

蚯蚓在植物修复菲污染土壤中的作用

潘声旺^{1,2}, 魏世强², 袁馨^{2,3}, 朱双营^{2,4}

(1.成都大学环境科学与工程研究所, 成都 610106; 2.西南大学资源环境学院, 重庆 北碚 400715; 3.后勤工程学院营房管理与环境工程系, 重庆 四川 400016; 4.河南师范大学后勤管理处, 河南 新乡 453007)

摘要:采用盆栽试验法,研究了蚯蚓(*Pheretima sp.*)在植物修复菲污染土壤中的作用。结果显示,试验浓度(20.05~322.06 mg·kg⁻¹)范围内,蚯蚓活动促进了菲污染土壤中修复植物黑麦草(*Lolium multiflorum*)的生长,其根冠比明显增大。添加蚯蚓 72 d 后,种植黑麦草的土壤中去菲的去除率高达 64.35%~93.40%,其平均去除率(80.92%)比无蚯蚓活动的土壤-植物系统(71.57%)提高 9.35%,比无植物对照组(22.58%)提高 57.34%。各种生物、非生物修复因子中,植物-微生物交互作用对菲去除的平均贡献率(53.56%)最为突出,比无蚯蚓活动时(47.48%)提高 6.08%。说明蚯蚓活动可强化土壤-植物系统对土壤菲污染的修复作用。

关键词:植物修复;多环芳烃;菲;黑麦草;蚯蚓

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2010)07-1296-06

Roles of Earthworm in Phytoremediation of Phenanthrene Contaminated Soil

PAN Sheng-wang^{1,2}, WEI Shi-qiang², YUAN Xin^{2,3}, ZHU Shuang-ying^{2,4}

(1.Environment Science and Engineering Institute of Chengdu University, Chengdu 610106, China; 2.College of Resources and Environment, Southwest University, Beibei 400715, China; 3.Dept of Barracks Management & Environment Engineering, LEU, Xichuan 400016, China; 4.Office of Logistics Management, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China)

Abstract: A pot experiment was carried out to study effect of earthworm (*Pheretima sp.*) on ryegrass (*Lolium multiflorum*) remedying soils polluted by phenanthrene (Phe) in a green house. Results showed that earthworm activity promoted growth of ryegrass in spiked soils with initial concentrations of Phe ranging from 20.05 to 322.06 mg·kg⁻¹, and apparently increased its root/shoot ratio. Seventy-two days after earthworm was introduced in, the Phe removal rate reached 64.35%~93.40%, and averagely 80.92% of Phe was removed from the soils planted, which was 9.35% higher than that in the treatment planted without earthworm introduced in, and 57.34% higher than that in the treatment unplanted without earthworm introduced in, respectively. Among all the remedying factors (i.e. abiotic loss, phytodegradation, plant accumulation, microbial degradation, earthworm accumulation and plant-microbial interaction), the plant-microbial interaction contributed the most, about 53.56% of the total removal, 6.08% higher in the treatment with earthworm introduced in than in the treatment without earthworm (i.e. 47.48% of Phe). The findings suggested that introduction of earthworm may be a feasible way for establishing high efficiency phytoremediation of soil polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by removing Phe from the soil-plant system, especially for decreasing crop accumulations to PAHs and reducing its ecological risks.

Keywords: phytoremediation; PAHs; phenanthrene; *Lolium multiflorum*; earthworm

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是环境中普遍存在的持久性有机污染物,性质稳定、水溶性差,环境含量逐年上升^[1]。在我国,部分土壤中

PAHs 含量已达到 10²~10⁴ μg·kg⁻¹,交通干线、厂矿和城市郊附近甚至高达 10⁶ μg·kg⁻¹^[2]。因多数 PAHs 具有较强的“三致”效应^[3],严重威胁着土壤的生态安全、农产品质量和人类健康,修复土壤 PAHs 污染已成为环境领域的焦点问题。

