

## 污灌区复合污染土壤的植物修复研究

赵颖, 刘利军, 党晋华\*, 史晓凯, 向云, 张丽

山西省环境科学研究院, 山西 太原 030027

**摘要:** 采用盆栽试验的方法, 研究了不同种类牧草对复合污染土壤中多环芳烃(PAHs)和砷(As)的修复作用。结果表明: 土壤中 PAHs 去除的主要途径是植物根际环境微生物的降解作用, 通过植物吸收去除的 PAHs 所占比例极低。在本研究中, 对土壤中 $\Sigma$ PAHs 去除能力最强的为杂交狼尾草、高丹草和苏丹草, 去除率为 99.36%~99.67%, 去除能力最弱的为菊苣。去除率为 97.78%。不同牧草种植下土壤中总 As 质量分数没有显著差异, 但有效态 As 质量分数存在显著差异, 杂交狼尾草、高丹草、苏丹草种植土壤中的有效 As 质量分数最高, 与定苗前相比, 其质量分数增加了 73.9%~96.6%, 早熟禾种植土壤中的有效 As 质量分数最低, 其质量分数仅增加了 21.4%。盆栽试验结果表明, 杂交狼尾草、高丹草、苏丹草对复合污染土壤中 PAHs 和 As 去除效果较好, 适合用于污灌区复合污染农田土壤的修复与治理。

**关键词:** 污灌区; 植物修复; 复合污染; 多环芳烃; 重金属

**中图分类号:** X5

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906 (2013) 07-1208-06

**引用格式:** 赵颖, 刘利军, 党晋华, 史晓凯, 向云, 张丽. 污灌区复合污染土壤的植物修复研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(7): 1208-1213.

ZHAO Ying, LIU Lijun, DANG Jinhua, SHI Xiaokai, XIANG Yun, ZHANG Li. Phytoremediation of Combined Pollution Soil in a Sewage Irrigation Area [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(7): 1208-1213.

近些年来, 由于矿产资源的过度开发、生活污水的大量排放以及各种各样难降解污染物的出现, 土壤受到了极为严重的污染, 已经成为我国面临的重要环境问题之一, 土壤污染物含量和农田土壤环境质量评价研究成为环境科学的一个重要研究领域<sup>[1-2]</sup>。污水灌溉作为一种污水利用的方式已得到广泛的应用, 但长期污灌容易引起污染物累积, 比如重金属和多环芳烃(PAHs), 当其累积量超过土壤的环境容量时, 可通过食物链对人类健康造成潜在威胁, 因而引起国内外学者的普遍关注<sup>[3]</sup>。

污染土壤的修复方法包括物理修复、化学修复和生物修复等方法。作为生物修复方法之一的植物修复技术近十年来进入积极发展阶段, 它是一项利用植物及其根际微生物的协同作用清除环境介质中有毒有害污染物的绿色修复技术<sup>[4]</sup>。植物修复技术具有治理效果的永久性、治理过程的原位性、治理成本的低廉性、环境美学的兼容性、后期处理的简易性等优点<sup>[5-6]</sup>。国内外均在努力寻找富集植物并已取得一定的研究进展, 如已报道的 Cd 超富集植物有印度芥菜<sup>[7]</sup>、龙葵<sup>[8]</sup>等。还有研究发现, 植物能够促进土壤中 PAHs 的降解, 苜蓿、黑麦草、巴林、高羊茅和白

三叶草等植物对土壤中 PAHs 去除效果较好<sup>[9]</sup>。目前, 针对复合污染农田土壤的田间植物修复技术研究正处于起步阶段, 多数研究主要集中于对土壤单一污染物的修复, 亟需开展复合污染土壤实用植物修复技术, 为大规模修复污染土壤提供理论依据和技术保障。为此, 本研究选取了生物量较大的 10 种牧草, 利用 $\Sigma$ PAHs 和 As 复合污染的土壤进行试验, 研究其对 As 的富集能力和对 $\Sigma$ PAHs 的降解能力, 以期为复合污染土壤修复工作提供技术支持和理论依据。

