

土壤 pH、水分及温度对长期污染土壤中 苯并[a]芘动态变化的影响初探^①

付登强^{1,2}, 滕应¹, 骆永明^{1,2*}, 孙明明^{1,2}, 李士杏^{1,2}, 李振高¹

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008;

2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 以受多环芳烃长期污染农田土壤中苯并[a]芘(B[a]P)为研究对象, 采用室内模拟试验研究了 pH、水分和温度对土壤中 B[a]P 的动态变化的影响。结果表明, 供试污染土壤中 B[a]P 能被土著微生物快速去除, 其消减过程受到 pH、水分和温度的影响。初始 pH 为 4.6、5.9 和 7.3 的泥浆中 B[a]P 在 7 天内的去除率分别为 43.8%、37.8% 和 14.0%。在土壤水分分别为 22%、43%、65% 和 87% 田间持水量, 温度为 28℃ 条件下培养 80 天后土壤中 B[a]P 的去除率分别为 42.5%、96.6%、96.3% 和 34.3%。在土壤 pH 为 4.5, 土壤水分分别为 60%±5% 田间持水量, 温度为 25℃ 和 40℃ 条件下土壤中 B[a]P 的半衰期分别为 33 天和 16 天。可见, pH、水分和温度等环境条件对土壤中 B[a]P 的消减过程具有明显的影响, 可通过人为调控强化 B[a]P 污染土壤的生物修复。

关键词: 土壤; 苯并[a]芘; pH; 水分; 温度

中图分类号: X53

国际能源署(International Energy Agency)新公布的数据显示, 在经济多年迅猛增长的推动下, 中国已经超越美国成为全球最大的能源消耗国^[1]。大量化石燃料的使用导致大量具有“三致效应”的多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)向环境排放。据国内研究人员的预测, 目前我国的 PAHs 年排放量已经超过 10 000 t^[2]。PAHs 经大气沉降、污水灌溉和秸秆燃烧等途径进入土壤并不断积累, 成为威胁土壤环境质量、农产品安全和人体健康的一颗定时炸弹^[3]。我国相关部委对此高度重视, 并启动了 863 计划等国家重点项目对 PAHs 污染农田土壤生物修复开展了相关研究^[4-6]。

土壤环境中危害最严重的 PAHs 是苯并[a]芘(Benzo[a]pyrene, B[a]P), 其致癌毒性常占到 PAHs 总致癌毒性的 50% 以上^[7-9], 因而去除 B[a]P 是 PAHs 污染土壤修复研究的重点。生物修复具有费用低, 不产生二次污染的优点, 已经成为国内外研究的热点, 颇具发展潜力^[10-12]。利用土著微生物原位或异位修复是 PAHs 污染土壤生物修复的重要途径之一。国内外

报道的具有降解 B[a]P 的微生物已有数十种, 对 B[a]P 的代谢途径也提出了多种假设^[13-15]。如一些真菌分泌的胞外木质素分解酶可通过单加氧方式将 B[a]P 氧化为环氧化物; 细菌则主要通过双加氧酶作用将 B[a]P 转化为容易利用的羧酸。研究发现利用降解菌处理新加入土壤中的 B[a]P 可取得较好的降解效果^[16-17], 但对于长期污染土壤中 B[a]P 的去除, 至今还未取得较为理想的结果^[18-19], 其主要的的问题在于生物修复的周期长且效果不稳定。由于土壤性质和环境条件的复杂性影响 B[a]P 的生物有效性^[13-14], 探讨污染土壤中 B[a]P 降解的关键影响因子与调控目标, 是 B[a]P 污染土壤生物修复急需解决的问题。鉴此, 本文拟通过室内模拟试验, 研究 pH、水分和温度对污染土壤中 B[a]P 的土著微生物降解的影响, 旨在为研发 PAHs 污染农田土壤的高效生物修复技术提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤 采自长江三角洲地区某 PAHs 复

^①基金项目: 国家高技术研究发展计划(863 计划)项目(2007AA061101)、中国科学院知识创新工程项目(KSCX2-YM-G071)和江苏省自然科学基金项目(BK2009016)资助。