与传统修复方法相比,植物修复投资少、效益高、环境友好,发展潜力巨大。该技术起步较晚,多数研究仅限于修复植物的筛选^[4-5]或土壤-植物系统的修复效

收稿日期:2010-01-24

基金项目:国家科技支撑计划项目(2007BAD87B10-05);国家 863 项目(2006AA10Z427)

作者简介:潘声旺(1973—),男,河南商城人,博士,主要从事污染生态学。E-mail:panwang@swu.edu.cn

应^[6],在环境因素对修复效果的影响方面,尤其是土壤动物(如蚯蚓、线虫等)对根际修复的强化作用方面研究尚少。事实上,蚯蚓活动不仅能有效地改善土壤的理化性质^[7]、调节微生物种群数量及其生物活性^[8],还能促进修复植物的生长^[9]。因 PAHs 的生物降解主要是在好氧条件下进行的^[10],蚯蚓活动引发的土壤-植物系统理化性质、生态功能的改变,尤其是通气状态的改善,能否对植物修复 PAHs 污染土壤产生促进作用? 相关研究鲜见报道。

本研究拟以环毛蚓 (*Pheretima sp.*)、黑麦草 (*Lolium multiflorum*) 为试验材料,对比研究蚯蚓活动对土壤-植物系统中 PAHs 去除效果的影响,以期为 PAHs 污染土壤的生态修复提供试验依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 土壤

紫色土,采自西南大学试验农场 0~20 cm 土层。理化性质:有机质 22.3 g·kg⁻¹,CEC 27.43 cmol·kg⁻¹,pH 7.19,速效 N、P、K 分别为 114.6、24.7、94.8 mg·kg⁻¹; 粒级分布(湿筛法,回收率 98.74%, $n=3$):>4.76 mm,45.81%;2~4.76 mm,29.78%;1~2 mm,5.18%;0.25~1 mm,4.64%;0.053~0.25 mm,7.96%;<0.053 mm,5.37%。

1.1.2 植物

以 2 周龄黑麦草为试验材料。种子经双氧水处理后,无菌条件下催芽、培养 2 周。选择大小相近的幼苗洗净后备用。

1.1.3 蚯蚓

为人工培育的环毛蚓,培育方法^[11]如下:风干的牛粪经脱氨、灭菌(虫)后,重新碾碎,以 60 g·kg⁻¹(干重比)的比率与未污染的试验土壤充分混合后,分装于底部有滤孔的瓷盆中(每盆 20 kg)。种蚓经双氧水浸润 10 min 后,均匀添加到培养盆中(每盆 200 余条),在 (20±2)℃、40%田间持水量下室内培育 30 d 后,选择同等大小(鲜重:0.5~0.6 g,体长:7~8 cm)、无环带个体待用。

1.1.4 化学品

菲 (Phe, phenanthrene) 是燃油和汽车尾气排放 PAHs 的标志物,在污染土壤中检出浓度较高。本研究以菲为 PAHs 代表物(购自德国 Fluka 公司,纯度>98%)。

1.2 试验方法

盆栽试验在温室内进行,试验周期 72 d。土壤采

集后,风干、过 3 mm 筛。将一定量的菲经丙酮溶解后,均匀洒在土壤表层,待丙酮挥发后,多次搅拌、混匀,制备 6 个污染水平($T_0 \sim T_5$)。40%田间持水量下平衡 1 周后,测得土壤中菲的初始浓度分别为:0(T_0)、20.05 (T_1)、40.88 (T_2)、81.05 (T_3)、161.44 (T_4)、322.06 (T_5)mg·kg⁻¹。

