*
SB02		–	2.20	11.10	10.47	14.73	6.53	4.10	5.53	5.40
			0.065	*	*	*	*	*	*	*
SB03			–	8.90	8.30	12.53	4.33	1.90	3.30	3.20
				*	*	*	*	0.096	*	*
SB04				–	−0.60	3.60	−4.57	−7.00	−5.63	−5.76
					0.058	*	*	*	*	*
SB05					–	4.27	−3.97	−6.40	−5.00	−5.17
						*	*	*	*	*
SB06						–	−8.17	−10.60	−9.20	−9.41
							*	*	*	*
SB07							–	−2.43	−1.03	−1.13
								0.065	0.759	0.661
SB08								–	1.40	−1.30
									0.695	−1.249
SB09									–	−0.11
										*
SB10										–

$*P<0.05$. 下同 The same below.

抑制作用,但对 SB01 降解 PYR 的抑制作用更明显,使其 PYR 降解率降低 7.9%;在 MS_1 和 MS_2 中,SB02、SB07、SB08 和 SB10 间 PYR 降解率差异不显著($P>0.05$),在降解 PYR 时它们对环境营养状况没有依赖作用;Glu 促进 SB09 对 PYR 的降解,使 SB09 在富营养条件下发挥高效的降解作用,5 d 降解率可达 37.7%,较在 MS_1 中提高 17.4%;Glu 对 SB04、SB05 和 SB06 降解 PYR 也有促进作用. 由此可见,添加营养物质或添加一些共代谢底物等调控措施,可提高某些细菌的 PAHs 去除率,但这种促进作用不具有普遍性. 因此,在实际应用中应根据所选微生物的种类选择不同的调控方式,这与一些学者的研究是一致的. 张杰等[29]研究表明,外加的 Glu 浓度小于 100 mg·L^{-1}时,可提高 PYR 的降解率;当 Glu 超过一定量时,PYR 的降解率反而下降. 郭楚玲等[9]认为,外加酵母浸出液和 Glu,可促进微生物生长,提高 PYR 的降解率. 聂麦茜等[17]研究表明,Glu 对两株不同的黄杆菌(*Flavobacterium* sp. FCN1, FCN2)降解 PHE 有抑制作用.

Glu 促进 PYR 降解的机理可能是:Glu 改变了细菌的碳源和能源的底物结构,从而增大了细菌对碳源和能源的选择范围,使难降解的 PYR 最终被细菌降解[10]. 另外,Glu 在氧化过程中产生 NADH,为降解酶提供辅助因子[7]. Wang 等[26]研究表明,Glu 可代替苯酚作为降解 4-氯苯酚(4-CP)的共代谢底物,可为微生物的生长提供碳源和能源;Glu 由 4-CP 完成对共代谢酶的诱导.

综上所述,高效降解菌的选择要因地制宜. 在富营养条件下,一些微生物的降解能力可能受到限制,使降解效果不佳,而一些微生物的降解能力被促进. 例如,SB09 在富营养条件下对 PYR 的降解效果更好,为高效降解菌株.

3.3 在 MS_3 中细菌对 PYR 的降解

在 MS_3 中不同菌株 PYR 降解率间存在显著差异($P<0.05$)(图 1). 由表 2 可见,PHE 对细菌降解 PYR 均有促进作用,使 SB10 的 PYR 降解率达 50.2%,较无 PHE 时提高 29.8%;SB02、SB07、SB08 和 SB10 的 PYR 降解率在 MS_1 和 MS_2 间差异不显著($P>0.05$),即 Glu 对它们的降解率提高没有贡献;SB04、SB09 的 PYR 降解率在 MS_2 和 MS_3 间差异不显著($P>0.05$);SB04、SB09 的 PYR 降解率在 MS_1 和 MS_2 间有显著差异($P<0.05$);Glu 和 PHE 都能促进 SB04、SB09 对 PYR 的降解,即 Glu 使 SB04 和 SB09 的 PYR 降解率分别提高 15.2% 和 17.4%,PHE 使 SB04 和 SB09 的 PYR 降解率分别提高 14.6% 和 15.5%.

有的共代谢底物起微生物生长基质的作用,有的共代谢底物虽然不能作为微生物生长的基质,但能使微生物产生可降解 PAHs 的酶类. PHE 是 3 个苯环的 PAHs. 向底物中添加低分子量的 PAHs,可诱

表 2　有无共代谢基质(Glu,PHE)时细菌对 PYR 的降解率差值

Tab. 2　Differences in degradation rate for ten bacteria strains between MS_1 and MS_2 or MS_3

处 理 Treatment	降解率差值 Differences in degradation rate (%)									
	SB01	SB02	SB03	SB04	SB05	SB06	SB07	SB08	SB09	SB10
$MS_2 - MS_1$	-7.9*	-0.7	-1.2*	15.2*	4.9*	10.0*	-1.7	-0.7	17.4*	0.2
$MS_3 - MS_1$	10.4*	3.3*	4.7*	14.6*	15.0*	13.0*	6.4*	9.0*	15.5*	29.8*
$MS_3 - MS_2$	18.3*	4.0*	5.9*	-0.6	10.1*	3.1*	8.1*	9.7*	-1.9	29.6*

