香根草及添加剂对模拟降雨条件下汞污染土壤和矿渣地表径流中汞含量的影响*

王 衡[1,2] 冯新斌[1**] 王建旭[1,2] 仇广乐[1]
([1] 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; [2] 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要 通过盆栽试验,模拟降雨研究香根草(*Vetiveria zizanioides*)及添加剂(木屑、腐殖土)对汞污染土壤和汞矿渣中汞通过地表径流向周围迁移的影响,结果显示:(1)颗粒态汞占地表径流总汞的80%以上,是汞进行迁移的最主要途径。(2)在汞污染土壤中直接种植香根草,或者将香根草分别与木屑或腐殖土结合,能有效减少地表径流中的总汞(63% ~85%)、颗粒态汞(63% ~85%)和可溶态汞(27% ~73%)向周围环境迁移,其效果显著高于直接在污染土壤中添加单一的木屑(5%)或腐殖土(23%)。(3)在矿渣中直接添加低汞土壤或木屑、或直接种植香根草,或将香根草分别与低汞土壤、木屑、腐殖土结合均能有效固定矿渣中的总汞(29% ~82%)、颗粒态汞(27% ~84%)和可溶态汞(20% ~70%)。

关键词 香根草; 添加剂; 土壤; 矿渣; 汞

中图分类号 S963 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)5-0922-06

Mitigation effects of *Vetiveria zizanioides* and additives on surface runoff mercury concentration from mercury-contaminated soil and slag under simulated rainfall.

WANG Heng[1,2], FENG Xin-bin[1**], WANG Jian-xu[1,2], QIU Guang-le[1] ([1]*State Key Laboratory of Environmental Geochemistry*, *Chinese Academy of Sciences*, *Guiyang* 550002, *China*; [2]*Graduate University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, **30**(5): 922-927.

Abstract: A pot experiment with simulated rainfall was conducted to study the mitigation effects of *Vetiveria zizanioides* and additives (sawdust and humus soil) on the surface runoff mercury concentration from Hg-contaminated soil and slag. In the surface runoff, particle mercury accounted for 80% of the total mercury, being the leading form of mercury transported to environment. Planting *V. zizanioides* on the Hg-contaminated soil or applying *V. zizanioides* mixed with sawdust or humus soil into the contaminated soil could effectively reduce the total mercury, particle mercury, and dissolved mercury transportation to environment by 63%-85%, 63%-85%, or 27%-73%, respectively, and the effect was significantly higher than that of applying single sawdust (5%) or humus soil (23%) into the contaminated soil. Applying background soil or sawdust into the Hg-contaminated slag, planting *V. zizanioides* on the slag, or applying *V. zizanioides* mixed with background soil, sawdust, or humus soil into the slag could effectively fix the total mercury, particle mercury, and dissolved mercury in slag by 29%-82%, 27%-84%, or 20%-70%, respectively.

Key words: *Vetiveria zizanioides*; additive; soil; slag; mercury.

汞是唯一一种能以气态形式存在的重金属元素,能够随大气环流进行全球长距离传输,对环境和人体危害较大,全球大面积土地由于人类不合理生产、使用和储藏汞而受到严重污染,一直是人类迫切需要解决的环境问题。传统的汞污染修复方法有土壤挖掘、填埋、土壤清洗以及通过物理化学技术进行固化、提取等。但刘平等(2007)指出,这些方法效率低、成本高,同时还破坏了土壤原有的生物环境。土壤汞污染的植物修复技术是近年发展起来的新兴

*国家高技术研究发展计划项目(2008AA06Z335)资助。
**通讯作者 E-mail: fengxinbin@vip.skleg.cn
收稿日期: 2011-03-25 接受日期: 2011-04-20

技术,而植物提取技术因为成本低、易实施,一直倍受推崇。Rodriguez 等(2007)以西班牙 Almadén 汞污染土壤为修复对象,研究了大麦(*Hordeum vulgare*)等生物量较大的作物对土壤中汞的富集能力。但对于汞污染十分严重的地区,植物提取需要的年限过长,因此植物固定技术则显得尤其重要。利用植物和化学改良剂对污染土壤中的汞进行原位固定和稳定(Moreno & Sígolo,2006),能有效防止汞向周围扩散,减小污染面积,减轻危害程度,主要是通过降低土壤中生物可利用态汞的含量从而达到降低汞的迁移性的目的。

