

彭丽成, 黄占斌, 石宇, 等. 2011. 不同环境材料对 Pb、Cd 污染土壤的淋溶效应[J]. 环境科学学报, 31(5): 1033-1038

Peng L C, Huang Z B, Shi Y, et al. 2011. Leaching effects of different environmental materials on soils polluted by Pb and Cd [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 31(5): 1033-1038

不同环境材料对 Pb、Cd 污染土壤的淋溶效应

彭丽成¹, 黄占斌^{1, 2, *}, 石宇¹, 何磊¹, 章智明¹, 刘亚琦¹

1. 中国矿业大学(北京) 化学与环境工程学院, 北京 100083

2. 中国科学院水土保持研究所 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室 杨凌 712100

收稿日期: 2010-09-08 修回日期: 2010-09-26 录用日期: 2010-10-13

摘要: 为了探索环境材料对土壤中重金属的去除效果, 采用土柱淋溶方法研究了不同环境材料(腐殖酸 HA、高分子材料 SAP、粉煤灰 FM 及沸石 FS) 对污染土壤(单一 Pb 污染土壤、单一 Cd 污染土壤和 Pb-Cd 复合污染土壤) 中铅(Pb)、镉(Cd) 的淋溶效应。结果表明: 添加不同环境材料处理的淋出液 pH 值呈现先上升后降低再上升的趋势, 均为弱碱性。添加 FM 和复合 N1(HA + SAP + FM + FS)、N2(HA + SAP + FM) 处理淋出液的电导率(EC) 明显高于其它。FM 和复合 N1、N2 对单一 Pb 污染土壤中 Pb 达到显著固定作用; 单一 Cd 污染土壤中, 添加单一 SAP 处理所淋溶出的 Cd 量小于 CK(未加任何环境材料), 淋溶出的 Cd 量为 CK 的 63.68%, 对 Cd 起到一定的固定作用; Pb-Cd 复合污染土壤中, HA 对 Pb 达到显著固定作用, 淋出 Pb 量仅为 CK 的 40.6%。SAP 及复合 N3 对 Cd 的固定作用明显, 淋溶出的 Cd 量分别为 CK 的 55.32%、78.13%。可见, 采用的环境材料对重金属淋溶能起到一定的抑制作用。

关键词: 环境材料; 重金属; 铅(Pb); 镉(Cd); 土壤; 淋溶

文章编号: 0253-2468(2011) 05-1033-06 中图分类号: X53 文献标识码: A

Leaching effects of different environmental materials on soils polluted by Pb and Cd

PENG Licheng¹, HUANG Zhanbin^{1, 2, *}, SHI Yu¹, HE Lei¹, ZHANG Zhiming¹, LIU Yaqi¹

1. School of Chemical and Environmental Engineering, China University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083

2. The State Key Laboratory of Soil Erosion and Dry-land Farming on Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, CAS and MWR, Yangling 712100

Received 8 September 2010; received in revised form 26 September 2010; accepted 13 October 2010

Abstract: In order to investigate the removal efficiency of heavy metals in soil by environmental materials, the leaching effect of different environmental materials, humic acid (HA), polymer materials (SAP), fly ash (FM) and zeolite (FS), on soil polluted by Pb and Cd was measured by soil column leaching. The results showed that the pH values of the soil leaching first increasing and then decreasing and rising again, were alkaline in the above environmental media. The electricity conductivity (EC) of the soil leaching treated by fly ash and complex environmental media N1(HA + SAP + FM + FS) and N2(HA + SAP + FM), was obviously higher than that of the soil leaching treated by other environmental materials. For the soil polluted by Pb, the fixation of Pb in environmental media, such as fly ash and N1, N2 was higher than that of Pb in check environmental media; By comparison, for the soil polluted by Cd, the fixation of Cd in polymer materials was higher than that of Cd in other check environmental materials. In the soil contaminated by Pb and Cd, the fixation of Pb by humic acid was higher than that of Pb by check material, and compared with check material, the Pb release quantity treated by HA was 40.6% of it. And the fixation of Cd by polymer materials and N3(HA + SAP + FS) was higher than that of Cd by check material, and compared with check leaching, the Cd concentration of leaching reached to 55.32% and 78.13% respectively. Therefore, it indicated that the environmental materials played an inhibitory effect on leaching of heavy metals.