### 1 材料与方法

#### 1.1 供试材料

供试土壤为石灰性褐土, 取自山西省太谷县。先将土壤风干、并研磨过 2 mm 筛, 然后称取定量土壤在其中添加 $\Sigma$ PAHs、三氧化二砷、氯化镉、尿素、磷酸二氢钾等制备复合污染土壤, 土壤中的各目标污染物的加入量分别为 $\Sigma$ PAHs 2 mg·kg<sup>-1</sup>、总砷 25 mg·kg<sup>-1</sup> (参照 GB 15618—1995 土壤环境质量标准二级标准限值配制); 种植前测定供试模拟污染土壤中目标污染物各组分含量。

供试作物为高丹草, 苏丹草, 籽粒苋, 菊苣, 紫花苜蓿, 高羊茅, 杂交狼尾草, 早熟禾, 多花黑

**基金项目:** 山西省科技攻关项目 (20110311021)

**作者简介:** 赵颖 (1982 年生), 女, 工程师, 博士, 主要从事污染土壤修复研究。E-mail: shadowying210@163.com

\*通信作者: 党晋华 (1963 年生), 女, 教授级高工, 硕士, 主要从事污染土壤修复研究。E-mail: dangjinhua@yahoo.com.cn

**收稿日期:** 2013-06-03

麦草, 多年生黑麦草。

## 1.2 试验设计

试验于 2011 年 2 月 25 日开始到 2011 年 6 月 20 日结束。2011 年 2 月 25 日, 按实验方案制备复合污染土壤, 3 月 6 日开始装盆, 每盆装土 5 kg, 同时施入基础肥料尿素  $2.5 \text{ g} \cdot \text{盆}^{-1}$ , 磷酸二氢钾  $5 \text{ g} \cdot \text{盆}^{-1}$ 。3 月 13 日向花盆土壤表层均匀播撒适量的草种, 并覆盖 1~2 cm 厚的细土, 平衡 1 d 后浇水, 3 月 20 日定苗为 10 株/盆。定期补充水分, 保持植物正常生长。6 月 20 日进行采样。每个处理 3 个重复, 同时作无植物对照。3 月 13 日播种前采样测定供试土壤中 pH 为 7.78, 有机质、PAHs 和 As 质量分数分别为 12.6、2.01 和  $28.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

## 1.3 测定项目及方法

### 1.3.1 重金属的测定方法

土壤基本理化性质的测定, 参照鲍士旦的《土壤农化分析》(第三版)<sup>[10]</sup>。其中土壤 pH 采用电位法测定; 有机质测定采用重铬酸钾容量法; 重金属 As 的全量采用硝酸-硫酸-高氯酸消煮, 氢化物发生原子吸收光谱法测定; 土壤中有效态 As 用  $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  盐酸振荡浸提, 土液比为 1:10,  $250 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$  振荡 120 min, 过滤。取滤液用硝酸作载流, 原子荧光法测定含量<sup>[11]</sup>。采集的植物样品用自来水反复冲洗干净后用去离子水清洗 2~3 次, 在  $105 \text{ }^{\circ}\text{C}$  杀青 30 min 后,  $70 \text{ }^{\circ}\text{C}$  下烘干至恒质量, 分别称量其干质量。烘干样品粉碎后保存备用。植物样品中重金属 As 含量的测定采用用硝酸-高氯酸消解, 氢化物发生原子吸收光谱法测定。所有土壤和植物样品的重金属及其有效态含量均在干质量条件下测定。

### 1.3.2 多环芳烃的测定方法

土壤样品经冷冻干燥后去除植物残体, 研磨过 80 目筛, 称取约 15 g 样品, 在  $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$  冰箱存放, 用于土壤多环芳烃的提取。土壤中多环芳烃采用加速

