

铅和苯并[a]芘混合污染酸性土壤上黑麦草生长 及对污染物的吸取作用*

邢维芹 骆永明[†] 吴龙华 宋 静 滕 应 李振高

(中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008)

摘 要 设置铅(Pb)处理浓度为 0、500、1 000、2 000 mg kg⁻¹(烘干土计), 苯并[a]芘(B[a]P)处理浓度为 0、12.5、25、50 mg kg⁻¹(烘干土计), 完全组合设计, 对每一处理通过种植和不种植黑麦草盆栽试验, 研究了 B[a]P 和 Pb 混合污染酸性红砂土上黑麦草(*Lolium perenne* L.) 的生长及对污染物积累的吸取作用。试验表明, 铅是抑制黑麦草株高和产量的主要因素, 在低 Pb 处理浓度下, B[a]P 对黑麦草生长有一定的促进作用。在试验 61 d 内, 黑麦草吸收的铅占土壤铅添加量的 4.7%, 黑麦草吸收的 B[a]P 占土壤 B[a]P 添加量的 0.023%; 种植黑麦草的土壤 B[a]P 残留率平均为 42.6%; 而未种植黑麦草的土壤 B[a]P 平均残留率为 50.9%。该研究结果表明, 当 Pb-B[a]P 混合污染土壤时, 在一定的浓度范围内黑麦草能吸收土壤中的 Pb 和 B[a]P, 黑麦草对 Pb-B[a]P 混合污染土壤有一定的吸取修复作用。

关键词 黑麦草; 土壤; 修复; 铅; 苯并[a]芘

中图分类号 X171 **文献标识码** A

重金属与持久性有机污染物对土壤的污染一直受到研究者的重视。对单一重金属或多环芳烃污染土壤的研究工作已较深入^[1~3]。已有研究报道^[4~8]可通过植物体对重金属的吸收而降低土壤中污染重金属的浓度; 对于多环芳烃污染土壤, 也可通过植物根系分泌物和残留物, 增加土壤的微生物的数量和活性, 促进土壤中污染物的降解。但对于施用河湖湖泊底泥、污水灌溉的农田土壤以及工矿企业附近的土壤中出现的多环芳烃(PAHs)与重金属(如铬、铅)混合污染的研究报道并不多见。

土壤在受重金属和 PAHs 混合污染情况下, 一方面土壤微生物活性会受到来自重金属和多环芳烃两类污染物的影响, 土壤微生物对 PAHs 的降解很可能会受到重金属的影响。另一方面 PAHs 是亲脂性污染物, 易与土壤有机质和黏粒结合而导致其生物有效性降低, 因此, 土壤有机质和黏粒含量会影响土壤中 PAHs 去除和这类污染物在土壤中转化^[9~11]。已有对黑麦草根际研究表明^[12~14], 调控黑麦草的根际可增加土壤中包括五环和六环在内的

PAHs 的去除。种植黑麦草可促进红砂土中菲的降解^[15]。

因此, 本研究选取我国南方地区广泛分布的酸性红砂土, 其有机质和黏粒含量低, 通过盆栽试验, 研究在不同浓度的五环多环芳烃苯并[a]芘(B[a]P)和 Pb 混合污染红砂土上黑麦草生长及其对污染物的吸取作用。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为江西鹰潭旱地红砂土(0~20 cm), 其基本性状为: 有机碳 2.88 g kg⁻¹; 全氮(N) 0.71 g kg⁻¹; 全磷(P) 0.72 g kg⁻¹; 全铅(Pb) 12.0 mg kg⁻¹; DTPA-Pb 0.15 mg kg⁻¹; pH(H₂O) 5.0; 阳离子代换量(CEC) 2.19 cmol kg⁻¹; 砂粒、粉粒和黏粒含量分别为 57.9%、26.9%和 15.2%(V/V)。土壤 B[a]P 含量为 6.33 μg kg⁻¹。

供试植物为黑麦草(*Lolium perenne* L.), 品种

* 国家自然科学基金重点项目(40432005)、国家重点基础研究发展规划项目(2002CB4108010/9)、中国科学院知识创新项目(kzcx2-yw-404, CXID-Z2005-4)共同资助