试验分为 A、B 两组,每组包括 4 个处理(CK_1 、 CK_2 、 TR_3 、 TR_4),每个处理包括 6 个水平($T_0 \sim T_5$),重复 5 次。①处理 1(CK_1):土壤中加入 0.1%NaN₃(抑制微生物活性)^[12],无植物;②处理 2(CK_2):无植物、无 NaN₃;③处理 3(TR_3):种植物、加 0.1%NaN₃;④处理 4(TR_4):种植物、无 NaN₃。土壤装盆后(每盆 2 kg,共计 120 盆),除 CK_1 、 CK_2 外,每盆移栽并保留黑麦草幼苗 12 株。试验期间,白天室温维持在 25℃,350 μmol·m⁻²·s⁻¹ 光照强度下持续光照 16 h,夜间室温控制在 12℃左右;田间持水量维持在 40%(称重补水法)。B 组除每盆添加 8 条蚯蚓外,试验设计、试验条件与 A 组相同,无额外投加食物。72 d 后, $T_1 \sim T_5$ 污染水平、处理 2 土壤中蚯蚓平均体重较初始引入时减轻 15.03%,但与无污染的 T_0 水平(13.38%)间差异不显著($n=40$, $P>0.05$); CK_1 、 TR_3 、 TR_4 中生长状况与 CK_2 类似,说明试验条件、土壤适合蚯蚓生长。

1.3 样品测定与质量控制

72 d 后采样,土壤、植物组织中菲的提取、净化方法参考文献[13]。蚯蚓组织中菲的提取、净化参照 Johnson^[14]方法,略有改进:洗净后活体蚯蚓在去离子水中培养 12 h 后,转移到活化硅胶中埋置 48 h,待充分排净体内杂质后,洗净、用滤纸吸干、称重。液氮真空干燥后,充分碾碎。与 3 倍重量的无水硫酸钠混合,用正己烷索氏提取 12 h;将提取液浓缩至 1 mL 后,用凝胶渗透色谱法(GPC)进一步去除少量的油脂残余。滤液经旋转蒸发器蒸干后甲醇定容 2 mL,过 0.22 μm 孔径滤膜后待测。

样品经上述前处理后,HPLC(Waters600)测定,DAD 检测器($\lambda=246$ nm)、流动相为甲醇加水(83:17)。在此条件下,检出限为 54.2 pg·L⁻¹,土壤中菲的加标(外标法、下同)回收率为 95.9%($n=7$,RSD<5.5%),植物组织为 94.9%($n=7$,RSD<4.7%),蚯蚓组织为 91.9%($n=7$,RSD<5.5%)。

1.4 数据处理

采用 SPSS13.0 进行 Duncan's 多重比较。

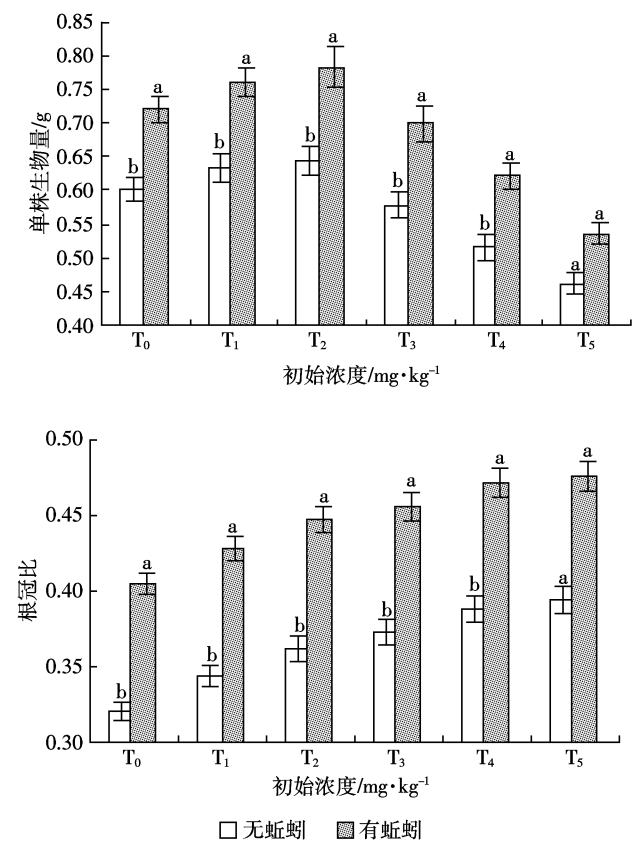
土壤中菲的去除率(R)计算式为: $R=(C_0-C_t)/C_0 \times 100\%$,其中 C_0 为初始浓度, C_t 为取样时残留浓度。