溶剂提取法(DION EX ASE-300)进行提取。提取后样品用柱层析方法净化。层析分离样品经旋转蒸发后用正己烷定容到 1 mL, 待测。

植物样品用蒸馏水浸泡洗去叶面尘后, 晾干粉碎, 用一定量的溶剂进行萃取, 加入浓硫酸磺化将共提物除去。磺化过程中, 如果出现乳化现象, 用硫酸钠溶液破乳。弃去浓硫酸层, 用硫酸钠溶液洗涤有机层 2 次, 此时有机层呈淡绿色, 溶液稍有混浊。将此溶液旋转蒸发至最后 1 滴。磺化后样品用柱层析方法净化。层析柱采用湿法装柱, 依次装入二氯甲烷、经用二氯甲烷浸泡的氟罗里硅土和少量无水硫酸钠。缓慢放出溶剂使液面接近无水硫酸钠上层。用淋洗液淋洗至接近无水硫酸钠后, 将用旋转蒸发仪蒸至近干的提取液转移至层析柱中, 再用淋洗液淋洗。层析分离样品经旋转蒸发后用正己烷定容到 1 mL, 待测。

处理好的土壤和植物样品用 GC-MS 进行测定, 具体分析和测定方法参见文献[12]。本次研究所测的多环芳烃为美国国家环保局(US EPA)所列出的 16 种优控物质: 萘(Nap)、苯并(a)蒽(Baa)、蒽(Any)、屈(Chr)、芘(Ana)、苯并(b)荧蒽(Bbf)、芴(Flu)、苯并(k)荧蒽(Bkf)、菲(Phe)、苯并(a)芘(Bap)、蒽(Ant)、茚芘(1,2,3-cd)、芘(Ipy)、荧蒽(Flt)、二苯并(a,h)、蒽(Dba)、芘(Pyr)、苯并(g,h,i)、芘(Bpe)。

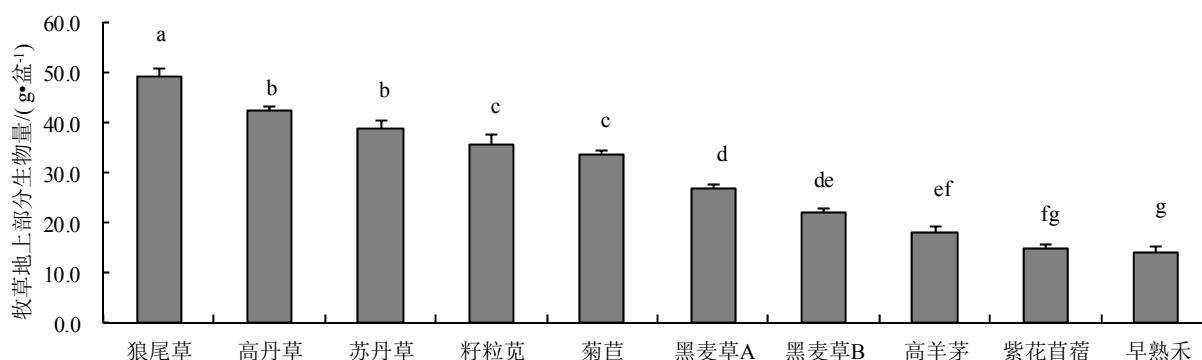
## 1.4 统计分析

数据经 Excel 软件整理、作图, 用 SPSS 软件进行统计分析

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同种类牧草地上部分生物量比较

在利用植物进行污染土壤修复时, 除吸收能力之外, 其植物生物量的大小对修复效果起着很重要作用, 而且生物量也关系到收获后的资源化利用效益。选择耐污染、生长迅速、生物量大的植物在土



图中数据为平均值±标准差, 数据间无相同字母表示在  $\alpha=0.05$  水平上差异显著; 黑麦草 A 代表多年生黑麦草, 黑麦草 B 代表多花黑麦草

图 1 不同种类牧草地上部分生物量

Fig.1 The aboveground biomass of different pastures

壤修复实践中十分重要<sup>[13]</sup>。如图1所示,定苗90 d后,生物量最大的为杂交狼尾草,地上部分干质量为49.3 g·盆<sup>-1</sup>;高丹草、苏丹草的生物量次之,分别为42.4、38.7 g·盆<sup>-1</sup>;高羊茅、紫花苜蓿、早熟禾生物量较小,地上部分干生物量分别为17.8、14.7、13.9 g·盆<sup>-1</sup>。生物最大的狼尾草的干生物量是早熟禾的3.55倍。

