

植物、施磷量及多环芳烃共存对多环芳烃生物降解影响

周笑白*, 周集体, 项学敏

(大连理工大学 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 辽宁 大连 116024)

摘要: 多环芳烃(PAHs)是具有“三致”效应的持久性有机污染物. 通过盆栽及微生物培养实验, 考察了植物、施磷量及 PAHs 共存对菲(PHE)、芘(PYR)和二苯并蒽(DBA)去除率的影响, 发现 PHE 的降解率和降解菌量均高于 PYR 和 DBA. 盆栽实验中, 植物种植和给植物施加高磷浓度的营养液可促进 DBA 的降解; 微生物培养实验表明共存的 PAHs 之间存在相互作用, 而这种作用随 PAHs 种类不同可表现为促进降解作用(如 PHE 促进 DBA 降解)、无作用(如 PYR 和 DBA)或抑制作用(如 PYR 抑制 PHE+DBA 降解). PHE 对 DBA 降解的促进作用随时间的增加而减弱, 这可能与 PHE 浓度降低和 DBA 中间产物的毒性及其积累有关.

关键词: 植物; 磷肥; 共存的 PAHs; 生物降解

中图分类号: X131.3 **文献标志码:** A

0 引言

多环芳烃(PAHs)是指两个或两个以上的苯环按线状、角状或者簇状方式稠和在一起的化合物. 环境中的 PAHs 主要来源于化石燃料的不完全燃烧. PAHs 广泛分布于各类环境介质中, 其中土壤是 PAHs 最重要的载体之一. 2007 年欧盟调查显示, 在欧洲 PAHs 占土壤总污染物的 13%. 随着我国经济的发展, 土壤中 PAHs 的含量也逐渐增加^[1]. PAHs 是具有毒性和“三致”效应的持久性有机污染物^[2], 对生态系统和人类健康构成了严重威胁, 因此污染土壤的修复已经成为不可回避的重要现实环境问题.

物理方法和化学方法都能有效地去除土壤中的 PAHs, 但存在成本高、易产生二次污染、对土壤功能性影响大等问题. 生物修复是利用微生物来转移和转化土壤中污染物的技术, 是一种经济且环境友好的修复方法. 生物修复的机理包括生物吸附、生物固定化及生物降解等, 其中生物降解在众多生物作用中占主导地位^[3,4]. 影响 PAHs 生物修复途径和速度的因素也很多, 包括 PAHs 的结构、PAHs 的共存、植物共存以及温度、营养成分等环境因素.

本文选取菲(PHE)、芘(PYR)和二苯并蒽(DBA)为土壤中三环、四环和五环 PAHs 的代表, 通过盆栽实验和微生物培养实验, 探讨植物、磷肥及 PAHs 共存对土壤中 PHE、PYR 和 DBA 降解的影响, 为土壤中 PAHs 的生物修复提供理论依据.

1 实验方法

本研究包括盆栽实验和两个微生物培养实验.

1.1 盆栽实验

将酸洗、烘干后的石英砂和农田土壤(Bouzule, 采自于法国东北部)以质量比 1:1 混合并过筛($d=2\text{ mm}$). 将 PHE、PYR、DBA 溶于丙酮并加入混合的石英砂和土壤中, 配制成分含 PHE $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, PYR $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, DBA $65\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的供试土壤. 绝大多数污染土壤中三环、四环 PAHs 含量明显高于五环及以上 PAHs 的含量, 因此本文选用的 DBA 浓度明显低于 PHE 和 PYR^[5].

向不透光的花盆中添加 250 g 供试土壤. 为防止 PAHs 挥发, 在土壤表面加盖一层粗石英砂. 本实验共设计 3 个处理: (1)有植物高磷(PH); (2)有植物低磷(PL); (3)无植物低磷(CL). 每个处理

收稿日期: 2011-04-04; 修回日期: 2012-05-04.

基金项目: “十二五”水专项资助项目(2009ZX07208-002).