* 通讯作者(ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 付登强(1982—), 男, 四川简阳人, 博士研究生, 主要从事土壤环境生物修复方面研究。E-mail: dqfu@issas.ac.cn

合污染农田表层土壤(0~15 cm), 土壤类型为水稻土, 土地利用方式为菜地。土壤样品风干, 拣出杂质, 过 10 目筛后备用。土壤基本理化性质为: 田间持水量 (field water capacity, FWC) 为 461 g/kg, 有机质 23.4 g/kg, 全氮 1.44 g/kg, 全磷 0.86 g/kg, 全钾 12.3 g/kg, 阳离子代换量 15.6 cmol/kg, pH 值 4.5, B[a]P 含量为 1 176 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

1.1.2 主要仪器设备 恒温培养箱、冷冻干燥机、索氏提取系统、旋转蒸发仪、氮吹仪、日本岛津 Class-vp 高效液相色谱分析系统 (配 RF-10A XL 荧光检测器, OTO-10A SVP 柱温箱, LC-10AT 二元梯度泵)。

1.1.3 主要试剂 B[a]P 标准样品购自美国 Sigma 公司, 纯度 >97%, 乙腈购自美国 Tedia 公司, HPLC 级。分析纯的二氯甲烷 (上海强顺)、环己烷 (上海试四赫维)、正己烷 (国药集团) 使用前用全玻璃重蒸系统进行重蒸。

1.2 试验方法

1.2.1 不同 pH 处理实验 称取供试土壤 10.0 g (过 10 目筛的风干土) 于 150 ml 玻璃三角瓶中, 加入蒸馏水 50 ml, 用 0.50 mol/L 的 NaOH 溶液调节初始 pH 为: 4.6、5.9 和 7.3。塞上硅胶塞后放置于 28 $^{\circ}\text{C}$ 恒温振荡培养箱中 150 r/min 避光振荡培养。以加 NaN_3 (1 000 mg/L) 灭菌处理为对照, 每个处理重复 4 次。分别在第 7 和 14 天取样, 泥浆全部转移到 100 ml 离心瓶中, 4 000 r/min 离心 30 min, 上清液过 0.22 μm 滤膜后用高效液相色谱分析水相中 B[a]P 的含量; 离心后的土壤样品经冷冻干燥后过 60 目筛, 4 $^{\circ}\text{C}$ 保存供 B[a]P 的分析。

1.2.2 不同水分处理实验 土壤水分设 4 个水平: 分别为 22%、43%、65% 和 87% FWC。称取供试土壤 50.0 g 于 150 ml 玻璃三角瓶中, 加入所需量的蒸馏水混匀后放置于 28 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养箱中避光培养。每个处理 3 次重复。在培养第 10、20、30、50 和 80 天取样, 样品经冷冻干燥后过 60 目筛, 4 $^{\circ}\text{C}$ 保存供 B[a]P 的分析。

1.2.3 不同温度处理实验 温度设 2 个水平: 25 $^{\circ}\text{C}$ 和 40 $^{\circ}\text{C}$, 用于模拟春秋季节和盛夏季节的自然环境温度。称取 100.0 g 供试土壤, 加入 20.0 ml 蒸馏水, 混匀后装入 250 ml 玻璃三角瓶, 再用滴管滴加 5.0 ml 蒸馏水, 塞上硅胶塞, 分别在温度为 25 $^{\circ}\text{C}$ 、40 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养箱中避光培养, 每个处理设 3 次重复。在培养第 10、20、40 和 60 天取样, 样品经冷冻干燥后过 60 目筛, 4 $^{\circ}\text{C}$ 保存供 B[a]P 的分析。

1.2.4 土壤中 B[a]P 的分析 土壤中 B[a]P 的提取与净化方法参见文献[7], 主要步骤如下: 称取过 60 目的土壤样品 2.0 g, 用 60 ml 二氯甲烷在 53 $^{\circ}\text{C}$ 下连续提取 24 h。然后将收集的二氯甲烷用旋转蒸发仪蒸发至干, 加入 2.0 ml 环己烷溶解, 吸取环己烷溶液 0.50 ml 过 1.0 g 硅胶柱。用 1:1 (v:v) 正己烷和二氯甲烷混合液进行洗脱, 首次 1.0 ml 洗脱液弃去, 再接 2.0 ml 洗脱液于刻度试管中, 用高纯氮气吹干。加 2.0 ml 乙腈溶解后用高效液相色谱测定 B[a]P 的含量。