Keywords: environmental materials; heavy metal; lead(Pb); cadmium(Cd); soil; leaching

基金项目: 国家自然科学基金(No. 40971164); 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室基金(No. 10501-258); 国家高技术研究发展计划项目(863)(No. 2006AA100215)

Supported by the National Natural Science Foundation of China(No. 40971164), the State Key Laboratory of Soil Erosion and Dry-land Farming on Loess Plateau China (No. 10501-258) and the National High-Tech Research and Development of China (No. 2006AA100215)

作者简介: 彭丽成(1985—), 女, E-mail: penglicheng920@163.com; * 通讯作者(责任作者) E-mail: zhuang2003@163.com

Biography: PENG Licheng(1985—), female, E-mail: penglicheng920@163.com; * **Corresponding author** E-mail: zhuang2003@163.com

1 引言(Introduction)

土壤是人类赖以生存的主要自然资源之一,也是人类生态环境的重要组成部分.随着工业、城市污染的加剧和农业施肥、污水灌溉、污泥应用等方面增加(孙铁珩等 2005),土壤重金属污染日益严重.全国受重金属污染的农业土地约为 2.5×10^7 hm^2 ,其中严重污染土地超过 7×10^5 hm^2 .而铅(Pb)、镉(Cd)污染是土壤重金属最常见的一种(郭笃发,1994).全国 1.3×10^4 hm^2 土地因镉含量超标而被迫弃耕(陈平等 2002).土壤环境具有多介质、多界面、多组分以及非均一性和复杂多变的特点,决定了土壤环境污染具有隐蔽性与滞后性、累积性与地域性、不可逆性以及治理难而周期长等特点(孙铁珩等 2005).近年来,国内外对土壤重金属污染改良研究越来越多(孙铁珩等,2005;周启星,2004;胡振琪,2006;王新,2003;Shi *et al.*,2009;Chen *et al.*,2006;Chlopecka *et al.*,1997).例如,胡振琪等(2006)研究了粘土矿物与菌根稳定化修复重金属污染土壤;王新等(2003)研究了外源镉、铅、铜和锌在土壤中形态分布特性及改性剂的影响;Shi等(2009)研究了天然沸石对重金属污染土壤改良效应;Chlopecka等(1997)研究了沸石、磷灰石及铁氧化物对作物吸收铅、镉的影响.但利用不同环境材料对受 Pb、Cd 污染土壤开展系统的研究,包括室内土柱模拟实验研究淋溶液性质的报道较少(王代长等 2004;杨军等 2006;陈天虎等 2001).

近年来,采用环境材料治理环境污染和改良土壤是重要途径.“环境材料”的概念是 20 世纪 90 年代日本东京大学山本良一教授在材料研究中首次提出的(亦称生态环境材料),其核心是指同时具有使用性能和最佳环境协调性的材料,概念一提出,就受到了世界各国材料工作者的积极响应.环境材料一般可分为天然材料、循环再生材料、高分子材料、低环境负荷材料等.将环境材料施用于受重金属污染的土壤中,可降低重金属污染物的水溶性、扩散性和生物有效性,减轻其对生态环境的危害,并改善土壤环境、提高土壤质量,最终减少重金属污染对人体的危害.