作者简介: 周笑白*(1982-), 女, 博士, E-mail: dianadeweyzp@163.com; 周集体(1956-), 男, 教授, 博士生导师.

安排5个平行样.在有植物的处理中分别种植3株紫花苜蓿和3株酥油草.种子萌发后7 d间苗,每盆留2株紫花苜蓿和2株酥油草.将花盆放置于温室中(白天24℃,夜晚20℃;光照时间16 h/d;光照强度 $200\sim 300\text{ mmol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$;环境湿度80%),每周交换花盆的位置.每周向土壤中加入50 mL的高磷或低磷Hewitt溶液^[6](高磷0.4 mmol/L,低磷0.1 mmol/L),并加水保持土壤水分田间持水量的60%~80%.实验持续6周.6周后,将有植物体系中的植物移除(尽量不带走土壤).收集花盆内所有土壤混匀,在4℃下保存,用于土壤中残留PAHs浓度的测定并为下一步的微生物培养实验提供菌种.

土壤中PAHs浓度测量方法如下:用25 mL 1-丁醇提取土壤中残留的PAHs,离心后将上清液过0.22 μm 孔径滤膜^[7].将1 mL过滤液置于进样瓶中,在氮气流中吹干.将进样瓶中残留的PAHs溶于1 mL乙腈,并进入HPLC进行分析.HPLC的分析条件:色谱柱为4.6 mm $\times$ 250 mm 烷基C18反相柱;流动相为水和乙腈的混合物(混合比为V(水):V(乙腈)=1:4),流速为 $2.0\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$;检测波长为254 nm.

1.2 微生物培养实验一

本实验以PAHs为唯一碳源制备6种底物,底物中PAHs组成分别为PHE、PYR、DBA、PHE+DBA、PYR+DBA、PHE+PYR+DBA.每种底物中加入5种不同稀释倍数的接种液,共30种处理.每个处理有3个平行样,每个平行样重复40次(占微生物培养板40个小孔).

(1)底物的制备

用适量的环己烷分别溶解PHE、PYR和DBA.将PAHs溶液加入灭菌的微生物培养板的小孔中,6种底物中PAHs在小孔内含量分别为PHE,112.5 μg ;PYR,112.5 μg ;DBA,11.25 μg ;PHE+DBA,112.5 μg +11.25 μg ;PYR+DBA,112.5 μg +11.25 μg ;PHE+PYR+DBA,112.5 μg +112.5 μg +11.25 μg .将96孔板置于无菌操作台中至小孔中的环己烷完全挥发.

(2)接种液的制备及接种

将盆栽实验(有植物高磷)中收集的土壤(在5个平行样中任选3个)、直径为3 mm的灭菌玻璃珠和0.85%灭菌NaCl溶液以质量比1:6:10快速混匀并提取上清液.用0.85%灭菌NaCl溶液稀释,分别制成稀释倍数为 10^2 、 10^3 、 10^4 、 10^5

和 10^6 的接种液.向已加入不同底物的96孔板中依次加入25 μL 不同浓度的接种液、200 μL 的无机盐培养液BH(Bushnell Haas; Difco)^[8],6种底物中PAHs浓度分别为PHE,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;PYR,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;DBA,50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;PHE+DBA,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ +50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;PYR+DBA,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ +50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;PHE+PYR+DBA,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ +500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ +50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

(3)微生物的培养及测定

将96孔板放入恒温培养箱(28℃)黑暗培养2周.在450和620 nm下用分光光度计(CERE UV 900C, BioTek Instruments, Inc.)测量每个小孔的吸光度,并根据吸光度用最大或然数法计算出每个小孔中微生物量^[9].

(4)PAHs残留量的测定

微生物数量测定完毕后,收集每个平行样的40个小孔内的溶液于1个Teflon离心管中.然后,向每个小孔里分3次加入共300 μL 环己烷,以萃取小孔底部和孔壁残留的PAHs,并将萃取液收集于相应的Teflon离心管中.将离心管中的液体充分混匀,在14 000 g下离心10 min后收集上层油层,并将油层过0.22 μm 滤膜.将1 mL过滤液置于进样瓶中,在氮气流中吹干.将进样瓶中残留的PAHs溶于1 mL乙腈,并进入HPLC进行分析.