研究显示,具有发达根系的香根草(*Vetiveria zizanioides*)对 Cu、Cd、Ni、Cr 和 Zn 等重金属元素具有较强的耐受性,且生物量很大,已在澳大利亚被应用于矿山废渣重金属植物固定的试验研究(Chen *et al.*,2004)。香根草又叫岩兰草,是多年生禾本科岩兰草属植物,其发达致密的根系能提高土壤剪切强度,起到固土作用。香根草具有极强生态的抗逆性(旱、湿、寒、热、酸、碱),在各类土壤条件(如非常贫瘠、紧实、强酸(pH=4)、强碱(pH=11)、具有重金属毒害)的土壤上都能生长。因此其所具备的广泛土壤适应性以及对多种有毒元素的高度耐性与强吸收力,使得香根草成为矿山污染土壤和矿渣治理的理想材料(杨兵等,2005;张国发等,2005;郑小林等,2007)。国内外利用植物固定法对汞污染土壤的修复工作开展较少。本文通过研究香根草及添加剂在模拟降雨条件下对汞污染土壤和汞矿废渣中汞的固定作用,旨在抑制汞通过地表径流向周围环境迁移,防止污染面积扩大,以期为今后开发利用香根草修复汞污染土壤提供依据。

1　材料和方法

1.1　实验材料

供试汞污染土壤和矿渣采自贵州万山汞矿区;低汞土壤,即未受汞污染的背景区土壤,采自贵州省毕节市黔西县。2 种土壤自然风干后均过 4 mm 筛。污染土壤有机质平均含量为 49.4 $g \cdot kg^{-1}$,总汞平均含量为 88.9 $mg \cdot kg^{-1}$;矿渣总汞平均含量为 27.8 $mg \cdot kg^{-1}$;供试木屑为已杀菌消毒兰花专用肥料,总汞平均含量为 0.02 $mg \cdot kg^{-1}$;腐殖土为以松针为主的腐叶土,总汞平均含量为 0.21 $mg \cdot kg^{-1}$。供试香根草购买于贵州省农业科学研究院。将采自培养基地的香根草经过修剪,留约 10 cm 茎头,8 cm 根部。每一样坑种 3~4 株为一丛,按丛距与行距分别 10 cm 种植于大小为 540 mm(长)×370 mm(宽)×245 mm(高)的培养箱中。

1.2　实验方法

1.2.1　植物培养　土壤培养:6 个塑料箱分别装入 12 kg 汞污染土壤,分 3 组,每组 2 个。其中,第 1 组作空白,不加任何材料,第 2 组、第 3 组每个塑料箱分别按与土壤的体积比为 1∶2,加入木屑和腐殖土,分别混匀。然后在每组取 1 个塑料箱种植香根草,对应的另一个作为对照。

矿渣培养:8 个塑料箱分别装入 13 kg 汞矿渣,分 4 组,每组 2 个。其中,第 1 组作空白,不加任何材料;第 2 组加入低汞土壤(与矿渣体积比为 10%),混匀;第 3 组加入低汞土壤(与矿渣体积比为 10%)和木屑(与矿渣体积比为 20%),混匀;第 4 组加入低汞土壤(与矿渣体积比为 10%)和腐殖土(与矿渣体积比为 20%),混匀。然后每组取 1 个塑料箱种植香根草,对应的另一个作为对照。于 2010 年 7 月 9 日将香根草种于培养箱中,待香根草生长 2 个月后,即 2010 年 9 月 10 日进行模拟降雨实验。