本文选用北京市通州区农田土壤,通过添加重金属制成 Pb、Cd 污染土壤,选用腐殖酸、高分子材料、粉煤灰及沸石 4 种环境材料,采用土柱淋溶实验对污染土壤中 Pb、Cd 的淋溶过程进行模拟研究,探

讨了不同环境材料组合对 Pb、Cd 污染土壤淋溶液性质的影响,旨在了解不同环境材料及其组合对 Pb、Cd 土壤污染作用的规律及重金属在土壤中的分布影响,为 Pb、Cd 污染土壤的环境污染治理提供实验依据.另外,利用该技术和材料对污染退化的耕地及矿区土壤进行修复治理,不仅费用低而且效果明显.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 实验处理设计

实验设 3 种受试污染土壤:添加单一 Pb 污染土壤(Pb 土),添加单一 Cd 污染土壤(Cd 土),添加 Pb、Cd 复合污染土壤(Pb-Cd 复合土).采用 4 种性质不同的环境材料,腐殖酸材料(HA)、高分子材料(SAP)、粉煤灰(FM)及沸石(FS),下文均用代号表示.FM 由 91% 的粉沙粒和 9% 的粘粒组成,表面颜色为灰色,pH 值 8.36,由山西大同煤矿集团有限公司提供;FS 主要以斜发沸石为主,粒度 100 目,由河南信阳淮业矿物有限公司提供;HA 由内蒙古霍林河煤业集团有限责任公司提供;SAP 为粒度 100 目的聚丙烯酸盐,为唐山博亚科技集团有限公司提供.

供试土壤取自北京市通州区农田表土(0~20 cm)粘粒 16.23%,粉粒 59.27%,沙粒 24.5%,总碳 1.01%,土壤容重 $1.39 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,田间持水量 19.3%,pH 值为 7.50,EC 值为 $0.28 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$,有机质含量为 $5.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$.经自然风干、捣碎、剔除杂物后过 2 mm 尼龙筛,实验中 Pb、Cd 浓度分别为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,以 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 金属盐形式均匀加入,实验共设有 8 个处理:①HA ($0.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);②SAP ($2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);③FM ($50 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);④FS ($10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);⑤N1: HA ($0.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + SAP ($2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + FM ($50 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + FS ($10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);⑥N2: HA ($0.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + SAP ($2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + FM ($50 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);⑦N3: HA ($0.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + SAP ($2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) + FS ($10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$);设置一个对照 CK,不加任何环境材料,3 次重复.拌土时按比例加入混合即可,组合中的用量为相应单一量之和.

2.2 实验方法和步骤

模拟土柱装置见文献(黄震等 2010).淋溶受试土壤达到最大田间持水量后,称重、记录,静置老化 4 周.当田间持水量降至 50% 时补充水分至初始重量,平衡 24 h,再淋溶 300 mL 水,承接淋滤液,测定其 pH 值、电导率及重金属 Pb、Cd 含量.每次淋溶

均按相同顺序,实验中所用到的一切器皿均用 1:5 HNO_3 浸泡 24 h 以上,以去除表面吸附的重金属,并用超纯水清洗干净。

2.3 测定项目与方法

土壤淋溶液的 pH 值用 PHS-3C 精密酸度计测定;电导率采用 DDS-11A 数显电导率仪;Pb、Cd 测定用美国产(安捷伦公司) ICP-MS(电感耦合等离子体-质谱)。实验数据采用统计分析软件 SPSS 13.0 进行分析,在 95% 置信水平下,应用最小显著差异法(LSD)进行单因素方差分析。分析测定质量控制与保证措施:①空白样:每批分析样需带 2 个空白样,以确认试剂和容器的清洁程度;②平行样:每批分析样需带 3 个平行样(20%),以确认测试结果的再现性;③标准曲线:每测定 15~20 个样品时使用标样校准,以确认测试结果的准确性。