1.3 微生物培养实验二

收集盆栽实验中3种处理的土壤(在5个平行样中任选3个),并依照1.2(2)描述方法制备5种稀释倍数的土壤接种液.依照1.2(1)描述方法制备含有3种污染物的底物,分别为PHE、DBA、PHE+DBA.接种后,将96孔板置于28℃的恒温培养箱中黑暗培养2周后,测定土壤中可培养的PHE和DBA降解菌量,并回收一半小孔(每个样品回收20个小孔)中的PAHs.将96孔板在温室中继续培养2周,收集其余小孔中的PAHs.收集离心管中的沉积物,提取DNA,并用PCR-TTGE(温度时间凝胶电泳)法分析微生物组成^[10].

1.4 数据分析

采用xlstat2009软件中Newman-Keuls (SNK)方法对数据进行统计学方差分析(ANOVA).利用主成分分析法分析不同底物和土壤处理方式对PAHs降解菌群落结构的影响.

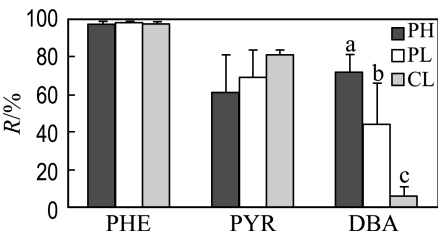
2 结果分析与讨论

2.1 PAHs 相对分子质量对其降解率的影响

PAHs 相对分子质量是影响 PAHs 生物降解率的重要因素. 在本研究中,无论是在盆栽还是微生物培养实验中,PHE 的去除率都明显高于 PYR 和 DBA 的去除率(见图 1、表 1),且 PHE 降解菌量明显高于 PYR 和 DBA 降解菌量:每 g 土壤中 PHE 降解菌的数量在 10^6 cfu 左右,而 PYR 和 DBA 降解菌的数量不足 10^4 cfu(表 1).

PAHs 根据其芳香环数差异分为低相对分子质量 PAHs(芳香环数 ≤ 3)和高相对分子质量 PAHs(芳香环数 ≥ 4).随着 PAHs 相对分子质量的增加,其疏水性逐渐增强,如 PHE、PYR 和 DBA 的 log K_{ow} 分别为 4.6、5.2 和 6.8. PAHs 降解菌仅能降解溶解态的 PAHs,也就是说,相同浓

度的 PYR 和 DBA 比 PHE 生物可获得性低,体系中生物可利用碳源低,PYR 和 DBA 降解菌总量明显低于 PHE,相应的降解率也低.



注:5 个平行样,均值±标准差. 不同字母表示统计学差异 ($p<0.05$)

图 1 经过 6 周培养,不同处理中 PHE、PYR 和 DBA 的去除率

Fig. 1 PHE, PYR and DBA removal rate during 6 weeks' cultivation in different treatments

表 1 培养 2 周后体系中细菌总量和 PAHs 在微生物培养板中的残留量

Tab. 1 Numbers of cultivable PAH degraders and PAH residues in microplates after two weeks' cultivation

碳源	细菌总量/ (cfu · g ⁻¹)	残留量/(mg · kg ⁻¹)		
		PHE	PYR	DBA
PHE	(9.88±7.53)×10 ⁵ ^a	181.1±20.9 ^b	—	—
PYR	(6.88±1.98)×10 ³ ^b	—	352.7±21.1 ^a	—
DBA	(2.85±0.93)×10 ³ ^b	—	—	43.4±1.5 ^a
PHE+DBA	(1.14±0.84)×10 ⁶ ^a	124.8±8.6 ^a	—	20.1±1.1 ^c
PYR+DBA	(9.23±3.53)×10 ³ ^b	—	360.2±52.8 ^a	42.9±2.6 ^a
PHE+PYR+DBA	(7.73±5.00)×10 ⁵ ^a	228.0±12.1 ^c	340.2±22.5 ^a	36.2±2.4 ^b