1.2.2　模拟降雨　实验中模拟人工降雨,降雨器喷头距土面高度为 2.5 m,土壤试验降雨强度为 8.5 $mm \cdot min^{-1}$,矿渣试验降雨强度为 17 $mm \cdot min^{-1}$,有效降雨面积大于 540 mm×370 mm。降雨试验开始前,根据预先设定的降雨强度调整好喷头位置,首先进行预降雨以标定降雨强度,之后正式开始降雨试验。试验时,将每个培养箱倾斜 25°放置,与贵州万山汞矿区的山体坡度大体一致。地表径流产流后前 5 min 内每分钟取样 1 次,之后 5 min 取 1 次样,并分别测定产流量。由于试验过程中采用较大的雨强,降雨历时也较短,因此忽略了植被截留和雨期蒸发。

将收集的地表径流,一部分用 0.45 μm 滤膜过滤消解测定其可溶态汞含量,剩下部分直接消解测定其总汞含量,总汞含量减去可溶态汞含量为样品的颗粒态汞含量。将每一处理所获得的 6 次数据取平均值,计算出地表径流中各种形态的汞含量。

1.2.3　分析方法　水样汞含量采用日本生产的 NIPPON(RA-300)冷原子吸收全自动测汞仪测定(灵敏度<1 $ng \cdot L^{-1}$)。水样的前处理参照阎海鱼等(2003)的方法。固体样品汞含量采用俄罗斯生产的 LUMEX 测汞仪(RA-915+塞曼效应汞分析仪和配套 PYRO-915 热解装置)测定。

1.2.4 质量控制 样品测定过程中采用标准工作曲线、空白试验、平行样及样品加标回收实验，对实验数据进行质量控制。样品测定时分别带10%空白样和平行样，并对水样样品的总汞采用样品加标回收实验验证，其加标回收率96%～103%，平均回收率为99.9%。固体样品的总汞测定采用土壤GBW 070009（2.2±0.4 mg·kg^{-1}）作为标准物质，其回收率83%～107%，平均回收率为96%。

2 结果与分析

2.1 香根草及添加剂对土壤地表径流中汞含量的影响

2.1.1 各处理土壤地表径流总汞含量 由图1可知，空白土壤地表径流总汞浓度为92.6 μg·L^{-1}，在汞污染土壤中加入木屑或腐殖土后，其地表径流中总汞浓度分别为87.6和76.6 μg·L^{-1}，与空白无明显差异。在空白土壤中种植香根草，或者在加入木屑或腐殖土的土壤中种植香根草，其产生的地表径流总汞浓度分别为14.1、16.0和34.1 μg·L^{-1}，明显低于未种植香根草的各处理，相对空白土壤，地表径流总汞分别减少了84%、82%、63%。结果表明，直接在汞污染土壤、或在加入木屑或腐殖土的汞污染土壤中种植香根草，均能有效减少地表径流中总汞的迁移，但直接在汞污染土壤中种植香根草或者同时加入木屑，其效果最佳。

2.1.2 各处理土壤地表径流颗粒态汞含量 由图2可知，空白土壤地表径流颗粒态汞浓度为92.4 μg·L^{-1}，在汞污染土壤中加入木屑或腐殖土后，其地表径流中颗粒态汞浓度分别为87.5和71.2 μg·L^{-1}，与空白无明显差异。在空白土壤中种植香根草，或者在加入木屑或腐殖土的土壤中种植香根草，其产生的地表径流颗粒态汞浓度分别为14.0、15.8和34.0 μg·L^{-1}，明显低于未种植香根草的各处理，相对空白土壤分别减少了85%、83%、63%。虽然木屑和腐殖土对土壤中颗粒态汞具有一定的固定作用，但其效果不明显，种植香根草后，地表径流颗粒态汞浓度明显下降，其中，在空白土壤和加入木屑的土壤中种植香根草，其地表径流颗粒态汞浓度相近，且明显低于加入腐殖土的土壤中种植香根草。结果表明，直接在汞污染土壤中种植香根草或者同时加入木屑，效果最佳。

2.1.3 各处理土壤地表径流可溶态汞含量 如图3所示，直接在土壤中加入腐殖土，其地表径流可溶态汞浓度达5.21 μg·L^{-1}，相对土壤空白地表径流中可溶态汞浓度（0.18 μg·L^{-1}）明显增加。在土壤中加入木屑，地表径流可溶态汞浓度降低38%；在空白土壤、添加木屑或腐殖土的土壤中分别种植香根草，其地表径流可溶态汞浓度分别降低74%、28%、33%。