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 环境材料对淋溶液 pH 值的影响

土壤酸碱度是影响土壤中元素活性的重要条

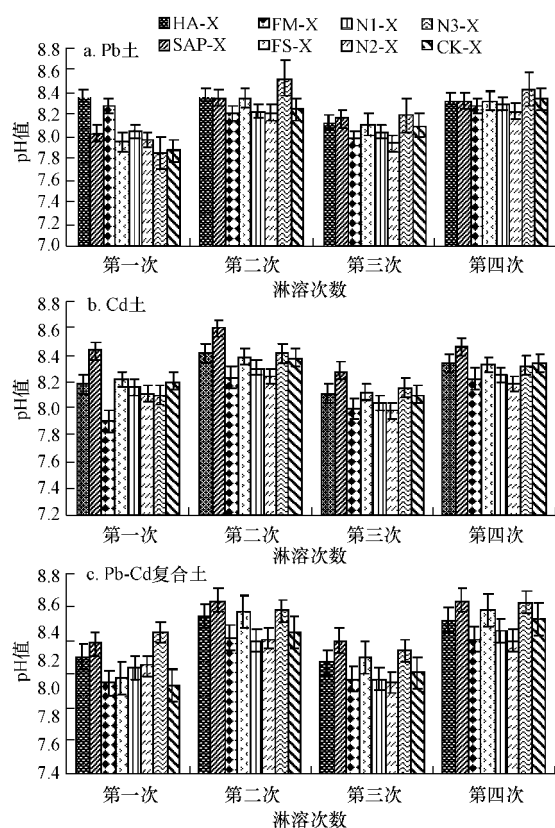


图1 环境材料对 Pb、Cd 及其复合污染土壤多次淋溶的 pH 值的影响

Fig. 1 Effects of environmental materials on the pH value of numerous Pb, Cd and Pb-Cd contaminated soil leachates

件。pH 值降低时导致土壤中重金属元素活化, pH 值增加时,土壤中的 H^+ 含量降低,土壤阳离子交换能力增强,使重金属阳离子易于固定(郑国璋 2007)。

由图 1 看出, Pb 土、Cd 土及 Pb-Cd 复合土的淋溶试验中,不同环境材料及其组合处理土柱淋溶液的 pH 值随着淋溶次数增加,呈现先上升后降低再上升的趋势,但 pH 值变化范围在 0.01~0.53 之间,均为弱碱性,说明采用的 4 种环境材料及其组合对土壤酸碱度的改变无显著差异。与 CK 相比, Pb 土中添加单一 HA、FM 的 pH 值大于对照,第一次淋溶中,添加单一 HA 及 FM 的变化较大,比 CK 分别高 6.35% 及 2.03%; Cd 土中添加单一 SAP 的 pH 值大于对照; Pb-Cd 复合土中处理 SAP、N3 的 pH 值大于对照。

3.2 环境材料对 Pb、Cd 污染土壤淋溶液电导率影响

土壤 pH 值和电导率是土壤重要的化学特性,电导率(EC)表示污染土壤中水溶性离子的溶出状况(郑国璋 2007)。电导率表征物质传递电流的能力,它能反映出水中存在电解质的程度;电导率的大小与离子的种类有关。通常是强酸的电导率最大,强碱和它与弱酸生产的盐类次之,而弱酸和弱碱的电导率最小。

由图 2 可以看出,各种重金属污染土壤淋洗实验中,淋出液电导率的变化呈现相似规律,即随着淋溶次数的增加,不同环境材料及其组合处理污染土壤的淋出液电导率逐渐降低。对比单一处理,添加 FM 的土壤淋出液电导率明显高于 CK;对比组合,添加 N1 和 N2 的土壤淋出液电导率均明显高于 CK。在 Pb 土中,第一次淋溶 FM、N1、N2 电导率其高出值为 CK 的 57.8%、72.57% 及 79.32%。添加单一 FM 及组合 N1 和 N2 的淋出液电导率明显高于其它处理,说明与 FM(粉煤灰)表面能高,具有一定的活性基团有关(张丽华等 2008),从而对增加土壤电导率起到较大作用。

3.3 淋滤液中 Pb 含量的测定

由于人类活动及工业的发展,几乎在地球上的每一个角落都能检测出 Pb。矿山开采、金属冶炼、汽车尾气、燃煤、油漆、涂料等都是环境中 Pb 的主要来源(钱天伟等 2007)。重金属离子进入土壤环境,其吸附有 4 种形式。土壤所吸附的 Cd 约 70% 以上是物理吸附,易被解吸。而土壤中的 Pb 多为化学吸附,易被解吸出来的 Pb 仅占 30% 以下,比例较小,