注:3 个平行样,均值±标准差. 不同字母表示统计学差异 ($p<0.05$)

2.2 植物和磷肥量对 PAHs 降解的影响

盆栽实验中 PHE 和 PYR 的降解率在不同处理中无明显差别,这可能是由于 PHE 降解速率太快而 PYR 的平行样间差异太大(图 1). DBA 在有植物高磷、有植物低磷和无植物低磷体系中的残留量分别为 18.3、36.4 和 61.1 mg · kg⁻¹,二元 ANOVA 分析表明,种植植物 ($p<0.001$)和给植物添加高磷 Hewitt 营养液 ($p<0.001$)都明显促进了 DBA 的去除(图 1).

植物自 20 世纪 90 年代被引入 PAHs 的生物修复,在 PAHs 的去除中取得了很好的效果^[11,12].植物根系不仅为微生物提供了活动的场所,增加了土壤中空气的输送;而且还向土壤中释放植物分泌物为微生物生长提供碳源和氮源,增加了微生物的活性和生物量^[13,14].盆栽实验中,有植物体系中 PAHs 降解菌量明显高于无植物体系 ($p<0.001$,表 2).PAHs 降解菌总量的增加

可以促进体系中 PAHs 降解和共代谢,这可能是植物促进 DBA 降解的原因之一.此外,作为五环的 PAHs,DBA 主要降解途径是结合其他碳源的共代谢^[15].植物的根分泌物中包含着一系列的 PAHs 降解所需的酶(漆酶、腈水解酶、过氧化酶、硝基还原酶等)或次生代谢物(萜类、黄酮类、亚油酸等),可以作为高相对分子质量 PAHs 降解的酶或共代谢底物,直接或间接地促进 DBA 的降解^[16-18].温度梯度凝胶电泳结果(图 2)显示,有植物体系和无植物体系中 PAHs 降解菌群落结构无明显差异,这说明植物对 PAHs 降解菌群落结构未产生明显的影响.

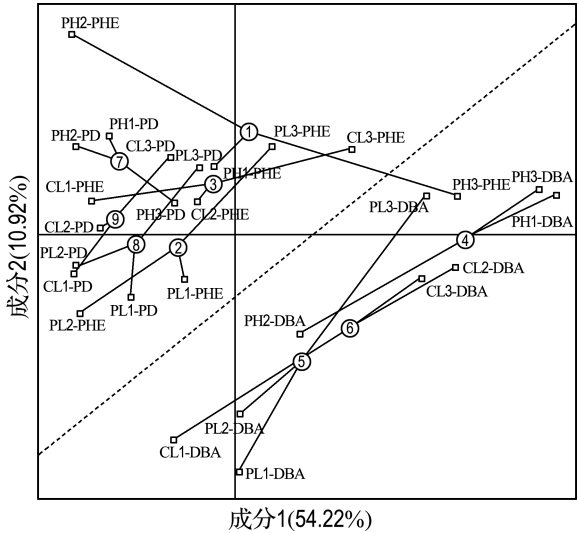
施加高磷营养液的处理中 DBA 的降解率明显高于施加低磷营养液的处理,然而高磷营养液和低磷营养液的处理中 PAHs 降解菌量和菌体群落结构均无明显的差别(图 2,以微生物培养实验二温度时间凝胶电泳结果为基础的主成分分

表 2 不同处理土样中可培养的 PHE 和 DBA 降解菌量

Tab. 2 Numbers of cultivable PHE and DBA degraders in the soil samples of different treatments

样品	降解菌量/(cfu · g ⁻¹)		
	PHE	DBA	PHE+DBA
PH	(2.54±2.89) × 10 ⁵	(7.50±1.49) × 10 ³	(4.40±2.91) × 10 ⁶
PL	(2.37±2.25) × 10 ⁵	(5.45±3.34) × 10 ³	(2.46±3.32) × 10 ⁶
CL	(1.86±0.67) × 10 ⁴	(1.16±0.08) × 10 ³	(5.10±3.77) × 10 ⁴