去除因子*i*对菲去除的贡献率(T_i ,即因子*i*对菲的实际去除量与初始添加量的百分比)计算式为: $T_i=R_i/W\cdot C_0\times 100\%$,其中, R_i 为因子*i*对菲的实际去除量, W 为土壤质量。很明显,所有生物、非生物因子的贡献率之和理论上应等于去除率*R*。

2 结果与分析

2.1 蚯蚓活动对植物生长的影响

图 1 表明,试验浓度范围内,黑麦草在非污染土壤中能够正常生长。无蚯蚓活动时,单株生物量、根冠比与 T_0 污染水平(0.60 g、0.32)间差异不显著($n=60,P>$



同一污染水平上不同字母表明 Duncan's 多重比较差异显著($P<0.05$)

图 1 不同污染水平下黑麦草的生长状况
Figure 1 Growth of ryegrass under different Phe pollution levels

0.05)。添加蚯蚓后,单株生物量较同一污染水平 A 组增加 15.93%~21.68% (平均值 $m=19.87\%$),其中, $T_1\sim T_4$ 污染水平下单株生物量与 A 组间差异显著($n=60,P<0.05$),但 T_5 污染水平下差异不显著($n=60,P>0.05$);根冠比增加 20.70%~24.49% ($m=22.50\%$),与同一污染水平 A 组间差异显著($n=60,P<0.05$)。说明蚯蚓活动对菲污染土壤中植物的生长具有一定的促进作用。

2.2 蚯蚓活动对土壤中菲去除的影响

表 1 显示,添加蚯蚓的土壤-植物系统(TR_4)中菲的残留量明显低于同一污染水平 A 组;试验结束时,B 组土壤中菲残留量与种植黑麦草的 A 组(TR_4)间差异显著($n=5,P<0.05$);与无黑麦草生长的 A 组(CK_2)间差异极显著($n=5,P<0.01$)。说明蚯蚓活动促进了土壤中菲的去除。

依照去除率(R)计算式 $R=(C_0-C_t)/C_0\times 100\%$,进一步计算不同处理土壤中菲的去除情况(表 1)。结果显示,种植黑麦草的土壤中菲去除率普遍高于同一污染水平的其他处理: $T_1\sim T_5$ 污染水平范围内,B 组土壤(TR_4)中菲的平均去除率高达 80.92% (64.35%~93.40%);无蚯蚓作用的 A 组(TR_4)土壤中,平均去除率为 71.57% (56.22%~87.71%),而无植物对照组(CK_2)中仅为 22.58% (14.74%~30.08%)。

相同处理条件下,同一污染水平 A、B 组土壤中菲的去除率差异反映了蚯蚓活动对土壤菲污染修复效果的影响程度(图 2)。可以看出,不同污染水平下,蚯蚓活动对菲去除的强化程度也不一样:中度污染水平(T_3)时强化程度最高(12.13%),高污染水平(T_5)次之(8.14%),低污染水平(T_1)时仅为 5.70%。

2.3 蚯蚓活动对植物富集菲的影响

基于菲在土壤中的残留浓度、植物组织中的积累浓度,求出不同污染水平下菲在植物组织中的根系浓缩系数、茎叶浓缩系数(RCFs or SCFs, root or shoot concentration factors)(图 3)。总体上,菲在植物组织中积累浓度随初始添加浓度的增加而增大,RCFs、SCFs 随添加浓度的增大而减小;相同污染水平下,有蚯蚓

表 1 不同处理条件下土壤中菲的残留量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)及去除率
Table 1 Residual Phe concentrations and its removal rates in different treatments($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

处理	初始浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$				
	20.05(T_1)	40.88(T_2)	81.05(T_3)	161.44(T_4)	322.06(T_5)
A 组处理 2	14.02±0.49 ^{ab} (30.08%)	30.21±0.84 ^{ab} (26.11%)	62.40±1.64 ^{ab} (23.02%)	130.85±2.92 ^{ab} (18.95%)	274.60±3.91 ^{ab} (14.74%)
A 组处理 4	2.47±0.21 ^b (87.71%)	8.67±0.44 ^b (78.80%)	23.49±0.92 ^b (71.02%)	57.90±1.81 ^b (64.14%)	141.01±3.37 ^b (56.22%)
B 组处理 4	1.32±0.23 ^b (93.40%)	4.61±0.61 ^b (88.72%)	13.66±1.42 ^b (83.15%)	40.37±3.44 ^b (74.99%)	114.81±5.98 ^b (64.35%)