导产生降解高分子量 PAHs 的酶类. Chen 等[3]也发现,PHE 在细菌 *Pseudomonas saccharophilia* P15 降解 BaP 中起重要作用. 巩宗强等[5-6]研究表明:用 PHE 对土壤进行预处理,消除 BaP 的降解滞后期,可提高 BaP 的降解率;PYR 与低分子量 PAHs 之间有共代谢关系;PHE 可促进 PYR 的降解,这与本文研究结论一致. 环境中 PAHs 不是单一存在的,因此 SB10 适用于降解环境中的总 PAHs(包括低分子量和高分子量).

PAHs 的种类复杂,高分子量 PAHs 占有一定比例[18],且有较明显的毒性特征[2,16,27]. 因此,采用微生物修复 PAHs 污染时,应着重于对高分子量 PAHs 的控制,通过添加营养物质或一些共代谢底物等调控措施,来提高微生物的修复作用.

采用微生物法修复环境中多环芳烃污染时,除筛选高效降解菌之外,还要掌握降解菌的降解特性及降解条件;通过对生态因子进行合理调控来启动降解菌对高分子量 PAHs 的降解能力,或者通过诱导环境本身所具有的自净功能来提高微生物的修复能力,减少生态修复成本.

4　小　　结

1) 当 PYR 初始浓度为 50 mg · L^{-1}、以 PYR 为唯一碳源和能源时,SB01 的 PYR 降解率最高,5 d 可降解 30. 4% ; 以 Glu 为共代谢基质时,SB09 的 PYR 降解率最高,5 d 可达 37. 7% ; 以 PHE 为共代谢基质时,SB10 的 PYR 降解率为 50. 2% .

2) Glu 抑制 SB01 和 SB03 对 PYR 的降解;Glu 对 SB02、SB07、SB08 和 SB10 对 PYR 的降解无明显促进或抑制作用; Glu 促进 SB09 对 PYR 的降解,比在 MS_1 中高 17. 4% ; Glu 对 SB04、SB05 和 SB06 的 PYR 降解也有促进作用.

3) PHE 对 PYR 降解具有促进作用,对 SB10 降解 PYR 的促进作用最强,使其降解率提高 29. 8% .

4) 在 MS_2 和 MS_3 中,SB04 的 PYR 降解率差异不显著($P > 0.05$),SB09 的 PYR 降解率差异也不显著($P > 0.05$);在 MS_2 和 MS_3 中,SB04 的 PYR 降解率差异不显著($P > 0.05$),SB09 的 PYR 降解率差异也不显著($P > 0.05$);Glu 和 PHE 都能提高 SB04 和 SB09 的 PYR 降解率. 对其他各菌株而言,PHE 对细菌降解 PYR 的促进作用大于 Glu.

参考文献

[1] Buchanan RE, Gibbons NE. 1974. Trans. The Translation and Editing Group of Bergey's Manual of Determinative Bacteriology of Microbiological Institute of Chinese Academy of Science (中国科学院微生物研究所伯杰细菌鉴定手册编译组). 1984. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. 8th. Ed. Beijing: Science Press. (in Chinese)

[2] Calder JA, Lader JH. 1976. Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. *Applied and Environmental Microbiology*, **32**(1): 95 - 101

[3] Chen SH, Aitken MD. 1999. Salicylate stimulates the degradation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons by *Pseudomonas saccharophila* P15. *Environmental Science and Technology*, **33**(3): 435 - 439

[4] Gao X-S (高学晟), Jiang X (姜　霞), Ou Z-Q (区自清). 2002. Behaviors of polycylic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **13**(4): 501 - 504 (in Chinese)

[5] Gong Z-Q (巩宗强), Li P-J (李培军), Wang X (王新), *et al*. 2001. Co-metabolic degradation of pyrene in soil. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **12**(3): 447 - 450 (in Chinese)

[6] Gong Z-Q (巩宗强), Li P-J (李培军), Wang X (王新), *et al*. 2002. Effects of aromatics on the degradation of benzo(a)pyrene in slurry reactors. *Environmental Science* (环境科学), **23**(6): 69 - 73 (in Chinese)

[7] Gottschalk G. 1979. Bacterial Metabolism. New York: Springer-Verlag.