[†] 通讯作者, E-mail: ymluo@issas.ac.cn

作者简介: 邢维芹(1972~), 女, 河南安阳人, 博士, 主要从事土壤污染和修复研究, 现在河南工业大学化学化工学院工作。E-mail: weiqinxing@yahoo.com.cn

收稿日期: 2006-06-21; 收到修改稿日期: 2007-11-18

Abundant, 购自江苏省农业科学院。

供试试剂 B[a]P 为美国 Sigma 公司产品, 纯度 99%; $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 为国产分析纯试剂。

试验盆钵为棕色塑料盆, 上口直径 11.5 cm, 下口直径 8.0 cm, 高 10.0 cm, 底上有孔。

1.2 试验设计及管理

试验共设 16 个处理: B[a]P 0、12.5、25、50 mg kg^{-1} (烘干土计), 分别标记为 A1、A2、A3 和 A4; Pb 0、500、1 000、2 000 mg kg^{-1} (烘干土计), 分别标记为 B1、B2、B3 和 B4。完全组合成 16 个处理, 每处理重复 3 次, 共 48 盆。同时对应每一处理设不种植物的对照, 重复 2 次, 共 16 盆。

1.2.1 试验土样处理 称基施尿素 (N 0.15 g kg^{-1} 干土) 的风干土 0.5 kg ($< 2 \text{ mm}$, 相当于烘干土 0.491 kg), 放于塑料袋中, 根据所设 Pb 浓度加入 0~20 ml $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 水溶液; 对于 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 水溶液用量小于 20 ml 的处理, 为了弥补因 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液用量不同造成氮素差异, 用 NH_4NO_3 溶液定容至 20 ml 后, 与土样充分混合, 敞开口晾干。根据 B[a]P 设计用量加入 B[a]P 的丙酮溶液 0~20 ml; 对于用量小于 20 ml 的, 用丙酮定容至 20 ml 后, 与土样充分混合, 敞开口让丙酮挥发干净。

1.2.2 种子发芽 黑麦草种子先用 30% 的 H_2O_2 浸泡 20 min, 再用蒸馏水清洗多遍后放于蒸馏水浸湿的干净纱布上, 再在上面蒙上一层纱布, 置于暗处, 等种子露白后播种。

1.2.3 盆栽试验 土样装盆前先在盆底铺一层塑料纱网, 上面铺一张滤纸。盆中央埋入一根长约 10 cm 的 PVC 管, 下端管口距盆底约 3 cm, 通过此管浇灌。将上述处理土样静止 10 d 后装盆, 每袋预留约 25 g, 其余装入盆中, 灌水至田间持水量的 85%, 播入 25 粒种子, 覆上预留干土, 再在土表覆约 50 g 干净石英砂, 防止水分蒸发过快。播种后放于暗处, 种子发芽后移至控温、控光的生长室内。试验期间, 加重蒸水使土壤水分维持在田间持水量的 60%, 生长室内昼夜温度各为 25、20, 光照强度为 4 500~7 300 lux, 每天光照 10 h。出苗 15 d 后将每盆定苗为 15 株。播种 61 d 后收获。

1.2.4 样品采集 将黑麦草植株分地上部与根系收获, 用蒸馏水洗净晾干后称取鲜重, 在 50 下烘干称取干重。烘干的植物样用玛瑙研钵磨细, 过 100 目尼龙筛, 放于冰箱(4)中备用。每一对照处理采取 3 份土样, 样品在室温下风干后, 用玛瑙研钵磨细, 过 100 目尼龙筛, 放于冰箱(4)中备用。

1.3 测定项目及方法

植物、土壤 Pb 含量测定: 植物样品用王水消化, 土样用王水-高氯酸法消化, 原子吸收分光光度仪 (Varian FS200) 测定^[16]。

植物、土壤 B[a]P 含量测定: 有机溶剂超声提取, HPLC (Shimadzu Class-VP5X) 测定, 具体步骤见参考文献[17], 测定方法的回收率在 80%~96%。