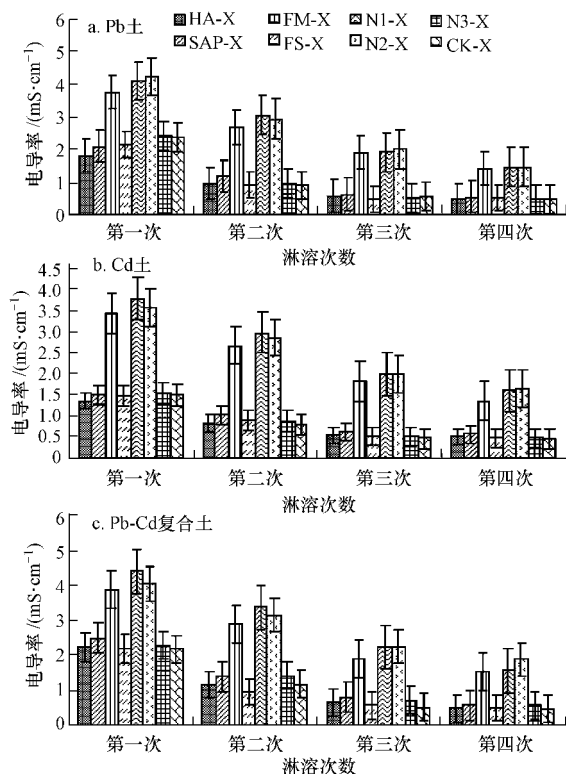


图2 环境材料对 Pb、Cd 及其复合污染土壤多次淋溶的电导率的影响

Fig. 2 Effects of environmental materials on the conductivity of numerous Pb, Cd and Pb-Cd contaminated soil leachates

迁移能力较弱,其惰性较为突出(孙铁珩等 2005)。

Pb 单一污染土: 表 3 表明,在不同环境材料及组合处理下, Pb 单一污染土壤淋出液 Pb 量不同。添加单一 FM 及组合材料 N1、N2 处理的 4 次淋出液中 Pb 量均低于对照,对 Pb 的固定作用明显,添加组合材料 N1、N2 淋溶出的累积 Pb 量分别为对照的 58.99%、76.51%; 第 4 次淋溶液 Pb 量分别为对照的 50.34%、52.26%,显著低于对照;添加单一 HA 处理累积淋出 Pb 量小于 CK,第 2 次淋溶出 Pb 量为对照的 83.93%,与对照之间差异不显著。而添加单一 FS 处理 4 次淋出液的 Pb 量均大于 CK,促进 Pb 淋溶,第 3 次淋溶出 Pb 量为对照的 113.91%,达到显著性差异;添加单一 SAP 处理 4 次淋出液的累积 Pb 量大于对照,累积量为对照的 119.21%。

综合复合污染土淋溶结果,单一 HA 处理淋溶出的 Pb 量低于对照,这与单一 Pb 污染土实验结果一致。HA 对 Pb 的固定作用较其它处理显著,腐殖酸(HA)对金属离子的迁移影响最大,添加单一 HA 淋溶出的 Pb 量为对照的 40.6%,说明腐殖质胶体的吸附容量高于土壤中其它胶体,这与相关研究结

果一致(张丽华等 2008)。腐殖质对金属的螯合作用与交换吸附作用是同时存在的。一般认为,当金属离子浓度高时,以交换吸附为主;当浓度低时,以螯合作用为主。而单一 SAP 处理淋溶出的 Pb 量高于对照,其 pH 值高于对照,这有可能是 pH 影响吸附功能团的解离(黄宏霞 2006)。