研究表明,杂交狼尾草、苏丹草、高丹草喜温暖湿润气候,喜土层深厚肥沃的黏质土壤,春季栽植,60~70 d后株高达1~1.5 m即可刈割,全年刈割4~7次,鲜草产量可达到15万 kg·hm<sup>-2</sup><sup>[14]</sup>。本试验结果与文献资料基本一致。

## 2.2 复合污染条件下牧草对 $\Sigma$ PAHs的去除作用

如图2所示,在供试牧草中紫花苜蓿 $\Sigma$ PAHs质量分数最高为664.33  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,多花黑麦草质量分数最低为314.94  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其质量分数为多花黑麦草的2.11倍。供试牧草中 $\Sigma$ PAHs质量分数由高到低依次为:紫花苜蓿、菊苣、籽粒苋、苏丹草、高羊茅、杂交狼尾草、高丹草、早熟禾、多年生黑麦草、多花黑麦草。

供试牧草对 $\Sigma$ PAHs的富集系数和吸收量如表1所示,结果表明,紫花苜蓿对 $\Sigma$ PAHs的富集系数最高为0.33,其次为菊苣、籽粒苋,富集系数分别为0.27、0.26;多花黑麦草最低,富集系数为0.16。对 $\Sigma$ PAHs吸收量最大的是籽粒苋、杂交狼尾草、菊苣,吸收量分别为18.62、18.34、18.11 g·盆<sup>-1</sup>;吸收量最小的是多花黑麦草为4.63 g·盆<sup>-1</sup>。

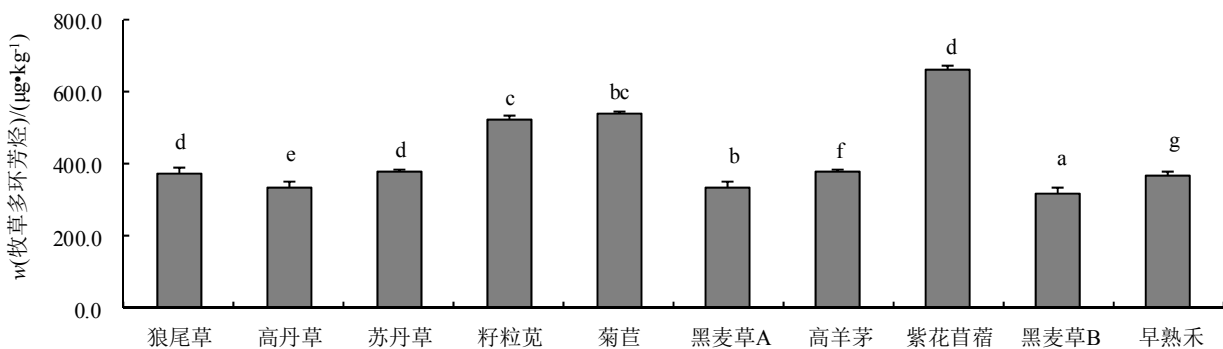
不同牧草对 $\Sigma$ PAHs的富集能力不同。在本研究中,紫花苜蓿富集系数最高,但其对 $\Sigma$ PAHs的吸收量显著小于籽粒苋、杂交狼尾草和菊苣对 $\Sigma$ PAHs的吸收量。其原因是狼尾草、籽粒苋等生物量较大,生长速度较快,而紫花苜蓿的生物量较小,生长速度慢<sup>[15]</sup>。

表1 供试牧草对 $\Sigma$ PAHs的富集系数和吸收量

Table 1 The enrichment coefficients and accumulation of PAHs of different tested pasture

牧草品种	富集系数	吸收量(g·盆 <sup>-1</sup> )
杂交狼尾草	0.19 d	18.34 ab
高丹草	0.17 de	14.23 cd
苏丹草	0.19 d	14.66 c
籽粒苋	0.26 bc	18.62 a
菊苣	0.27 b	18.11 ab
多年生黑麦草	0.17 de	8.93 e
高羊茅	0.19 d	8.19 ef
紫花苜蓿	0.33 a	11.83 d
多花黑麦草	0.16 f	4.63 g
早熟禾	0.18 de	5.12 f