注:同列数据后不同大、小写字母表明 Duncan's 多重比较差异极显著($P<0.01$)或显著($P<0.05$),括号中数据为去除率。

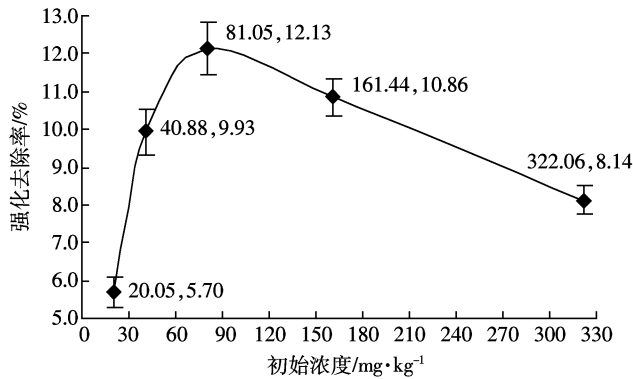
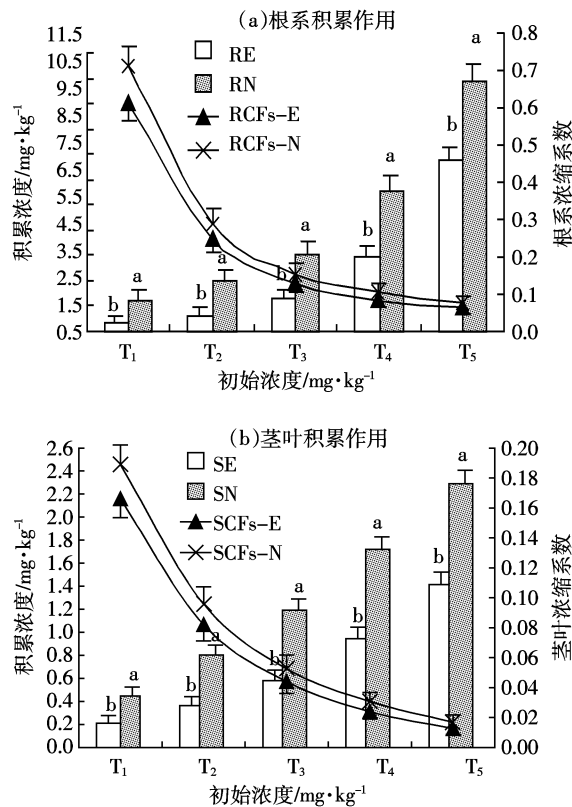


图2 菲在不同污染水平下强化去除差异

Figure 2 Variation of Phe removal rate enhanced under different pollution level



RE、SE 和 RN、SN 分别代表添加、没添加蚯蚓时根系、茎叶部的菲积累浓度,同一污染水平上不同字母表示浓度差异显著 ($P<0.05$); RCFs-E、SCFs-E 和 RCFs-N、SCFs-N 分别代表有蚯蚓、无蚯蚓作用时菲在根系、茎叶浓缩系数。

图3 植物组织对菲的积累作用

Figure 3 Phe enrichment by different plant tissues in as a function of Phe concentrations in soils

作用时菲在植物组织中的积累浓度、浓缩系数均低于无蚯蚓时,根部大于茎叶部。如 $T_1 \sim T_5$ 污染水平下,无蚯蚓作用时根系、茎叶部的平均积累浓度分别为 $4.86 (1.75 \sim 10.42)$ 、 $1.34 (0.47 \sim 2.38) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有蚯蚓作用时