高效液相色谱分析条件: 色谱柱为岛津 VP-ODS 150 \times 4.6, 流动相为乙腈和水, 流速为 0.8 ml/min, 梯度洗脱程序为: 乙腈的初始体积分数为 80%, 终点体积分数为 100%, 洗脱时间为 20 min, 柱温 30 $^{\circ}\text{C}$, 进样量 20 μl , 激发波长 296 nm, 检测波长 404 nm, 外标法定量。方法检出限小于 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$, 在 1.0 ~ 1 000 $\mu\text{g}/\text{L}$ 范围内线性良好。

1.2.5 土壤细菌、真菌和放线菌数量测定 采用平板计数法^[20]。

2 结果与分析

2.1 灭菌与泥浆处理对污染土壤中 B[a]P 消减的影响

泥浆反应 14 天后, 灭菌对照土壤中 B[a]P 含量为 (1 174 \pm 32) $\mu\text{g}/\text{kg}$, 未灭菌处理土壤中 B[a]P 含量为 (375 \pm 6) $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。灭菌和未灭菌处理土壤中 B[a]P 的去除率分别为 0.17% 和 68.1%。泥浆离心所得上清液中 B[a]P 含量低于方法检出限 (<0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$)。用叠氮化钠 (1 000 mg/kg) 灭菌后, 土壤中 B[a]P 的含量变化不明显。Cheng 等^[21]在研究土壤中菲和芘的降解时, 加入叠氮化钠抑制土壤微生物代谢活性, 60 天的处理后土壤中菲和芘的损失分别为 1.5% 和 2.6%, 未灭菌处理则为 96% 和 46%。可见, 土壤中 PAHs 的减少主要是土著微生物降解的结果。

2.2 pH 对污染土壤中 B[a]P 消减的影响

供试土壤对酸碱有一定的缓冲性, 泥浆反应的 3 个处理加入 NaOH (0.5 mol/L) 溶液的量分别为 0.0、0.4 和 1.0 ml, 初始 pH 值分别为 4.6、5.9 和 7.3, 第 7 天时泥浆 pH 值分别为 4.7、5.3 和 6.1, 第 14 天时泥浆 pH 值分别为 4.7、5.2 和 6.1。从第 7 天到第 14 天, 泥浆 pH 值变化较小, 形成稳定的酸碱梯度。

在 14 天的泥浆反应过程中, 各处理土壤中的 B[a]P 含量都有了明显的减少 (表 1)。加入 NaOH 溶液提高泥浆 pH 值, 对 B[a]P 的消减产生了抑制作用, 随 NaOH 溶液用量加大, 抑制作用越明显。

表 1 土壤中 B[a]P 去除率

Table 1 Degradation rate of B[a]P in soil

泥浆初始 pH	B[a]P 去除率 (%)	
	第 7 天	第 14 天
4.6	43.8 ± 3.2 a	68.1 ± 7.9 a
5.9	37.8 ± 1.3 b	62.6 ± 4.0 a
7.3	14.0 ± 7.9 c	27.0 ± 0.5 b