在此基础上,进一步比较了种植不同牧草的土壤中 $\Sigma$ PAHs去除量、植物吸收量、 $\Sigma$ PAHs总降解量、植物根际对 $\Sigma$ PAHs的降解量。如表2所示,通过植物吸收去除的PAHs所占比例极低,吸收率大致范围是0.33%~0.91%。由此可见,植物能吸收并在体内积累PAHs,但只占土壤中总量的一小部分,微生物对 $\Sigma$ PAHs的降解作用是主要因素,其降解率为97.78%~99.67%。与对照相比,种植牧草的土壤中 $\Sigma$ PAHs降解作用更强,其根际降解率达到20.60%~77.65%。根系分泌物通过直接和间接两种途径去除土壤有机污染物PAHs,直接作用即根系释放到土壤中的酶可直接降解PAHs,植物死亡后酶释放到环境中还可以继续发挥分解作用。间接作用则是根系分泌物为根际微生物提供营养,降低土壤污染物的毒性,提高根际环境的空间异质性,改善了微生物的生存环境,促进根际微生物的生长,致使微生物的生物活性增强,最终提高了根际微生物对PAHs的降解能力<sup>[16]</sup>。大量研究表明,根际土壤可培养微生物区系总量和PAHs降解菌数量均大于非根际土壤,PAHs降解菌在根际土壤中有选择



图中数据为平均值 $\pm$ 标准差,数据间无相同字母表示在 $\alpha=0.05$ 水平上差异显著;黑麦草A代表多年生黑麦草,黑麦草B代表多花黑麦草

图2 复合污染条件下供试牧草中 $\Sigma$ PAHs质量分数

Fig.2 The contents of  $\Sigma$ PAHs of different tested pasture planted in complicated pollution soil

表2 供试牧草对 $\Sigma$ PAHs的降解作用的影响  
Table 2 Effects of tested pastures on the degradation of  $\Sigma$ PAHs

牧草品种	收割时土壤中 $\Sigma$ PAHs	土壤中 $\Sigma$ PAHs	植物吸收量/	$\Sigma$ PAHs	$\Sigma$ PAHs	植物根际的降解作用	
	质量分数/( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	去除量/( $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ )	( $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ )	总降解量/( $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ )	总降解率/%	降解量/( $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ )	降解率/%
杂交狼尾草	1.38	3.15	0.02	3.13	99.36	2.43	77.65
高丹草	1.41	3	0.01	2.99	99.67	2.29	76.56
苏丹草	1.41	3	0.01	2.99	99.67	2.29	76.55
籽粒苋	1.57	2.2	0.02	2.18	99.09	1.48	67.91
菊苣	1.83	0.9	0.02	0.88	97.78	0.18	20.60
多年生黑麦草	1.47	2.7	0.01	2.69	99.63	1.99	73.99
高羊茅	1.69	1.6	0.01	1.59	99.34	0.89	56.02
紫花苜蓿	1.43	2.9	0.01	2.89	99.66	2.19	75.76
多花黑麦草	1.45	2.8	0.01	2.80	99.64	2.10	74.96
早熟禾	1.78	1.15	0.01	1.14	99.13	0.44	38.86
对照	1.87	0.7	0	0.7	100.0	0	

性地增加<sup>[17-18]</sup>。

牧草种类不同,对PAHs有机污染物去除效果不同。在本研究中,对土壤中 $\Sigma$ PAHs去除量最强的为杂交狼尾草、高丹草和苏丹草,其次为高丹草、苏丹草、多年生黑麦草、紫花苜蓿、多花黑麦草、籽粒苋;菊苣、早熟禾的植物降解作用较弱。目前,不同种类植物吸收PAHs的差异机制尚不明确,可能与不同种类植物根系分泌物的差异有关。但迄今有关植物根系分泌物与植物吸收PAHs的相互关系,国内外研究很少,有待深入。