结果表明，除腐殖土明显增加了土壤地表径流中可溶态汞浓度以外，其余各处理虽然均降低了地表径流中可溶态汞浓度，说明除腐殖土外的各处理均能降低土壤中可溶态汞的迁移。

2.2 香根草及添加剂对矿渣地表径流中汞含量的影响

2.2.1 矿渣各处理地表径流中总汞含量 为了保

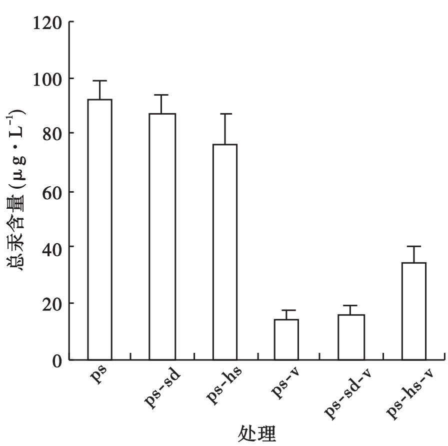

图1 土壤各处理地表径流总汞浓度

Fig.1 Total mercury concentration of soil surface runoff under different treatments

图中ps为污染土壤，ps-sd为污染土壤+木屑，ps-hs为污染土壤+腐殖土，ps-v为污染土壤+香根草，ps-sd-v为污染土壤+木屑+香根草，ps-hs-v为污染土壤+腐殖土+香根草。

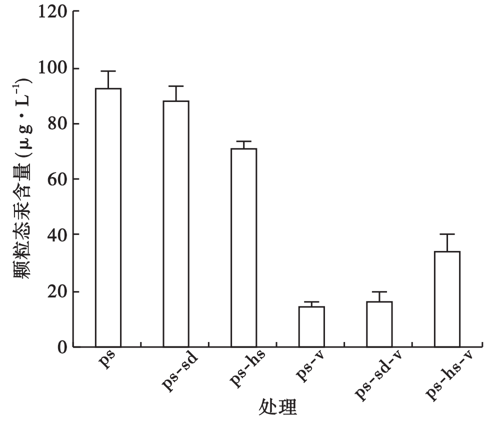

图2 土壤各处理地表径流颗粒态汞含量

Fig.2 Particle mercury concentration of soil surface runoff under different treatments

证香根草能在贫瘠的矿渣中正常生长,每个处理中均添加了体积比为 10% 的低汞土壤(背景区土壤)。在矿渣中加入腐殖土,其地表径流总汞浓度为 3.31 μg·L^{-1},比空白矿渣地表径流总汞浓度(2.26 μg·L^{-1})增加了 46%。其他各处理均降低了矿渣地表径流总汞含量(图 4)。在矿渣中仅加入低汞土壤,其地表径流总汞含量为 1.6 μg·L^{-1},相对空白减少了 29%;在矿渣中加入低汞土壤和木屑,其地表径流总汞含量为 0.57 μg·L^{-1},相对空白减少了 75%;分别在以上各处理中种植香根草,其地表径流总汞含量分别为 0.75、0.53、0.40 μg·L^{-1},相对空白分别减少了 67%、76%、82%,直接在空白矿渣中种植香根草也能减少地表径流中 38% 的总汞。

结果表明,除直接在矿渣中添加腐殖土以外,其他各处理均能降低地表径流中总汞浓度,有效降低了总汞向周围环境的迁移。其中,同时在矿渣中加入低汞土壤和木屑,或者将香根草分别与木屑或腐殖土结合种植于矿渣中,效果最佳。

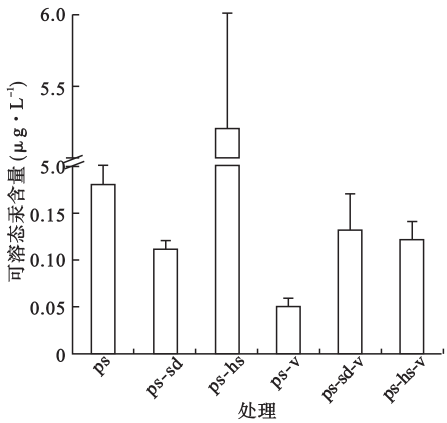

图 3　土壤各处理地表径流可溶态汞含量

Fig. 3　Dissolved mercury concentration of soil surface runoff under different treatments