注：同列不同字母代表不同处理在 $P < 0.05$ 水平上差异显著。

土壤 pH 表征土壤的酸碱度，是土壤的重要性质之一，在以上研究中，通过加入 NaOH 溶液提高泥浆 pH 值对土壤中 B[a]P 的消减产生了抑制作用。pH 值影响土壤中 B[a]P 的消减可能有以下几方面的原因：首先，pH 影响了土壤中 B[a]P 的化学行为。B[a]P 的化学性质非常稳定，具有很强的疏水性，25 °C 下在水中的溶解度只有 1.62 $\mu\text{g/L}$ ，有机碳分配系数 (K_{oc}) 为 5.87×10^5 ^[22]，在土壤中主要与有机质组分（腐殖质）结合^[23]。pH 通过影响土壤有机质的存在状况，进而影响 B[a]P 的存在状况。腐殖质胶体一般带负电，pH 升高，腐殖物质解离的 H^+ 增多，极性增强，对 B[a]P 亲和力减弱，降低 B[a]P 的质传速率，降低其被微生物利用的机会。相反，降低 pH 有助于 B[a]P 在腐殖物质胶体上的吸附，加快其被微生物利用速率。康耘等^[24]的研究表明，pH 值的降低（酸性条件）可显著促进 B[a]P 等高环 PAHs 在土壤中的迁移。其次，pH 影响了土壤微生物活性。土壤微生物组成与活性也会受 pH 值的影响。在本文试验中，采用平板计数测定了第 7 天泥浆中的微生物数量，结果显示：pH 4.7 和 6.1 的泥浆中，细菌数量分别为 $(0.7 \pm 0.2) \times 10^6$ CFU/ml 和 $(16.7 \pm 8.1) \times 10^6$ CFU/ml，真菌数量分别为 $(2.1 \pm 0.4) \times 10^4$ CFU/ml 和 $(2.0 \pm 0.7) \times 10^4$ CFU/ml，放线菌数量分别为 $(1.2 \pm 0.6) \times 10^4$ CFU/ml 和 $(0.5 \pm 0.1) \times 10^4$ CFU/ml。pH 值提高后，泥浆中不同微生物的数量出现了不同的变化，细菌数量显著增加，真菌数量变化不明显，放线菌的数量明显减少。有关土壤中微生物种类和数量的变化与 B[a]P 消减的关系有待进一步的研究。另外，pH 影响有机酸等 B[a]P 的共代谢底物浓度。有机酸为多环芳烃的主要中间产物，在酸性土壤中存在各类酸性物质可以作为 B[a]P 的共代谢底物，导致 B[a]P 的消减，随着土壤 pH 的升高，土壤中存在有机酸减少，微生物不能很好地利用共代谢底物，表现出 B[a]P 去除率降低^[25]。

2.3 水分对污染土壤中 B[a]P 消减的影响

在不同水分条件下土壤中 B[a]P 的含量动态变化如图 1 所示。在低水分（22% FWC）和高水分（87% FWC）条件下，土壤中 B[a]P 的消减速率显著低于土壤水分为 43% FWC 和 65% FWC 的处理。培养 80 天后，22%、43%、65% 和 87% FWC 水分条件下土壤中 B[a]P 的去除率分别为 42.5%、96.6%、96.3% 和 34.3%。不同水分条件下土壤 B[a]P 残留量与培养时间的关系可以用一元线性方程： $y = ax + b$ (y 代表土壤 B[a]P 残留量 ($\mu\text{g/kg}$), x 代表培养时间 (d)) 较好地拟合，拟合结果见表 2。

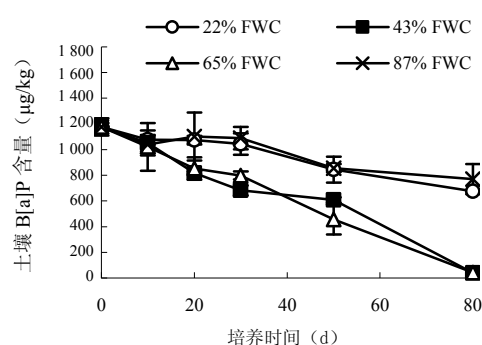


图 1 不同含水量下土壤中 B[a]P 含量动态变化

Fig. 1 Dynamics of B[a]P contents in soils under different moisture contents

表 2 不同含水量下土壤 B[a]P 消减过程的拟合结果

Table 2 Regression of degradation of B[a]P in soils under different moisture contents

土壤水分	a	b	R^2	半衰期 $T_{0.5}$ (d)
22% FWC	-6.23	1179	0.969	93
43% FWC	-13.46	1156	0.965	43
65% FWC	-14.05	1170	0.995	41
87% FWC	-5.015	1165	0.869	109