[8] Günther T, Dornberger U, Fritsche W. 1996. Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, **33**: 203 - 215

[9] Guo C-L (郭楚玲), Maskaoui K (哈里德), Zheng T-L (郑天凌), *et al*. 2001. Degradation on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) by mixed microorganism isolated from coastal sediments. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* (台湾海峡), **20**(1): 43 - 47 (in Chinese)

[10] Kanaly RA, Bartha R. 1999. Cometabolic mineralization of benzo[a]pyrene caused by hydrocarbon additions to soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**

(10): 2186 – 2190
[11] Kelly I, Cerniglia CE. 1995. Degradation of a mixture of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by a *Mycobacterium* strain PYR-1. *Journal of Soil Contamination*, **4**(1): 77 – 91
[12] Kiyohara H, Nagao K, Yana K. 1982. Rapid screen for bacteria degrading water-insoluble, solid hydrocarbons on agar plates. *Applied and Environmental Microbiology*, **43**(2): 454 – 457
[13] Li P-J(李培军), Xu H-X(许华夏), Zhang C-G(张春桂). 2001. The degradation of B(a)P by microorganism in contaminated soil. *Techniques and Equipment for Environmental Pullution Control*(环境污染治理技术与设备), **2**(5): 37 – 40(in Chinese)
[14] Liu S-L(刘世亮), Luo Y-M(骆永明), Cao Z-H(曹志洪), *et al*. 2002. Prospects on combined remediation with microorganisms and plants for polycylic aromatic hydrocarbons in the contaminated soils. *Soils*(土壤), (5): 257 – 265(in Chinese)
[15] Mahaffey WR. 1988. Bacterial oxidation of chemical carcinogens: Formation of polycyclic aromatic acids from benz(a)anthracene. *Applied and Environmental Microbiology*, **54**(10): 2415 – 2423
[16] Menzie CA, Potocki BB, Santodonato J. 1992. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental Science and Technology*, **26**(7): 1278 – 1284
[17] Nie M-Q(聂麦茜), Zhang Z-J(张志杰), Zhao G-F(赵桂芳), *et al*. 2001. The study on effects of co-substrates on the biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by preponderant bacterium. *Research of Environmental Sciences*(环境科学研究), **14**(5): 30 – 32(in Chinese)
[18] Park KS, Sims RC, Dupont RR, *et al*. 1990. Fate of PAH compounds in two soil types: Influence of volatilization, abiotic loss and biological activity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**: 187 – 195
[19] Saeed T, Al-bloushi A, Al-Matrouk K. 1995. Assessment of levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in the oil from Kuwait lakes. *Achieves of Environmental Contamination and Toxicity*, **29**(1): 45 – 51
[20] Song Y-F(宋玉芳), Ou Z-Q(区自清), Sun T-H(孙铁珩), *et al*. 1995. Analytical method of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and plants samples. *Chinese Journal of Applied Ecology*(应用生态学报), **6**(1): 92 – 96(in Chinese)
[21] Stringfellow WT. 1995. Induction of PAH degradation in a phenanthrene-degrading pseudomonad// Hinchee RE, Vogel CM, Brockman FJ, eds. Microbial Processes for Bioremediation. Columbus: Battelle Press: 83 – 89
[22] Tao X-Q(陶雪琴), Dang Z(党 志), Lu G-N(卢桂宁), *et al*. 2003. Biodegradation mechanism of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in soil: A review. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*(矿物岩石地球化学通报), **22**(4): 356 – 360(in Chinese)
[23] Tao X-Q(陶雪琴), Lu G-N(卢桂宁), Yi X-Y(易筱筠), *et al*. 2006. Isolation of phenanthrene-degrading microorganisms and analysis of metabolites of phenanthrene. *Journal of Agro-Environment Science*(农业环境科学学报), **25**(1): 190 – 195(in Chinese)
[24] The Group of Systematic Bacteriology in the Institute of Microbiology, Chinese Academy of Sciences(中国科学院微生物研究所细菌分类组). 1978. Method of Common Identification of Bacteria. Beijing: Science Press. (in Chinese)
[25] Tittle PC, Liu YT, Strand SE, *et al*. 1995. Use of alternative growth substrates to enhance PAH degradation// Hinchee RE, Anderson DB, Hoeppel RE, eds. Bioremediation of Recalcitrant Organics. Columbus: Battelle Press: 1 – 8
[26] Wang SJ, Loh KC. 1999. Facilitation of cometabolic degradation of 4-chlorophenol using glucose as an added growth substrate. *Biodegradation*, **10**(4): 261 – 269
[27] Wilson SC, Jones KC. 1993. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons(PAHs): A review. *Environmental Pollution*, **81**: 229 – 249
[28] Yu SH, Ke L, Wong YS, *et al*. 2005. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) by a bacterial consortium enriched from mangrove sediments. *Environment International*, **31**(2): 149 – 154
[29] Zhang J(张 杰), Liu Y-S(刘永生), Meng L(孟玲), *et al*. 2003. Isolation and characteristics of PAHs-degrading strains. *Chinese Journal of Applied Ecology*(应用生态学报), **14**(10): 1783 – 1786(in Chinese)
[30] Zhou X-T(周贤涛), Wu J(吴 娟), Lin L(林鹿). 2002. Biodegradation pathway of aromatic compounds by white rot fungus. *Techniques and Equipment for Environmental Pullution Control*(环境污染治理技术与设备), **3**(12): 1 – 8(in Chinese)

作者简介 苏 丹, 女, 1980 年生, 博士研究生. 主要从事 PAHs 污染的微生物修复技术方面研究, 已发表论文 8 篇. E-mail: sudangirl@sohu.com

责任编辑 梁仁禄