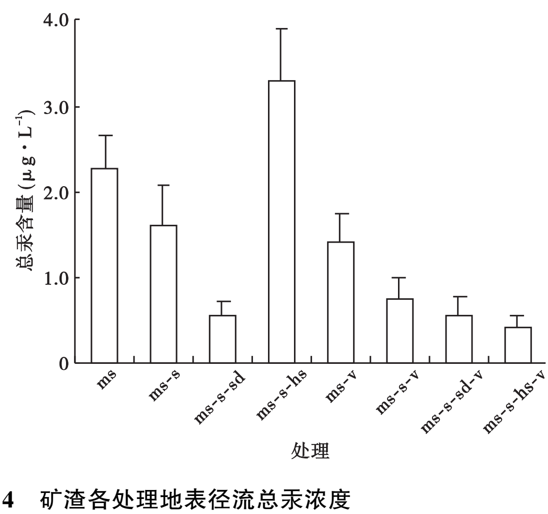

图 4　矿渣各处理地表径流总汞浓度

Fig. 4　Total mercury concentration of slag surface runoff under different treatments

2.2.2　矿渣各处理地表径流颗粒态汞含量　从图 5 可以看出,各处理地表径流中颗粒态汞含量的变化与总汞变化一致,除加入腐殖土会增加地表径流颗粒态汞浓度(增加 56%)外,其他处理均能相应降低地表径流颗粒态汞浓度(减少 27% ~84%)。未种植香根草的处理中,直接加入木屑能降低地表径流中 77% 的颗粒态汞。

结果表明,单一的低汞土壤、木屑、或者分别与香根草结合,以及腐殖土与香根草结合,均对矿渣中的颗粒态汞具有良好的固定效果,能有效阻止颗粒态汞通过地表径流向周围环境迁移。其中,在添加低汞土壤和木屑、低汞土壤和腐殖土的矿渣中种植香根草,或者直接在矿渣中加入低汞土壤和木屑,这 3 个处理对颗粒态汞的固定效果最佳。

2.2.3　矿渣各处理地表径流可溶态汞含量　从图 6 可以看出,所有处理的地表径流可溶态汞含量均低于空白。其中,直接加入腐殖土的矿渣其地表径流可溶态汞含量减少比例最低,为 20%;其次为直接加入低汞土壤的矿渣,其相对空白减少了 44%。而其余各处理均能减少 50% ~70%。

结果说明,在矿渣中添加单一木屑、腐殖土或低汞土壤,或者是香根草与木屑或腐殖土的结合均能有效固定矿渣中的可溶态汞。而直接在加入低汞土壤的矿渣中,或者在加入低汞土壤和腐殖土的矿渣中分别种植香根草,其对可溶态汞的固定效果最好,直接在矿渣中加入低汞土壤和木屑,或者同时在其

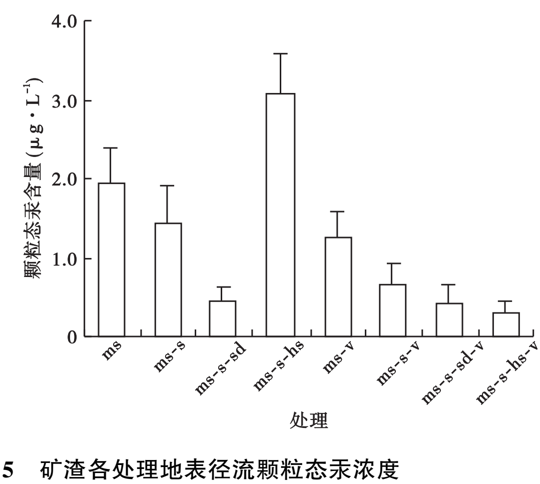

图 5　矿渣各处理地表径流颗粒态汞浓度

Fig. 5　Particle mercury concentration of slag surface runoff under different treatments