表 3 不同环境功能材料对 Pb 淋溶效果

Table 3 Effects of different environmental functional materials on Pb-leaching

处理	单一铅			
	第一次	第二次	第三次	第四次
CK	18.76 ± 3.04 ^{abc}	16.12 ± 0.22 ^{ab}	12.87 ± 0.53 ^a	10.41 ± 0.07 ^{ac}
HA	18.45 ± 1.52 ^a	13.53 ± 0.39 ^a	12.91 ± 0.67 ^a	9.46 ± 0.47 ^{ac}
SAP	27.99 ± 1.47 ^b	15.60 ± 0.32 ^{ab}	14.06 ± 0.98 ^b	11.68 ± 2.92 ^{ac}
FM	15.22 ± 5.35 ^a	14.60 ± 3.64 ^{ab}	11.77 ± 0.50 ^c	9.24 ± 0.40 ^{ac}
FS	19.26 ± 2.54 ^{abc}	17.20 ± 0.31 ^b	14.66 ± 0.24 ^b	11.28 ± 3.46 ^{ac}
N1	12.31 ± 0.27 ^a	8.36 ± 0.98 ^c	8.40 ± 0.74 ^d	5.24 ± 1.40 ^b
N2	17.99 ± 3.15 ^a	10.83 ± 1.62 ^c	10.24 ± 0.54 ^e	5.44 ± 0.12 ^b
N3	25.70 ± 1.24 ^c	23.97 ± 1.01 ^d	18.64 ± 0.35 ^f	10.06 ± 2.19 ^{ac}
处理	复合铅			
	第一次	第二次	第三次	第四次
CK	15.28 ± 0.29 ^a	14.45 ± 0.33 ^a	12.80 ± 0.09 ^a	10.65 ± 0.70 ^a
HA	9.40 ± 0.43 ^b	4.88 ± 0.67 ^b	4.41 ± 0.73 ^b	2.90 ± 1.44 ^b
SAP	32.69 ± 0.58 ^c	26.31 ± 0.05 ^c	17.48 ± 0.19 ^c	12.28 ± 1.84 ^a
FM	21.84 ± 0.35 ^d	14.08 ± 0.13 ^a	12.21 ± 0.64 ^d	8.48 ± 1.66 ^c
FS	25.37 ± 0.17 ^c	17.17 ± 0.35 ^d	16.84 ± 0.11 ^c	10.61 ± 0.60 ^{ac}
N1	19.04 ± 0.05 ^f	18.09 ± 0.13 ^e	13.24 ± 5.20 ^{ad}	8.60 ± 1.88 ^c
N2	17.17 ± 1.36 ^e	14.85 ± 0.26 ^{af}	9.85 ± 0.58 ^{abd}	8.68 ± 2.08 ^c
N3	15.74 ± 0.28 ^a	10.17 ± 0.06 ^g	7.43 ± 0.05 ^b	7.54 ± 0.46 ^{cd}

注: 数据采用平均数和标准差, 数字后的字母表示差异性, 相同字母表示无显著性差异, 不同字母表示有显著性差异。

对比以上两种污染土壤,不同环境材料及其组合发挥的作用不同。在单一 Pb 污染土壤中,添加单一 FS 和 SAP 处理促进 Pb 淋溶;单一 FM 及组合 N1、N2 则抑制 Pb 淋溶,对重金属 Pb 达到显著固定作用。而在复合污染土壤中,添加单一 SAP 处理促进 Pb 淋溶,这与单一污染土壤规律一致;单一 HA 对 Pb 淋溶起到抑制作用。

由实验结果知,受试土壤在添加 FM 及 HA 这两种环境功能材料后,均增强了对 Pb 的固定。这与两种材料自身结构有关,FM 粒细质轻、疏松多孔,表面能高,具有一定的活性基团和较强的吸附能力,能通过吸附、中和、絮凝、过滤等协同作用去除有害物质(宋宏宇等 2009),这与余观梅研究结果一致(余观梅 2002)。而在腐殖酸胶体分子中,羧基(—COOH)、羟基(—OH)功能团的 H⁺可与金属阳