### 2.3 复合污染条件下牧草对砷富集能力的研究

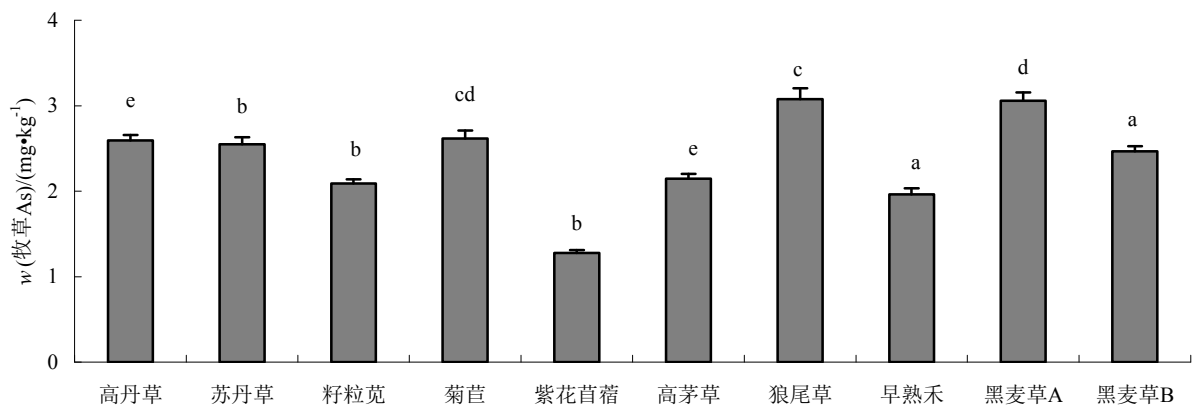
90 d收获后不同供试牧草中总As质量分数如图3所示。由图3可知,不同供试牧草中As质量分数存在差异。其中杂交狼尾草植株中的As质量分数最高为 $3.08\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,紫花苜蓿As质量分数最低为 $1.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。牧草中As质量分数由高到低依次为:杂交狼尾草、多年生黑麦草、菊苣、高丹草、苏丹草、多花黑麦草、高羊茅、籽粒苋、早熟禾、

紫花苜蓿。

供试牧草对As的富集系数和吸收量如表3所示。结果显示,杂交狼尾草和多年生黑麦草对As的富集系数最高,为0.049,其次是菊苣、高丹草,富集系数均为0.042;紫花苜蓿最低,富集系数为

表3 复合污染条件下供试牧草对As的富集系数和吸收量  
Table 3 The enrichment coefficients and accumulation of As for different tested pastures

牧草品种	富集系数	吸收量/( $\mu\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$ )
高丹草	0.042 b	49.95 b
苏丹草	0.041 b	44.81 bc
籽粒苋	0.034 cd	33.91 d
菊苣	0.042 b	39.92 c
紫花苜蓿	0.021 e	8.53 h
高羊茅	0.034 c	17.37 f
杂交狼尾草	0.049 a	68.92 a
早熟禾	0.032 d	12.40 g
多年生黑麦草	0.049 a	37.39 d
多花黑麦草	0.040 b	24.41 e



图中数据为平均值 $\pm$ 标准差,数据间无相同字母表示在 $\alpha=0.05$ 水平上差异显著;黑麦草A代表多年生黑麦草,黑麦草B代表多花黑麦草

图3 复合污染条件下供试牧草中As质量分数

Fig.3 The contents of As of different tested pasture planted in complicated pollution soil

表4 收割牧草时供试土壤中有效As、总As质量分数  
Table 4 The content of available As and total As in soil

处理	收割牧草时 $w(\text{总 As})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	试验初期 $w(\text{有效 As})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	收割牧草时有 $w(\text{As})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$w(\text{有效 As})$ 提高率/%
高丹草	26.84 a	1.81 a	3.31 ab	82.9
苏丹草	26.55 a	1.76 a	3.06 bc	73.9
籽粒苋	27.69 a	1.82 a	2.86 cd	57.1
菊苣	27.57 a	1.73 a	2.87 cd	57.6
紫花苜蓿	27.65 a	1.75 a	2.13 e	21.7
高茅草	27.13 a	1.83 a	2.21 e	20.8
杂交狼尾草	26.46 a	1.79 a	3.52 a	96.6
早熟禾	27.68 a	1.82 a	2.21 e	21.4
多年生黑麦草	27.64 a	1.76 a	2.76 d	56.8
多花黑麦草	27.95 a	1.78 a	2.98 cd	67.4
对照	28.13 a	1.81 a	1.83 f	2.3