土壤水分条件对 B[a]P 去除的影响可能有以下几个方面原因：①影响土壤的氧气状况和氧化还原电位；②影响 B[a]P 的生物有效性；③影响土壤微生物区系。据报道，B[a]P 的微生物降解主要在好氧条件下进行，细菌启动双加氧酶将氧分子中的两个氧原子同时结合进入苯环分子产生二氧化合物中间体，继而氧化为顺式-二氢二醇 B[a]P 和三羟基化合物，然后再转化为细胞蛋白质，或者转化为二氧化碳和水；真菌通过分泌单加氧酶将氧分子中的一个氧原子引入苯环产生环氧化合物中间体，然后通过水分子的加入形成反式-二氢二醇 B[a]P 和酚类^[15,27-28]。水分含量过低，土壤微生物

的代谢活动受到抑制, B[a]P 的降解受到抑制。水分含量过高, 土壤孔隙减少, 土壤中的空气含量减少, B[a]P 的好氧降解受到抑制。邹德勋等^[26]的研究也发现, 在淹水条件下土壤中 B[a]P 的去除率更低。

2.4 温度对污染土壤中 B[a]P 去除的影响

在土壤水分为 (60% ± 5%) FWC, 温度为 25°C 和 40°C 条件下土壤中 B[a]P 的消减过程可以分为 3 个阶段 (图 2): 启动期、快速消减期和平台期。由于试验采用的土壤是风干保存的 PAHs 长期污染土壤, 试验开始后土壤中的微生物需要一段时间的活化, 这段时间称为启动期。经过活化阶段的微生物代谢活动加强, 土壤中 B[a]P 作为碳源之一被利用, 在一定的范围内, 提高温度, 通常会提高酶的活性及其酶促反应的速率, 25°C 下 40 天左右 B[a]P 快速去除, 40°C 下 20 天左右 B[a]P 快速去除。随着 B[a]P 含量的减少, 其生物有效性降低, 难以被微生物利用, B[a]P 的消减过程逐渐停止, 进入平台期。60 天的恒温处理, 25°C 和 40°C 下, 土壤 B[a]P 分别去除了 86.1% 和 90.6%。

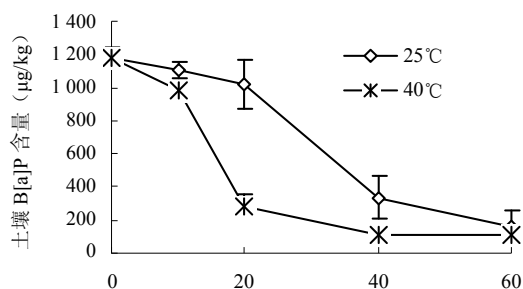


图2 不同温度下土壤中 B[a]P 含量的动态变化

Fig. 2 Dynamics of B[a]P contents in soils under different temperatures

采用 Boltzmann 方程:

$$y = \frac{A_1 - A_2}{1 + e^{(x-x_0)/dx}} + A_2$$

对两个温度条件下土壤中 B[a]P 的消减过程进行了成功的拟合 (表 3)。A₁ 代表 B[a]P 的初始含量, A₂ 代表 B[a]P 的终含量, A₂ 越小, 反应进行得越彻底, x₀ 为消减过程发生一半时的所需时间 (天), dx 为反应速率常数, dx 越小, 反应越快。根据拟合方程可以计算出两个温度条件下 B[a]P 消减的半衰期 (T_{0.5}), 25°C 下 B[a]P 的半衰期为 33 天, 40°C 下 B[a]P 的半衰期为 16 天。

温度对土壤中 PAHs 的去除有显著影响, 但 PAHs 单体之间存在一定的差异。孙铁珩等^[29]研究了萘、厄

表3 不同温度下土壤 B[a]P 消减过程拟合结果

Table 3 Regression of degradation of B[a]P in soils under different temperatures

温度 (°C)	A ₁	A ₂	x ₀	dx	R ²	半衰期 T _{0.5} (d)
25	1 165	153	31	6	0.995	33
40	1 187	112	15	3	0.999	16