1.4 数据处理

每处理的测定结果为 3 个重复的平均值, 用 PLSD 法进行方差分析。除特别说明外, 相关分析用 48 个种植物处理的两个性状进行。

文中对于地上部和根系之和统称为植株, 以区别于地上部、根系。

2 结果与分析

2.1 Pb 与 B[a]P 混合污染对黑麦草株高和产量的影响

表 1 是不同 Pb 、B[a]P 浓度处理下黑麦草的株高和干物质产量。对不同 Pb 用量和 B[a]P 用量下株高进行分析表明, 不同 Pb 水平处理间株高差异极显著 ($p < 0.01$), 不同 B[a]P 用量间株高差异显著 ($p < 0.05$)。分别将 Pb 用量、B[a]P 用量与株高进行相关分析, 前者与株高的相关系数的绝对值远大于后者, 前者的相关系数显著性达到 0.05 显著水平, 而后者未达到 0.05 显著水平。同时 F 检验表明 Pb 和 B[a]P 之间的互作也未达到 0.05 的显著水平。表明在本试验浓度范围内, Pb 和 B[a]P 混合污染土壤中 Pb 是影响黑麦草株高的主要因素。

在试验设置处理水平下, 黑麦草植株干重受 Pb 和 B[a]P 影响显著, 且 Pb 对植物干重的影响远大于 B[a]P 影响。高浓度 Pb 处理极大地抑制了植物的生长, 当 Pb 用量在 1 000 mg kg^{-1} 和 2 000 mg kg^{-1} 时, 不同 B[a]P 用量处理的植株干重均很小, 其间已无显著差异。这是因为高 Pb 浓度下, 黑麦草生长量很小, 种壳的重量在这种情况下占植株重量的比例较大, 因此导致不同处理间植株干重差异减小。当 Pb 浓度为 0 和 500 mg kg^{-1} 时, B[a]P 处理植株干重均高于不施 B[a]P 的处理, 且 B[a]P 浓度在 25 mg kg^{-1} 时植株干重均较大, 显著高于不施 B[a]P 的处理。

各处理的植物地上部和根系干重的 F 检验表明, 不同 Pb 和 B[a]P 用量及其互作均显著影响黑麦草的地上部干重; Pb 用量也极显著影响根系干重,

但 B[a]P 及其与 Pb 的互作对根系干重的影响不显著。Pb 用量为 0 时, B[a]P 对黑麦草地上部的影响与对植株的影响规律相同。不同用量 B[a]P 下, Pb 浓度达到 500 mg kg^{-1} 以上时, 随着 Pb 用量的增加, 地上部干重显著减小, 在 1000 mg kg^{-1} 以下时, 均以与 25 mg kg^{-1} 的 B[a]P 配合的处理干重较大, 而达到 2000 mg kg^{-1} 时, 黑麦草植株有枯死现象。但同等的 Pb 浓度处理下, 不同 B[a]P 浓度处理间比较, 地上部干重差异不显著。

表 1 土壤不同 Pb-B[a]P 处理下黑麦草株高与干物质量

Table 1 Plant height and dry mass of ryegrass in soils treated with different Pb-B[a]P amounts

处理编号 Treatment No.	株高 Height (cm)	地上部干重 Shoot dry mass (g pot ⁻¹)	根系干重 Root dry mass (g pot ⁻¹)	植株干重 Plant dry mass (g pot ⁻¹)
A1B1	26.4 c	0.405 b	0.098 a	0.503 b
A2B1	27.3 bc	0.445 a	0.095 a	0.540 a
A3B1	28.2ab	0.457 a	0.111 a	0.568 a
A4B1	28.7a	0.451 a	0.113 a	0.564 a
A1B2	11.2 e	0.092 c	0.018 cd	0.110 d
A2B2	12.4de	0.094 c	0.031 bc	0.125 cd
A3B2	13.1 d	0.108 c	0.040 b	0.148 c
A4B2	12.3 de	0.102 c	0.028 bc	0.130 cd
A1B3	7.7f	0.033 d	0.026 bcd	0.059 e
A2B3	7.7 f	0.039 d	0.007 d	0.046 e
A3B3	7.8f	0.042 d	0.019 cd	0.061 e
A4B3	7.6 f	0.033 d	0.018 cd	0.050 e
A1B4	5.3 g	0.009 e	0.034 bc	0.043 e
A2B4	5.4 g	0.011 e	0.025 bcd	0.036 e
A3B4	4.7 g	0.008 e	0.036 bc	0.044 e
A4B4	5.6 g	0.012 e	0.039 b	0.051 e