0.021。同样,对As吸收量最大的是杂交狼尾草,其次为高丹草、苏丹草,均显著性高于其他牧草的As吸收量( $P<0.05$ );吸收量最低的是紫花苜蓿。

如表4所示,在定苗期90d时,不同牧草种植下土壤中总As质量分数均未出现显著差异( $P>0.05$ )。但不同牧草种植下土壤中总As质量分数均低于对照,其中狼尾草、高丹草、苏丹草处理下土壤中总As质量分数最低。定苗90d后,种植不同种类牧草的土壤中有有效态As质量分数存在显著差异( $P<0.05$ ),狼尾草、高丹草、苏丹草种植土壤中的有效As质量分数最高,与定苗前相比,其质量分数分别增加了96.6%、82.9%、73.9%。早熟禾植土壤中的有效As质量分数最低,其质量分数仅增加了21.4%。

研究发现,不同植物对重金属的耐性、吸收、转运能力相差很大<sup>[19]</sup>。杂交狼尾草、多年生黑麦草、菊苣植株中的As含量最高、富集系数最大,但对土壤中重金属吸收量最大均为杂交狼尾草、高丹草、苏丹草,同时该三种牧草在提高重金属有效态含量方面,也显著性高于其他牧草。这主要由于其生物量大、生长速度快。同时其根系活动旺盛,可分泌大量相关物质加强土壤中微生物的活性,促进共代谢作用,从而使得土壤中有有效态重金属显著提高,并促进了植株对重金属的吸收<sup>[20]</sup>。

综上所述,狼尾草、高丹草、苏丹草对复合污染土壤中PAHs和As的去除能力较强,修复效果较好,适宜种植在污灌区复合污染的土壤中。

### 3 结论

1) 不同种类牧草生物量差异较大,本研究中,生物量最大的为杂交狼尾草;高丹草、苏丹草的生物量次之;早熟禾生物量最小。生物最大的狼尾草的干质量是早熟禾的3.55倍。

2) 土壤中PAHs去除的主要途径是植物根际环境微生物的降解作用,通过植物吸收去除的

PAHs所占比例极低。在本研究中,对土壤中 $\Sigma$ PAHs去除量最强的为杂交狼尾草、高丹草和苏丹草,其次为高丹草、苏丹草、多年生黑麦草、紫花苜蓿、多花黑麦草、籽粒苋;菊苣、早熟禾的植物降解作用较弱。

3) 种植不同种类牧草对复合污染土壤中As的去除能力不同。对As吸收量最大的是杂交狼尾草,其次为高丹草、苏丹草,吸收量最低的是紫花苜蓿。不同牧草种植下土壤中总As质量分数没有显著性差异。定苗90d后,土壤中有有效态As质量分数存在显著差异,狼尾草、高丹草、苏丹草种植土壤中的有效As质量分数最高,与定苗前相比,其质量分数增加了73.9%~96.6%,早熟禾植土壤中的有效As质量分数最低,其质量分数仅增加了21.4%。

### 参考文献:

- [1] MIGUEL DE PAZ J, SANCHEZ J, VISCONTI F. Combined use of GIS and environmental indicators for assessment of chemical, physical and biological soil degradation in a Spanish Mediterranean region[J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 79: 150-162.
- [2] 崔刑涛, 梁文楼, 石少坚, 等. 石家庄污灌区土壤重金属污染现状评价[J]. *地球与环境*, 2010, 38(1): 36-42.
- [3] 解艳艳, 樊贵盛, 周怀平, 等. 太原市污灌区土壤重金属污染现状评价[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(8): 1553-1560.
- [4] 范淑秀, 李培军, 巩宗强, 等. 苜蓿对多环芳烃非污染土壤的修复作用研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(9): 2080-2084.
- [5] ALKORTA I, HERNÁNDEZ-ALLICA J, BECERRIL J M, et al. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic [J]. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2004, 3: 71-90.
- [6] MCINTYRE T. Phytoremediation of heavy metals from soils [J]. *Advances in Biochemical Engineering. Biotechnology*, 2003, 78: 97-123.
- [7] CLEMENTE R, WALKER D J, BERNAL M P. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138(1): 46-58.