分别为 $2.87 (0.81 \sim 7.24)$ 、 $0.73 (0.22 \sim 1.47) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;无蚯蚓作用时 RCFs、SCFs 分别为 $0.27 (0.07 \sim 0.71)$ 、 $0.08 (0.02 \sim 0.19)$,有蚯蚓活动时分别为 $0.23 (0.06 \sim 0.61)$ 、 $0.06 (0.01 \sim 0.17)$ 。

2.4 蚯蚓对菲去除的强化途径

土壤中菲的去除主要源于各种非生物因素(如渗透、吸附、光解、挥发等)和生物因素(如植物代谢、积累、微生物降解、植物-微生物交互作用等)的共同作用。如果用 T_a 、 T_d 、 T_c 、 T_m 、 T_{pm} 代表非生物损失、植物代谢、积累、微生物降解、植物-微生物交互作用在菲去除过程中的贡献率,用 R_1 、 R_2 、 R_3 、 R_4 代表未添加蚯蚓时 CK_1 、 CK_2 、 TR_3 、 TR_4 处理中菲的表观去除率,在不考虑因子间交互作用的情况下, R_1 、 R_2 、 R_3 、 R_4 可分别表述为:

$$R_1 = T_a$$

$$R_2 = T_a + T_m$$

$$R_3 = T_a + T_c + T_d$$

$$R_4 = T_a + T_c + T_d + T_m + T_{pm}$$

B 组土壤中,因蚯蚓组织对菲的直接吸收作用以及蚯蚓活动对各种生物、非生物因子可能产生的强化去除作用,B 组 CK_1 、 CK_2 、 TR_3 、 TR_4 处理中菲的表观去除率变化可分别表述为:

$$\Delta R_1 = T_a^e + T_e$$

$$\Delta R_2 = T_a^e + T_m^e + T_e$$

$$\Delta R_3 = T_a^e + T_c^e + T_d^e + T_e$$

$$\Delta R_4 = T_a^e + T_c^e + T_d^e + T_m^e + T_{pm}^e + T_e$$

式中: ΔR_1 、 ΔR_2 、 ΔR_3 、 ΔR_4 分别代表添加蚯蚓后 CK_1 、 CK_2 、 TR_3 、 TR_4 中菲去除率与相同处理条件下 A 组土壤中去除率的变化值; T_a^e 、 T_c^e 、 T_d^e 、 T_m^e 、 T_{pm}^e 代表蚯蚓活动所引起的 T_a 、 T_c 、 T_d 、 T_m 、 T_{pm} 变化量, T_e 代表蚯蚓组织直接吸收作用对菲去除的贡献率。由不同处理条件下土壤、蚯蚓组织、植物组织中菲含量,得出各修复因子在菲去除过程中的贡献率(表 2)。

与 A 组相比,蚯蚓活动使土壤-植物系统(TR_4)中菲的平均去除率提高了 9.35%,但被蚯蚓组织积累部分仅占总添加量的 0.06%,说明蚯蚓的直接吸收作用并不是菲被强化去除的主要途径。试验过程中,非生物性损失、植物代谢对菲去除的平均强化率仅为 0.15%、0.39%,二者也不是菲被强化去除的主要途径。相比之下,微生物降解、植物-微生物交互作用对菲去除的贡献率变化较大,前者较 A 组(17.47%)提高了 2.67%,后者较 A 组(47.48%)提高了 6.08%,分别占强化去除部分的 28.52%、64.98%。说明蚯蚓活动

表 2 生物、非生物因子在修复非污染土壤过程中的贡献率(%)

Table 2 Contributions of biotic & abiotic factors to remediation of Phe polluted soils (%)