注: 同一列数字后的相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平上不显著
Note: The same letter following the values in the same column means insignificant difference at $p < 0.05$ level

由此可见, 在本试验条件下 Pb 显著抑制强酸性土壤上生长黑麦草的株高和干物质产量。Pb 用量达到 500 mg kg^{-1} 时, 对黑麦草产量和株高产生明显影响。超过此浓度, 各处理植株产量差异较小。当 Pb 用量较低时, 中等浓度处理的 B[a]P 能促进黑麦草生长。

2.2 不同 Pb 和 B[a]P 浓度处理下黑麦草对 Pb 的吸收

表 2 为不同 Pb、B[a]P 浓度处理土壤上黑麦草植株对 Pb 和 B[a]P 的吸收量。

相关分析表明, 黑麦草植株 Pb 吸收量与土壤

Pb 用量间呈极显著正相关, 土壤 B[a]P 施用量、Pb - B[a]P 的互作与黑麦草植株 Pb 吸收量间的相关性未达到 0.05 的显著水平, 而植株干重与 Pb 吸收量间呈极显著负相关 ($p < 0.01$)。这一结果表明黑麦草植株 Pb 吸收量与 Pb 用量间的这种正相关来自黑麦草体内 Pb 浓度的增加, 受 B[a]P 的影响不明显。

相关分析还显示, 黑麦草地上部 Pb 吸收量与 Pb 用量间存在极显著 ($p < 0.01$) 线性相关; 根系 Pb 吸收量与 Pb 用量间的相关性也极显著; 不同 Pb 用量处理的黑麦草地上部、根系的 Pb 吸收量之间比较差异显著, 且根系中的状况较地上部更明显。表明土壤中不同 Pb 用量主要通过影响黑麦草根系的 Pb 量而影响整个植株体内的 Pb 含量, 而对地上部 Pb 含量影响相对较小。加 Pb 且种植黑麦草的 36 个处理的植株地上部铅吸收量占植株总吸收量的平均百分数为 12.5%。对比地上部和根系的 Pb 吸收量, 发现后者远大于前者, 这也说明土壤中的 Pb 主要进入黑麦草根系, 而从根系运输至地上部的比例较小。

表 2 不同 Pb 和 B[a]P 浓度处理的土壤上黑麦草植株对 Pb 和 B[a]P 的吸收量

Table 2 Uptake of Pb and B[a]P by ryegrass plants (sum of shoot and root)

处理编号 Treatment No.	铅吸收量 Pb uptake (mg pot ⁻¹)	苯并[a]芘吸收量 B[a]P uptake (μg pot ⁻¹)
A1B1	0.22 e	0.65 de
A2B1	0.12 e	5.19 bc
A3B1	1.21 de	7.05 b
A4B1	1.24 de	12.53 a
A1B2	4.71 cde	0.34 e
A2B2	10.08 cde	0.89 de
A3B2	16.45 cde	4.24 bcd
A4B2	10.01 cde	1.00 de
A1B3	23.79 c	0.19 e
A2B3	8.36 cde	2.29 cde
A3B3	22.28 cd	0.79 de
A4B3	10.39 cde	0.63 de
A1B4	54.85 b	0.20 e
A2B4	51.51 b	0.49 e
A3B4	68.96 ab	0.99 de
A4B4	83.57 a	1.18 de

注: 同一列数字后的相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平上差异不显著
Note: The same letter following the values in the same column means insignificant difference at $p < 0.05$ level