稀、芴、菲、萤蒽、芘、苯[a]蒽和屈等 8 种 PAHs 在不同温度 (20°C、30°C 和 40°C) 下的消减过程, 认为 40°C 条件下 PAHs 去除更快。Coover 等^[30]研究了温度对农田土壤中 16 种 PAHs 的去除的影响, 240 天的试验过程中, B[a]P 的去除率很低, 3 个温度处理 (10°C, 20°C 和 30°C) 之间差异不显著。在本文的试验中, 温度的提高加快了土壤中 B[a]P 的消减过程。该结果与 Coover 等^[30]的研究结果不一致, 主要原因可能是本研究采用的是 PAHs 长期污染土壤, 经过长期的适应, 土壤中富集了大量的对 B[a]P 具有降解功能的微生物, 且这些微生物的活性在 40°C 下比 25°C 下更高。而 Coover 等^[30]的研究采用的是未经老化的土壤, 缺少对 B[a]P 具有降解功能的微生物, 所以 B[a]P 的去除率很低, 温度的影响也不明显。

3 结论

在土壤微生物的作用下, 长期污染土壤中 B[a]P 快速消减, 此消减过程受到土壤 pH 值、水分和温度等环境因素的影响。低 pH 值的污染土壤中 B[a]P 更容易去除, 提高土壤 pH 值会抑制 B[a]P 的消减过程; 水分过高或过低不利土壤中 B[a]P 的去除, 在水分为 41%~65% FWC 条件下土壤中 B[a]P 去除较快; 在 40°C 条件下土壤中 B[a]P 的消减速率比 25°C 条件下快, 适当提高环境温度可促进土壤中 B[a]P 的去除。

参考文献:

- [1] Stromverbrauch. China droht Energieschock. [2010-07-21]. <http://www.ftd.de/politik/international/stromverbrauch-china-droht-energieschock/50146308.html>
- [2] 许姗姗, 许明珠, 刘文新, 陶澍. 全国多环芳烃排放的时空变异特征. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 1 084-1 088
- [3] 丁克强, 骆永明. 多环芳烃污染土壤的生物修复. 土壤, 2001, 33(4): 169-178
- [4] 刘魏魏, 尹睿, 林先贵, 张晶, 陈效民, 李占胜, 李焯楨, 肖艳平. 多环芳烃污染土壤的植物-微生物联合修复初探. 土壤, 2010, 42(5): 800-806
- [5] Zhang J, Yin R, Lin XG, Liu WW, Chen RR, Li XZ. Interactive