项目	初始浓度/mg·kg ⁻¹				
	20.05(T ₁)	40.88(T ₂)	81.05(T ₃)	161.44(T ₄)	322.06(T ₅)
非生物损失	66.48±2.86 ^{Ad} (1.13)	60.12±2.44 ^{Ad} (1.84)	51.92±2.67 ^{ABd} (2.21)	43.44±2.34 ^{ABc} (1.45)	33.23±1.97 ^{Bc} (1.10)
微生物去除	234.33±5.19 ^{Ab} (12.54)	200.94±4.37 ^{ABb} (30.17)	178.23±4.61 ^{Bb} (37.48)*	146.04±3.92 ^{Bcb} (34.42)*	114.14±3.41 ^{Cb} (18.73)
植物积累	0.15±0.08 ^{Ad} (-0.06)	0.12±0.07 ^{ABd} (-0.05)	0.08±0.01 ^{Bd} (-0.03)	0.06±0.01 ^{BCd} (-0.02)	0.04±0.01 ^{Cd} (-0.01)
植物代谢	30.53±0.97 ^{Ac} (6.57)	26.59±0.82 ^{ABc} (5.39)	6.28±0.29 ^{Bc} (3.68)	7.02±0.22 ^{Cd} (2.62)	4.93±0.11 ^{Dd} (1.44)
蚯蚓积累	0 ^{Ac} (0.82)	0 ^{Ac} (0.65)	0 ^{Ac} (0.57)	0 ^{Ac} (0.43)	0 ^{Ac} (0.33)
植物-微生物交互作用	545.56±20.33 ^{Aa} (35.90)	500.22±19.45 ^{ABa} (61.20)*	473.71±7.36 ^{Ba} (77.32)*	444.81±14.63 ^{BCa} (69.64)*	409.81±13.28 ^{Ca} (59.76)*

注:同行数据后不同大写字母或同列数据后不同小写字母表示差异达到显著水平($P<0.05$);括号中的数据代表添加蚯蚓后该因子对非去除的强化作用,*代表强化程度显著($P<0.05$)。

对土壤-植物系统修复土壤非污染所表现出的强化效应主要是通过强化植物-微生物交互作用实现的。

3 讨论

研究表明^[6,15],植物-微生物交互作用是土壤-植物系统中 PAHs 去除的主要途径。因植物根系分泌物的种类、性质存在着一定的种间差异,其根际降解效应可能也不一样^[16]。因此,在植物修复过程中,修复植物的选择至关重要。本研究中,黑麦草能够在非污染土壤中正常生长,其单株生物量、根冠比与对照组间无明显差异,说明黑麦草适合用作非污染土壤的修复植物,早期研究也证实了这一结论^[12]。

试验浓度范围内,添加蚯蚓 72 d 后,土壤-植物系统(TR₄)中菲的平均去除率由 71.57%上升至 80.92%,平均强化程度高达 9.35%。其中,28.52%的强化部分源于微生物降解;64.98%的强化部分源于植物-微生物交互作用。可见,蚯蚓活动不仅能改善土壤微生物对污染环境的适应程度,提高其生物活性^[17],还能通过改善土层内部通气状况、促进微生物对一些营养物质利用程度^[18]等途径,进一步促进污染物去除。本研究也显示:中等污染水平(81.05 mg·kg⁻¹)下蚯蚓活动对菲的强化去除效果最好(12.13%)。这可能与低污染环境中污染物的生物可利用性较低^[14]、高污染水平时微生物受污染物的毒害作用、降解活性被抑制有关。

尽管被蚯蚓组织所积累的非相当有限(0.06%),但蚯蚓活动改善了土壤的理化性质、生态功能,尤其是通气状况的改善对促进土壤-植物系统中菲的生物降解至关重要。Mallakin^[19]认为,对于具有较稳定 π 键结构的 PAHs 分子而言,充足的氧气供给不仅能有效地促进 PAHs 的起始氧化过程,也能间接地促进土壤中好氧微生物的生长、强化其降解活性。此外,蚯蚓活

动对黑麦草生长的促进,尤其是对其根系生长的促进作用,对扩大其根际效应范围、强化植物-微生物交互作用也具有十分重要的作用。

值得注意的是,与相同污染水平下土壤-植物系统相比,添加蚯蚓后植物组织积累的非浓度均明显低于 A 组($n=5, P<0.05$),植物积累对非去除的贡献率也略小于 A 组,这可能与蚯蚓活动促进了土壤-植物系统对菲的去除、残留浓度较低、可供根系吸收利用的非资源相对较少有关。该现象也说明,蚯蚓活动能在一定程度上减少植物组织对污染土壤中菲的积累,降低其生态风险。