注:3 个平行样,均值±标准差



注:每个数字代表一个处理,数字所连接的 3 个点是该处理的 3 个平行样. ① PH-PHE;② PL-PHE;③ CL-PHE;④ PH-DBA;⑤ PL-DBA;⑥ CL-DBA;⑦ PH-PD;⑧ PL-PD;⑨ CL-PD. PD 代表以 PHE + DBA 为底物的体系

图 2 培养 4 周后,不同处理中微生物群落结构
Fig. 2 Bacterial community structures in different treatments after four weeks' cultivation

析). 高磷营养液对 DBA 生物降解的促进可能源于以下两方面:一方面,多数 PAHs 污染土壤磷元素匮乏^[19],磷胁迫抑制了土壤中 PAHs 降解菌的生长和活性^[8]. 施加磷肥可以提高多环芳烃的活性,促进 DBA 的降解. 另一方面,磷可以促进污染土壤中植物的生长和其根分泌物的释放,因

此施磷可以强化植物对 DBA 生物降解的促进作用^[16].

2.3 PAHs 共存对 PAHs 降解的影响

实际工业污染土壤中常共存多种 PAHs. DBA 在不同底物中的降解情况如表 1 所示, PAHs 共存对 DBA 的降解有显著的影响作用. DBA 在不同底物中降解率为 DBA + PHE (59.8%)>DBA + PHE + PYR (27.6%)>DBA (13.2%) 和 DBA + PYR (14.2%). 在 DBA 和 PHE 共存体系中两种污染物降解率均高于其单独作为碳源时的降解率,这表明 DBA 和 PHE 存在着共代谢效应,而这种共代谢效应同时促进了高相对分子质量和低相对分子质量 PAHs 的降解. Juhasz 等^[20]发现 PHE 促进 DBA 的降解. PHE 促进 DBA 降解的机理可能包括以下两个方面:其一,PAHs 降解的控速步骤是环的氧化裂解^[21],PAHs 的氧化还原酶具有广适性,因此 PHE 诱导的单加氧酶和双加氧酶可以实现 DBA 的氧化环裂解. 其二,PHE 可以为具有 DBA 降解能力的微生物提供碳源,促进 DBA 的降解^[21].

微生物实验二中,PHE 明显促进 DBA 的降解(二元 ANOVA, $p<0.001$),但 PHE+DBA 底物中 DBA 在前 2 周的降解量明显高于后 2 周. 如在有植物低磷体系中,DBA 浓度前 2 周内降低了 26.5 mg · L⁻¹,而后 2 周内仅降低 5.4 mg · L⁻¹ (表 3). DBA 降解速度的减慢可能是由 PHE 浓度降低和 DBA 降解产生的中间产物的毒性及其

表 3 PHE 和 DBA 在培养 2 周和 4 周后的残留量

Tab. 3 PHE and DBA residues after two and four weeks' cultivation

碳源		残留量/(mg · kg ⁻¹)					
		第 2 周末			第 4 周末		
		PH	PL	CL	PH	PL	CL
PHE	PHE	212.4±64.4	187.6±116.0	258.0±160.4	81.2±38.4	34.0±44.7	99.5±85.3
	PHE+DBA	235.2±30.2	178.8±79.4	267.9±96.4	51.0±19.3	37.8±35.2	60.4±48.7
DBA	DBA	47.9±5.1	52.0±3.1	49.2±1.7	49.7±0.5	49.0±1.0	49.5±0.7
	PHE+DBA	32.8±2.7	23.5±9.6	30.1±10.6	30.5±1.5	18.1±10.8	25.7±11.7

注:3 个平行样,均值±标准差

积累所致^[20,22]。温度梯度凝胶电泳结果显示,PHE和DBA底物中降解菌群落结构有明显的差异,这与其他研究中总结的高相对分子质量和低相对分子质量PAHs降解菌存在明显差别一致^[23]。PHE和PHE+DBA底物中的降解菌群落结构没有明显的差别,这可能是由于DBA的浓度较低,降解菌总量较少,其基因片段很难在凝胶上显示。PHE+DBA底物中的降解菌量明显高于PHE,这可能是由于DBA的共代谢增加了体系中的碳源,增加了降解菌总量。