2.3 不同 Pb 和 B[a]P 浓度处理下黑麦草对 B[a]P 的吸收

黑麦草植株 B[a]P 吸收量的 F 检验结果表明,不同 Pb 用量、不同 B[a]P 用量间以及 Pb 与 B[a]P 的交互作用对植株 B[a]P 吸收量的影响均为极显著 ($p < 0.01$)。在 B[a]P 用量为 0、12.5、25 mg kg^{-1} 时,不同 Pb 用量的处理间植株 B[a]P 吸收量差异不显著,但 B[a]P 用量为 50 mg kg^{-1} 时,施 Pb 量为 0 的处理与施 Pb 量为 500、1 000 和 2 000 mg kg^{-1} 的处理植株 Pb 含量有显著差异 ($p < 0.05$)。

相关分析表明,植株 B[a]P 吸收量与干重之间存在极显著正相关 ($p < 0.01$)。表明植株干重越大,其吸收的 B[a]P 的量越大。由于 Pb 对植株生长的抑制,植株干重主要受 Pb 用量影响,植株 B[a]P 吸收量与 Pb 用量之间存在极显著线性负相关 ($p < 0.01$),说明随着 Pb 用量的增加,导致黑麦草 B[a]P 吸收量减少。

植株地上部 B[a]P 吸收量的 F 检验表明,只有 B[a]P 用量为 25 mg kg^{-1} 、Pb 用量为 500 mg kg^{-1} 的处理与其他处理差异极显著 ($p < 0.01$),其余处理间

的差异显著性均未达到 0.05 水平。说明土壤中不同 B[a]P 用量对植株地上部 B[a]P 吸收量影响较小。不同 Pb 用量处理的黑麦草根系 B[a]P 吸收量之间也有一定差异。施 Pb 量为 0 时,B[a]P 施用量越大,根系的 B[a]P 吸收量越多,并与其他所有处理间的差异达到 0.01 显著水平。其他处理间根系 B[a]P 吸收量差异未达到 0.05 显著水平。植物根系 B[a]P 吸收量与土壤 B[a]P 用量呈显著正相关 ($p < 0.05$),根系 B[a]P 吸收量与干重无显著相关性 ($p > 0.05$),表明土壤中的 B[a]P 主要通过影响根中 B[a]P 浓度而影响植物对 B[a]P 的吸收。

2.4 黑麦草对红砂土中 Pb 和 B[a]P 的吸取作用

2.4.1 对 Pb 的吸取作用 图 1 为不同 Pb 和 B[a]P 处理的红砂土中铅残留量。对种植物与未种植物的对照土壤 Pb 残留量进行成对 *t* 检验,二者之间有显著差异 ($p < 0.05$)。表明在试验条件下,种植黑麦草对 Pb-B[a]P 混合污染土壤中的 Pb 具有吸取修复效果。在 Pb 用量为 500、1 000、2 000 mg kg^{-1} 时,植物 Pb 吸收量占 Pb 施用量的比例较小,分别为 3.9%、3.6% 和 6.5%,其平均值为 4.7%。