4 结论

(1)试验浓度(20.05~322.06 mg·kg⁻¹)范围内,蚯蚓活动促进了非污染土壤中黑麦草生长。相似污染水平下,单株生物量增加 15.93%~21.68%($m=19.87\%$),根冠比增加 20.70%~24.49%($m=22.50\%$)。

(2)蚯蚓活动促进了黑麦草对非污染土壤的修复效果。72 d 后,土壤-植物系统中菲的平均去除率高达 80.92%,比无蚯蚓活动时(71.57%)增长 9.35%。

(3)中度污染水平(81.05 mg·kg⁻¹)时蚯蚓活动对菲去除的强化效应最明显(12.13%);相似污染水平下,被植物组织积累的非浓度总是略低于无蚯蚓活动时。

(4)蚯蚓活动对土壤-植物系统中菲污染的强化去除效应主要是通过进一步强化植物-微生物交互作用实现的,其对菲的强化去除率(6.08%)占总强化部分的 64.98%。

参考文献:

[1] Tao S, Cui Y H, Xu F L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in agricultural soil and vegetable from Tianjin[J]. *Science of the Total*

- Environment*, 2004, 320:11–24.
- [2] Li X H, Ma L L, Liu S F, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon in urban soil from Beijing, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18(5):944–950.
- [3] Manoli E, Samara C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: Sources, occurrence and analysis[J]. *Trends in Analytical Chemistry*, 1999, 18(6):417–428.
- [4] Lee S H, Lee W S, Lee C H, et al. Degradation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere of grasses and legumes[J]. *Journal Hazardous Materials*, 2008, 153:892–898.
- [5] Oleszczuk P, Baran S. Polyaromatic hydrocarbons in rhizosphere soil of different plants: Effect of soil properties, plant species, and intensity of anthropogenic pressure[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2007, 38:171–188.
- [6] Child R, Miller C D, Liang Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading *Mycobacterium* isolates: Their association with plant roots[J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2007, 75(3):655–663.
- [7] Edwards C A. The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes. *Earthworm Ecology*[M]. Boca Raton: CRC Press, 1998:327–354.
- [8] Scheu S. Effects of earthworms on plant growth: Patterns and perspectives[J]. *Pedobiologia*, 2003, 47:846–856.
- [9] Eriksen-Hamel N S, Whalen J K. Earthworms, soil mineral nitrogen and forage production in grass-based hayfields[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40:1004–1010.
- [10] Brauner J S, Widdowson M A, Novak J T, et al. Biodegradation of a PAH mixture by native subsurface microbiota[J]. *Bioremediation*, 2002, 6(1):9–24.
- [11] Butt K R. Reproduction and growth of the deep-burrowing earthworms (*Lumbricidae*) in laboratory culture in order to assess production for soil restoration[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, 16:135–138.
- [12] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55:1169–1178.
- [13] Pan S W, Wei S Q, Yuan X, et al. The removal and remediation of phenanthrene and pyrene in soil by mixed cropping of Alfalfa and Rape[J]. *Agricultural Sciences in China*, 2008, 7(11):1355–1364.
- [14] Johnson D L, Jones K C, Langdon C J, et al. Temporal changes in earthworm availability and extractability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34:1363–1370.
- [15] Chen Y C, Banks M K, Schwab A P. Pyrene degradation in the rhizosphere of tall fescue (*Festuca arundinacea*) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37:5778–5782.
- [16] Siciliano S D, Germida J J, Banks K, et al. Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69:483–489.
- [17] Contreras-Ramos S M, Álvarez-Bernal D, Dendooven L. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms (*Eisenia fetida*) [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40:1954–1959.
- [18] Schaefer M, Petersen S O, Filser J. Effects of *Lumbricus terrestris*, *Allobophora chlorotica* and *Eisenia fetida* on microbial community dynamics in oil-contaminated soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37:2065–2076.
- [19] Mallakin A, Dixon D G, Greenberg B M. Pathway of anthracene modification under simulated solar radiation[J]. *Chemosphere*, 2000, 40:1411–1435.