- [8] WEI S H, ZHOU Q X, WANG X, et al. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. [J]. Chinese Science Bulletin, 2005, 50 (1): 33-38.
- [9] 宋雪英, 李昕馨, 伦小文, 等. 张士灌区多环芳烃污染土壤的植物修复[J]. 生态环境学报, 2009, 18(2): 531-534.
- [10] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25-38, 370-398.
- [11] HUANG R Q, GAO S F, WANG W L, et al. Soil arsenic availability and the transfer of soil arsenic to crops in suburban areas in Fujian Province, southeast China [J]. Science of the Total Environment, 2006, 368(2/3): 531-534.
- [12] TAO S, CUI Y H. Determination of PAHs in wastewater irrigated agricultural soil using accelerated solvent extraction [J]. Journal of Environmental Science and Health, 2002, 37:141-150.
- [13] DERAM A, DENAYER F O, DUBOURGIER H C, et al. Zinc and cadmium accumulation among and within populations of the pseudometallophytic species *Arrhenatherum elatius*: Implications for phytoextraction[J]. Science of the Total Environment, 2007, 372: 372-381.
- [14] 张杏锋, 夏汉平, 李志安, 等. 牧草对重金属污染土壤的植物修复综述[J]. 生态学杂志, 2009, 28 (8): 1640- 1646.
- [15] BANKS M K, LEE E, SCHWAB A P. Evaluation of dissipation mechanisms for benzo[a]pyrene in the rhizosphere of tall fescue [J]. Journal of Environmental Quality, 1999, 28: 294-298.
- [16] RENTZ J A, ALVAREZ P J J, SCHNOOR J L. Benzo[a]pyrene co-metabolism in the presence of plant root extracts and exudates: implications for phytoremediation [J]. Environmental Pollution, 2005, 136: 477-484.
- [17] JOHNSON D L, ANDERSON D R, MCGRATH S P. Soil microbial response during the phytoremediation of a PAH contaminated soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37: 2334-2336.
- [18] LI H, LUO Y M, SONG J, et al. Degradation of benzo[a]pyrene in an experimentally contaminated paddy soil by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2006, 28: 183-188.
- [19] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力[J]. 中国草地学报, 2012, 34(1): 59-76.
- [20] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 挖沙废弃地草本能源植物生物品质对氮肥的响应[J]. 中国草地学报, 2011, 33(1): 11-17.

## Phytoremediation of combined pollution soil in a sewage irrigation area

ZHAO Ying, LIU Lijun, DANG Jinhua\*, SHI Xiaokai, XIANG Yun, ZHANG Li

Shanxi Research Academy of Environmental Sciences, Taiyuan, Shanxi 030027, China

**Abstract:** The effects of different pasture planting on the remediation of PAHs and As in the combined pollution soil were investigated based on the pot experiments. The results presented that the degradation of rhizosphere microorganism was a major way for PAHs removal of soil. The PAHs removal by plant uptake was minor. In this study, the PAHs removal efficiencies were the highest for the soil planted by the hybrid Pennisetum, Gaodan grass and Sudangrass, with the values were 99.36%-99.67%. The lowest corresponding values were 97.78% for the soil planted by the endive. There is no obvious difference for As contents in the soil planted by different pastures. However, the available As contents in the soils planted by the hybrid Pennisetum, Gaodan grass and Sudangrass were highest. They increased 73.9%-96.6% comparing with that in the beginning of the final singling. The available As contents in the soils planted by the bluegrass were lowest, and increased only 21.4%. This study showed that the hybrid Pennisetum, Gaodan grass and Sudangrass were characterized by higher removal efficiencies of PAHs and As in the combined pollution soil. Thus, they were suitable for the remediation and controlling of the combined pollution farmland in the sewage irrigation area

**Key words:** sewage irrigation area; phytoremediation; combined pollution; PAHs; heavy metal