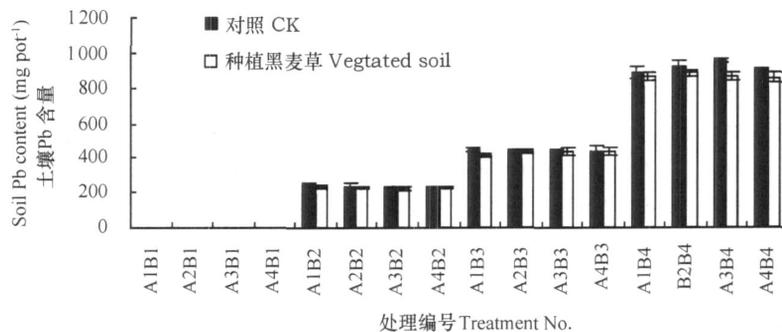


图 1 种植黑麦草后不同处理的土壤 Pb 残留量

Fig. 1 Soil Pb residue in different treatments after ryegrass planting

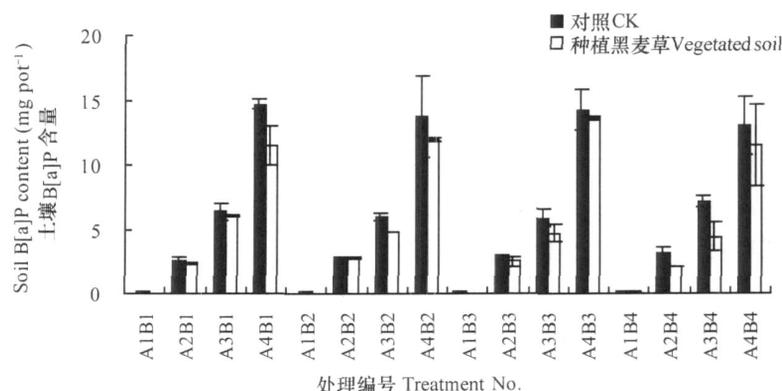


图 2 种植黑麦草后不同处理的土壤 B[a]P 残留量

Fig. 2 Soil B[a]P residue in different treatments after ryegrass planting

2.4.2 对 B[a]P 的吸取作用 从图 2 可以看出,与对照相比种植黑麦草后土壤 B[a]P 含量均有所降低。种植植物与对照之间的土壤 B[a]P 残留量存在极显著差异 ($p < 0.01$),表明种植黑麦草对 Pb-B[a]P 混合污染土壤中的 B[a]P 具有显著的吸取修复效果。在 B[a]P 用量为 12.5、25、50 mg kg⁻¹ 时,种植黑麦草的土壤中 B[a]P 的残留率分别为 38.5%、40.1%、49.2%,其平均残留率为 42.6%,而对照土壤的残留率分别为 44.9%、51.3%、56.5%,平均残留率为 50.9%。

植株中的 B[a]P 主要存在于根系中。黑麦草植株地上部 B[a]P 吸收量占植株总吸收量的百分数平均为 26.1%。在施用 B[a]P 的处理中,植株 B[a]P 吸收量占施用量的平均百分数仅为 0.023%。这表明黑麦草对混合污染土壤中 B[a]P 的吸取修复作用可能主要表现在黑麦草对土壤 B[a]P 降解的促进作用,而不是其本身对 B[a]P 的吸收。

3 结 论

通过分析可获如下初步结论:在 Pb 和 B[a]P 混合污染的酸性红砂土中,Pb 是控制黑麦草生长的主要因素。当用量达到 1 000 mg kg⁻¹ 以上时,土壤 Pb 污染严重,黑麦草株高和干物质量大幅度减少。黑麦草植株体内的 Pb 和 B[a]P 主要在根系中,地上部分含量所占的比例较小。土壤受 B[a]P 严重污染时(用量为 50 mg kg⁻¹),对黑麦草的株高和干物质量影响较小。种植黑麦草可以减少 Pb-B[a]P 混合污染土壤中 B[a]P 的残留量。