共存的PAHs可以通过共代谢作用促进高相对分子质量PAHs的降解,然而本研究中,PYR和DBA的降解率在PYR+DBA底物中与PYR和DBA单独底物中无明显差别,而PYR+PHE+DBA底物中PHE和DBA的降解菌量和降解率明显低于PHE+DBA底物(表1)。这说明PYR抑制了PHE和DBA的生物降解。这可能是因为PYR具有生物毒性,抑制了系统中PAHs降解菌的生长和活性,相应地也抑制了体系中PAHs的降解^[22,24]。

3 结 论

(1) 紫花苜蓿-酥油草的种植促进了土壤中DBA的降解。

(2) 施加高浓度磷肥的植物体系中DBA的残留量($18.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)明显低于施加低浓度磷肥的植物体系($36.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。这说明施加高浓度磷肥条件有利于DBA的去除。

(3) 共存PAHs之间存在相互作用,而这种作用随PAHs种类不同可表现为促进降解作用(如PHE促进DBA降解)、无作用(如PYR和DBA)或抑制作用(如PYR抑制PHE+DBA降解)。PHE对DBA降解的促进作用随时间的增加而减弱。PYR抑制PHE+DBA降解的同时也降低了体系中PAHs降解菌的数量。

参考文献:

- [1] LI Xing-hong, MA Ling-ling, LIU Xiu-fen, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbon in urban soil from Beijing, China [J]. **Journal of Environmental Sciences**, 2006, **18**(5):944-950.
- [2] Juhasz A L, Naidu R. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the microbial degradation of benzo [a] pyrene [J]. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 2000, **45**(1-2):57-88.
- [3] Garcia-Blanco S, Venosa A D, Suidan M T, *et al.* Biostimulation for the treatment of an oil-contaminated coastal salt marsh [J]. **Biodegradation**, 2007, **18**(1):1-15.
- [4] Gibson D T, Mahadevan V, Jerina R M, *et al.* Oxidation of the carcinogens benzo [a] pyrene and dibenz [a, h] anthracene to dihydrodiols by a bacterium [J]. **Science**, 1975, **189**(4199):295-297.
- [5] Biache C, Mansuy-Huault L, Faure P, *et al.* Effects of thermal desorption on the composition of two coking plant soils: impact on solvent extractable organic compounds and metal bioavailability [J]. **Environmental Pollution**, 2008, **156**(3):671-677.
- [6] Redon P O, Beguiristain T, Leyval C. Differential effects of AM fungal isolates on *Medicago truncatula* growth and metal uptake in a multimetallic (Cd, Zn, Pb) contaminated agricultural soil [J]. **Mycorrhiza**, 2009, **19**(3):187-195.
- [7] Kelsey J W, Kottler B D, Alexander M. Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals [J]. **Environmental Science and Technology**, 1996, **31**(1):214-217.
- [8] Joner E J, Corgié S C, Amellal N, *et al.* Nutritional constraints to degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a simulated rhizosphere [J]. **Soil Biology and Biochemistry**, 2002, **34**(6):859-864.
- [9] Corgié S C, Joner E, Leyval C. Rhizospheric degradation of phenanthrene is a function of proximity to roots [J]. **Plant and Soil**, 2003, **257**(1):143-150.
- [10] Corgié S C, Beguiristain T, Leyval C. Spatial distribution of bacterial communities and phenanthrene (PHE) degradation in the rhizosphere of *Lolium perenne* L. [J]. **Applied and Environmental Microbiology**, 2004, **70**(6):3552-3557.
- [11] Cheema S A, Khan M I, TANG Xian-jin, *et al.* Enhancement of phenanthrene and pyrene degradation in rhizosphere of tall fescue (*Festuca arundinacea*) [J]. **Journal of Hazardous Materials**, 2009, **166**(2-3):1226-1231.
- [12] XU S Y, CHEN Y X, WU W X, *et al.* Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation [J]. **Science of the Total Environment**, 2006, **363**(1-3):206-215.
- [13] Rentz J A, Alvarez P J J, Schnoor J L. Repression of *Pseudomonas putida* phenanthrene degrading activity by plant root extracts and exudates [J].