- effect of biosurfactant and microorganism to enhance phytoremediation for removal of aged polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. *Journal of Health Science*, 2010, 56(3): 257-266
- [6] 刘增俊, 滕应, 骆永明, 李振高. 噻氨副球菌 HPD-2 对苯并[a]芘的降解特性及代谢途径初探. *土壤*, 2010, 42(4): 674-677
- [7] 倪进治, 骆永明, 魏然, 李秀华, 钱薇. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究 V. 典型地区农业土壤中多环芳烃的污染状况及其源解析. *土壤学报*, 2008, 45(2): 234-239
- [8] Ping LF, Luo YM, Zhang HB, Li QB, Wu LH. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in thirty typical soil profiles in the Yangtze River Delta region, east China. *Environmental Pollution*, 2007, 147, 358-365
- [9] 葛成军, 安琼, 董元华. 钢铁工业区周边农业土壤中多环芳烃 (PAHs) 残留及评价. *农村生态环境*, 2005, 21(2): 66-69, 73
- [10] 朱遐. 生物修复的研究和应用现状及发展前景. *生物技术通报*, 2006(5): 30-32
- [11] Johnson AR, Wick LY, Harms H. Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*, 2005, 133: 71-84
- [12] Warith MA, Ferehner R, Fernandes L. Bioremediation of organic contaminated soil. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 1992, 9(2): 137-147
- [13] 郑天凌, 骆苑蓉, 曹晓星, 黄栩, 胡忠, 田蕴. 高分子量多环芳烃—苯并[a]芘的生物降解研究进展. *应用与环境生物学报*, 2006, 12(6): 884-890
- [14] Albert LJ, Ravendra N. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: A review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2000, 45: 57-88
- [15] Peng RH, Xiong AS, Xue Y, Fu XY, Gao F, Zhao W, Tian YS, Yao QH. Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons. *Federation of European Microbiological Societies Microbiology Review*, 2008, 32: 927-955
- [16] 苏丹, 李培军, 鞠京丽. 六株真菌对土壤中芘和苯并芘的降解及其动力学. *中国环境科学*, 2006, 26(2): 188-191
- [17] 苏丹, 李培军, 王鑫, Verkhovzina VA. 混合菌固定化及其对土壤中芘和苯并芘的降解. *辽宁工程技术大学学报*, 2007, 26(3): 461-463
- [18] May AR, Schroder P, Sandermann JH. Ex-situ process for treating PAH-contaminated soil with *Phanerochaete Chrysosporium*. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31: 2 626-2 633
- [19] Atlas RM, Glaser JA, Evans JW, Lamar RT. Field evaluation of the lignin-degrading fungus *Phanerochaete sordido* to treat creosote-contaminated soil. *Environmental Science & Technology*, 1993, 27: 2 572-2 576
- [20] 李振高, 骆永明, 滕应. *土壤与环境微生物研究法*. 北京: 科学出版社, 2008
- [21] Cheng KY, Lai KM, Wong JWC. Effects of pig manure compost and nonionic-surfactant Tween 80 on phenanthrene and pyrene removal from soil vegetated with *Agropyron elongatum*. *Chemosphere*, 2008, 73: 791-797
- [22] The University of Tennessee. Chemical Toxicity Values of B[a]P. [2010.10.25]. http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem
- [23] Ni JZ, Luo YM, Wei R, Li XH. Distribution patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons among different organic carbon fractions of polluted agricultural soils. *Geoderma*, 2008, 146(1/2): 277-282
- [24] 康耘, 葛晓立. 土壤 pH 值对土壤多环芳烃纵向迁移影响的模拟实验研究. *岩矿测试*, 2010, 29(2): 123-126
- [25] 丁克强, 王奎武, 薛云波, 张虹, 王臻. 土壤中多环芳烃的降解与土壤酸度及微生物的关系. *南京工程学院学报(自然科学版)*, 2006, 4(4): 9-14
- [26] 邹德勋, 骆永明, 滕应, 平立凤, 刘五星, 李振高. 多环芳烃长期污染土壤的微生物强化修复初步研究. *土壤*, 2006, 38(5): 652-656
- [27] Kanaly RA, Harayama S. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. *Journal of Bacteriology*, 2000, 182(8): 2 059-2 067
- [28] Moody JD, Fu PP, Freeman JP, Cerniglia CE. Degradation of benzo[a]pyrene by *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1. *Applied Environmental Microbiology*, 2004, 70: 13-19
- [29] 孙铁珩, 宋玉芳, 许华夏, 王鸿雁. 污染土壤中多环芳烃生物降解的调控研究. *应用生态学报*, 1998, 9 (6): 640-644
- [30] Coover PM, Sims RC. The effect of temperature on polycyclic aromatic hydrocarbon persistence in an unacclimated agricultural soil. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 1987, 4(1): 69-83

An Approach to Effects of Soil pH, Moisture and Temperature on Dynamics of Benzo[a]pyrene in Long-term Contaminated Soil

FU Deng-qiang^{1,2}, TENG Ying¹, LUO Yong-ming^{1,2}, SUN Ming-ming^{1,2}, LI Shi-xing^{1,2}, LI Zhen-gao¹

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The effects of soil pH, soil moisture and environmental temperature on the dynamics of benzo[a]pyrene (B[a]P) in long-term contaminated farm land soil were investigated by indoor cultivation. The results showed that B[a]P in soil could be degraded by indigenous microorganisms and the process was influenced greatly by soil pH, soil moisture and environmental temperature. B[a]P in soil was degraded by 43.8%, 37.8% and 14.0% respectively within 7 days' slurry reaction under the conditions of initial pH values of 4.6, 5.9 and 7.3. B[a]P degradation rates were 42.5%, 96.6%, 96.3% and 34.3% within 80 days' incubation under 28°C with soil moisture of 22%, 43%, 65% and 87% of field water capacity (FWC). The half-time of B[a]P in soil were 33 days and 16 days under the environmental temperature of 25°C and 40°C, while soil pH was 4.5 and soil moisture was 60% ± 5% of FWC. Therefore, environmental conditions such as soil pH, soil moisture and environmental temperature affected the biodegradation of B[a]P in soil greatly and the degradation of B[a]P could be enhanced by environmental regulation.

Key words: Soil, Benzo[a]pyrene, pH, Moisture, Temperature