参 考 文 献

- [1] 滕应,黄昌勇,骆永明,等. 铅锌银尾矿区土壤微生物活性及其群落功能多样性研究. 土壤学报,2004,41(1):113~119. Teng Y, Huang C Y, Luo Y M, *et al.* Microbial activities and functional diversity of community in soils polluted with Pb-Zn-Ag mine tailings (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(1): 113~119
- [2] 刘凌,崔广柏. 土地生物处理过程中多环芳烃降解模型及应用. 土壤学报,2001,38(4):558~568. Liu L, Cui GB. Model of PAHs degradation in land treatment and its application (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38(4): 558~568
- [3] 丁克强,骆永明,刘世亮,等. 利用改进的生物反应器研究不同通气条件下土壤中菲的降解. 土壤学报,2004,41(2):245~251. Ding K Q, Luo Y M, Liu S L, *et al.* Study of phenanthrene degradation in soil under different aeration with modified bioreactor (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(2): 245~251
- [4] 骆永明. 金属污染土壤的植物修复. 土壤,1999,31(5):261~265,280. Luo Y M. Phytoremediation of metal polluted soil (In Chinese). *Soils*, 1999, 31(5): 261~265,280
- [5] 刘世亮,骆永明,丁克强,等. 土壤中有机污染物的植物修复研究进展. 土壤,2003,35(3):187~192. Liu S L, Luo Y M, Ding K Q, *et al.* Phytoremediation of organic pollutants in soils (In Chinese). *Soils*, 2003, 35(3): 187~192
- [6] 周启星. 混合污染生态学. 北京:中国环境科学出版社,1995. 22~25,80~90. Zhou Q X. Ecology of Combined Pollution (In Chinese). Beijing:China Environmental Science Press, 1995. 22~25,80~90
- [7] 宋玉芳,孙铁珩,张丽珊,等. 土壤-植物系统中多环芳烃和重金属的行为研究. 应用生态学报,1995,6(4):417~422. Song Y F, Sun T H, Zhang L S, *et al.* Analytical method of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil and plant samples (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1995, 6(4): 417~422
- [8] Malawska M, Wilkomirski B. An analysis of soil and plant (*Taraxacum officinale*) contamination with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the area of the railway junction Ilawa Gowna, Poland. *Water, Air Soil Pollut.*, 2001,127: 339~349
- [9] Watts R J, Udell M D, Mønsen R M. Use of iron minerals in optimizing the peroxide treatment of contaminated soils. *Water Environ. Res.*, 1993,65: 839~844
- [10] Watts R J, Dilly S E. Evaluation of iron catalysts for the Fenton-like remediation of diesel-contaminated soils. *J. Hazard. Mater.*, 1996, 51: 209~224
- [11] Bayard R, Barna L, Mahjoub B, *et al.* Influence of the presence of PAHs and coal tar on naphthalene sorption in soils. *J. Contam. Hydrol.*, 2000,46: 61~80
- [12] Binet P, Portal J M, Leyval C. Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32: 2 011~2 017
- [13] Günther T, Dornberger U, Fritsche W. Effect of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, 1996, 33: 203~215
- [14] Fang C, Radosevich M, Fuhrmann J J. Atrazine and phenanthrene degradation in grass rhizosphere soil. *Soil Biol. Biochem.*, 2001, 33: 671~678
- [15] 丁克强,骆永明,刘世亮,等. 黑麦草对菲污染土壤修复的初步研究. 土壤,2002,34(4):233~236. Ding K Q, Luo Y M, Liu S Y, *et al.* Preliminary study of remediation of phenanthrene polluted soil with ryegrass (In Chinese). *Soils*, 2002,34(4): 233~236
- [16] 中国土壤学会编. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社,1999. 487~489. Soil Science Society of China. ed. *Analytical Methods of Soil and Agricultural Chemistry* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999. 487~489
- [17] 宋玉芳,区自清,孙铁珩,等. 土壤、植物样品中多环芳烃 (PAHs) 分析方法研究. 应用生态学报,1995,6(1):92~96. Song Y F, Ou Z Q, Sun T H, *et al.* Analytical method of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil and plant samples (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1995,6(1): 92~96

GROWTH AND POLLUTANT UPTAKE OF RYEGRASS PLANTS GROWN IN A Pb-B[a]P MIXED POLLUTED ACIDIC SOIL

Xing Weiqin Luo Yongming[†] Wu Longhua Song Jing Teng Ying Li Zhengao

(Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, State Key Laboratory of Soil and Sustainable
Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Plant growth and pollutants uptake by ryegrass (*Lolium perenne* L.) grown in a Pb and B[a]P polluted acidic soil developed from red sandstone was studied in a pot experiment. Soil samples treated with Pb at the rates of 0, 500, 1 000 and 2 000 mg kg⁻¹ (on a basis of oven dried soil) and B[a]P at 0, 12.5, 25 and 50 mg kg⁻¹ were planted with or without ryegrass. The plants were harvested 61 days' after its growth. The contents of Pb and B[a]P in the soil and in the plant shoots and roots as well as plant height and dry mass of ryegrass were determined. Results show ryegrass biomass decreased substantially due to Pb toxicity. In the planted soil 4.7% of the Pb applied and 0.023% of the B[a]P applied was taken up by ryegrass, and about 42.6% of the B[a]P applied was left as residue, whereas in unplanted control soil, 50.9% was. The findings suggest that cultivation of ryegrass may help remedy Pb-B[a]P mixed polluted acidic sandy soil.

Key words B[a]P; Mixed pollution; Pb; Ryegrass; Soil remediation