- Environmental Microbiology**, 2004, **6**(6):574-583.
- [14] Salt D E, Smith R D, Raski N I. Phytoremediation [J]. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, 1998, **49**(1):643-668.
- [15] Cerniglia C E. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. **Biodegradation**, 1992, **3**(2-3):351-368.
- [16] Singer A C, Crowley D E, Thompson I P. Secondary plant metabolites in phytoremediation and biotransformation [J]. **Trends in Biotechnology**, 2003, **21**(3):123-130.
- [17] Yi H, Crowley D E. Biostimulation of PAH degradation with plants containing high concentrations of linoleic acid [J]. **Environmental Science and Technology**, 2007, **41**(12):4382-4388.
- [18] Criquet S, Joner E, Leglise P, *et al.* Anthracene and mycorrhiza affect the activity of oxidoreductases in the roots and the rhizosphere of lucerne (*Medicago sativa* L.) [J]. **Biotechnology Letters**, 2000, **22**(21):1733-1737.
- [19] LI X, FENG Y, Sawatsky N. Importance of soil-water relations in assessing the endpoint of bioremediated soil [J]. **Plant and Soil**, 1997, **192**(2):219-236.
- [20] Juhasz A L, Britz M L, Stanley G A. Degradation of fluoranthene, pyrene, benz [a] anthracene and dibenz [a, h] anthracene by *Burkholderia cepacia* [J]. **Applied Microbiology**, 1997, **83**(2):189-198.
- [21] Lopez Z, Vila J, Ortega-calvo J J, *et al.* Simultaneous biodegradation of creosote-polycyclic aromatic hydrocarbons by a pyrene-degrading mycobacterium [J]. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 2008, **78**(1):165-172.
- [22] Bouchez M, Blanchet D, Vandecasteele J P. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and by defined strain associations; inhibition phenomena and cometabolism [J]. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 1995, **43**(1):156-164.
- [23] ZHOU Hong-wei, LUAN Tian-gang, ZOU Fei, *et al.* Different bacterial groups for biodegradation of three- and four-ring PAHs isolated from a Hong Kong mangrove sediment [J]. **Journal of Hazardous Materials**, 2008, **152**(3):1179-1185.
- [24] Dean-Ross D, Moody J, Cerniglia C E. Utilization of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated sediment [J]. **FEMS Microbiology Ecology**, 2002, **41**(1):1-7.

Effect of plant cultivation, phosphorus fertilization and co-existing polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on biodegradation of PAHs

ZHOU Xiao-bai*, ZHOU Ji-ti, XIANG Xue-min

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education,
Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are persistent organic pollutants with toxic, mutagenic and carcinogenic properties. Pot experiment and microplate experiments are conducted to investigate the impact of plant cultivation, phosphorus fertilization and PAHs co-existence on the removal rate of phenanthracene (PHE), pyrene (PYR) and dibenzo [a, h] anthracene (DBA). Results show that the dissipation and degraders of PHE are significantly higher than those of PYR and DBA in both pot and microplate experiments. In pot experiment, plants and higher quantity of phosphorus fertilizer increase DBA dissipation. Different interactions are obtained among the co-existing PAHs. The results show that co-existence of different PAH compounds can lead to synergistic co-metabolism (PHE enhanced DBA degradation), no co-metabolism (PYR and DBA) and inhibition of PAH degradation (PYR inhibited PHE+DBA degradation). The positive effect of PHE on DBA dissipation decreases with time course, which is probably due to the decrease of PHE concentration or the toxicity and accumulation of DBA degradation products in the substrate.

Key words: plant; phosphorus fertilizer; co-existing PAHs; biodegradation