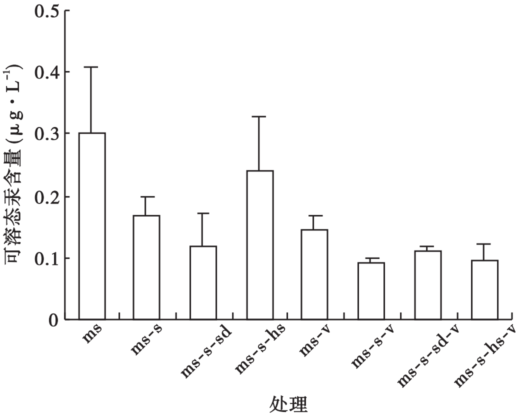

图6　矿渣各处理地表径流可溶态汞浓度

Fig. 6　Dissolved mercury concentration of slag surface runoff under different treatments

中种植香根草,效果次之。

3　讨　论

本研究显示,在汞矿渣中加入单一腐殖土,其地表径流总汞和颗粒态汞含量升高(图4、图5),这可能是因为本实验所采用的腐殖土其粒径较大,腐烂程度不够,它虽然能吸附矿渣表面的汞,但由于其粘性较弱,不能与矿渣很好地固定在一起,因此雨水的冲刷加重了汞的迁移。但具体的原因和机理还有待进一步研究。

在汞污染土壤中加入单一腐殖土,虽然地表径流中可溶态汞含量有所升高(图3),但总汞和颗粒态汞的含量降低(图1、图2),且颗粒态汞占了总汞的95%以上,说明汞的迁移主要以颗粒态为主,可溶态汞的迁移是次要的,降低了颗粒态汞的迁移也就达到了降低汞迁移的效果。因此添加单一的腐殖土能够降低土壤中汞的迁移能力。

除上述矿渣中添加单一腐殖土不能有效阻止汞的迁移外,在汞污染土壤中添加木屑,或者在矿渣中添加低汞土壤或木屑,均能降低地表径流中总汞、颗粒态汞和可溶态汞含量。另外,在汞污染土壤或矿渣中直接种植香根草,或者将香根草分别与低汞土壤、木屑、腐殖土结合,更能有效固定汞污染土壤或矿渣中的总汞、颗粒态汞及可溶态汞,减少了各形态汞通过地表径流向周围环境迁移,其固定效果远高于在汞污染土壤和矿渣中添加单一的木屑或腐殖土。

结合上述分析表明,在汞污染土壤中,直接种植香根草或者在种植香根草的同时加入木屑,对阻止总汞和颗粒态汞向周围迁移的效果最好;对于可溶态汞,除腐殖土会增加迁移外,其余各处理均能减少其迁移。对于汞矿渣,在添加低汞土壤和木屑、低汞土壤和腐殖土的矿渣中分别种植香根草,或者直接在矿渣中加入低汞土壤和木屑,这3个处理对减少矿渣地表径流中总汞和颗粒态汞向周围环境迁移效果的最好;而针对矿渣中的可溶态汞,直接在加入低汞土壤的矿渣中,或者在加入低汞土壤和腐殖土的矿渣中分别种植香根草,其对可溶态汞的固定效果最好,直接在矿渣中加入低汞土壤和木屑,或者同时在其中种植香根草,其效果次之。

综合来看,颗粒态汞占淋滤液总汞的80%以上,是汞进行迁移的最主要途径。而香根草的根系在固定土壤和矿渣,增强其紧致度方面有重要作用,颗粒物迁移的量降低,汞的迁移也随之降低,而溶解态汞迁移仅是次要地位。说明香根草尤其是其发达的根系在阻止地表径流中各种形态汞向周围迁移的过程中意义重大。努扎艾提·艾比布等(2010)在研究香根草修复Zn、Cu污染物时发现,Zn、Cu在香根草体内的分布主要是根部积累为主。植物大量的根系还可以增加土壤的孔隙度和透水性,在加入腐植酸后,可溶态汞与腐植酸络合能很稳定地滞留在植物根系内,从而大大减少了汞通过淋滤向土壤深部的迁移(Moreno *et al.*, 2005)。在矿渣中加入单一腐殖土不能有效减少地表径流中汞的迁移,而在加入腐殖土的同时种植香根草却能有效减少地表径流中各种形态汞的含量,这可能就是腐殖土中含有的腐殖酸与汞络合后滞留在根系的原因。吴敏等(2010)研究发现,投加腐殖土能明显降低活性污泥中Zn、Ni元素的潜在迁移能力。有研究表明,利用有机质的吸附、络合、沉淀作用或这些作用的综合,减少了土壤中Hg(Moreno *et al.*, 2005)、Pb、Cu(Kumpiene *et al.*, 2007)等元素的活动性和生物可利用性。本研究结果与上述学者的研究结果相似。

4　结　论

颗粒态汞占地表径流总汞的80%以上,是汞进行迁移的最主要途径。

在汞污染土壤中直接种植香根草,或者将香根草分别与木屑或腐殖土结合,能有效减少地表径流中汞向周围环境的迁移,其效果明显高于直接在污染土壤中添加单一的木屑或腐殖土。其中,直接在污染土壤中种植香根草或者在种植香根草的同时加

入木屑,其效果最好。

在矿渣中直接添加腐殖土不利于降低汞的迁移,而直接添加低汞土壤或木屑、或直接种植香根草,或将香根草分别与低汞土壤、木屑、腐殖土结合均能有效固定矿渣中的汞。

参考文献

刘　平, 仇广乐, 商立海. 2007. 汞污染土壤植物修复技术研究进展. 生态学杂志, **26**(6): 933-937.

努扎艾提·艾比布, 刘云国, 宋华晓, 等. 2010. 重金属 Zn、Cu 对香根草生理生化指标的影响及其积累特性研究. 农业环境科学学报, **29**(1): 54-59.

吴　敏, 朱　睿, 魏传银, 等. 2010. 腐殖土对活性污泥中重金属形态分布的影响. 同济大学学报(自然科学版), **38**(2): 263-267.

阎海鱼, 冯新斌, 商立海. 等. 2003. 天然水体中痕量汞的形态分析方法研究. 分析测试学报, **22**(5): 10-13.

杨　兵, 蓝崇钰, 束文圣. 2005. 香根草在铅锌尾矿上生长及其对重金属的吸. 生态学报, **25**(1): 46-50.

张国发, 姜旭红, 崔玉波. 2005. 香根草研究与应用进展. 草业科学, **22**(1): 73-78.

郑小林, 朱照宇, 黄伟雄, 等. 2007. N、P、K 肥对香根草修复土壤镉、锌污染效率的影响. 西北植物学报, **27**(3): 560-564.

Chen Y, Shen Z, Li X. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the hytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, **19**: 1553-1565.

Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. 2007. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environmental Pollution*, **145**: 365-373.

Moreno FN, Sígolo JB. 2006. Controlled phytostabilization: Proposed process for the revitalization of liabilities from foundry sands// Abstracts of IV International Seminar on Remediation and Redevelopment of Contaminated Sites, São Paulo, SP, Brazil.

Moreno FN. 2005. Phytoremediation of Mercury-Contaminated Mine Wastes (PhD Thesis). New Zealand: Massey University.

Moreno FN, Anderson CWN, Stewart RB. 2004. Phytoremediation of mercury-contaminated mine tailings by induced plant-Hg accumulation. *Environmental Practice*, **6**: 165-175.

Moreno FN, Anderson CWN, Stewart RB, *et al*. 2005. Induced plant uptake and transport of mercury in the presence of sulphur-containing ligands and humic acid. *New Phytologist*, **166**: 445-454.

Rodriguez L, Rincon J, Asencio I, *et al*. 2007. Capability of selected crop plants for shoot mercury accumulation from polluted soils: Phytoremediation perspectives. *International Journal of Phytoremediation*, **9**: 1-13.

作者简介　王　衡,女,1985 年生,博士研究生,主要从事环境地球化学方面研究。E-mail: hengwang198510@126.com

责任编辑　魏中青