离子交换,具有一定的络合性能,能延缓或减弱重金属污染(赵由才等,2006;黄宏霞,2006;余贵芬等,2002)。

3.4 淋滤液中 Cd 含量的测定

土壤环境中的 Cd 主要来自工业废物排放、污水灌溉、大气沉降和长期施用磷肥,土壤中的 Cd 主要以 Cd^{2+} 状态存在,Cd 能通过食物链的作用对人类造成严重威胁。土壤对 Cd 有较强的吸附能力,而 Cd 的迁移转化则受土壤 pH、 E_h 、土壤有机质含量等因素的影响。比如,pH 值降低,土壤中 Cd 的溶解度增加;pH 值增加,土壤中 Cd 的溶解度降低。

Cd 单一污染土:表 4 表明,在不同环境材料及组合处理下,Cd 单一污染土壤淋出液的 Cd 含量不同。添加组合材料 N2 处理淋出液中的 Cd 量显著高于对照,为对照的 364.45%,而 pH 值则低于对照,电导率高于对照,这是由于 pH 值降低,土壤中 Cd 的溶解度增加(廖敏等,1999),从而加大了土壤中 Cd 的淋溶。添加单一 SAP 处理所淋溶出的 Cd 量小于对照,淋溶出的 Cd 量为对照的 63.68%,说明对 Cd 起到一定的固定作用,原因可能是 SAP 本身含有各种官能团,与重金属离子发生螯合作用所致。

表 4 不同环境功能材料对 Cd 淋溶效果

Table 4 Effects of different environmental materials on Cd-leaching

处理	单一镉			
	第一次	第二次	第三次	第四次
CK	2.18 ± 0.65 ^{ab}	1.96 ± 0.09 ^a	1.18 ± 0.03 ^a	1.15 ± 0.28 ^a
HA	2.58 ± 1.53 ^{ab}	1.91 ± 1.06 ^a	1.32 ± 0.16 ^a	1.04 ± 0.13 ^a
SAP	1.80 ± 0.86 ^a	1.10 ± 0.05 ^a	0.76 ± 0.28 ^a	0.46 ± 0.03 ^b
FM	3.63 ± 1.76 ^{bc}	1.91 ± 0.97 ^a	1.41 ± 0.81 ^b	0.96 ± 0.04 ^a
FS	2.90 ± 0.41 ^{abc}	1.35 ± 0.20 ^a	1.23 ± 0.13 ^{ab}	1.18 ± 0.09 ^a
N1	4.53 ± 0.94 ^c	1.14 ± 0.95 ^a	2.32 ± 0.13 ^c	1.66 ± 0.10 ^c
N2	9.17 ± 0.47 ^d	7.17 ± 0.38 ^b	4.21 ± 0.43 ^d	3.10 ± 0.14 ^d
N3	2.84 ± 0.38 ^{abc}	1.14 ± 0.90 ^a	0.84 ± 0.22 ^{ab}	0.55 ± 0.33 ^b
处理	复合镉			
	第一次	第二次	第三次	第四次
CK	4.58 ± 0.01 ^a	1.22 ± 0.02 ^a	1.317 ± 0.060 ^a	1.52 ± 0.03 ^a
HA	3.79 ± 0.001 ^b	1.31 ± 0.95 ^b	1.40 ± 0.58 ^a	0.88 ± 0.35 ^a
SAP	3.49 ± 0.03 ^b	0.89 ± 0.53 ^{ab}	1.01 ± 0.34 ^a	0.86 ± 0.22 ^a
FM	5.33 ± 0.005 ^c	3.63 ± 1.09 ^c	2.81 ± 1.05 ^b	2.70 ± 1.99 ^b
FS	4.27 ± 0.012 ^a	3.62 ± 0.88 ^c	1.51 ± 0.014 ^{ac}	1.60 ± 0.029 ^a
N1	5.13 ± 0.07 ^c	3.17 ± 0.45 ^c	1.93 ± 0.98 ^b	3.48 ± 0.06 ^{bc}
N2	12.56 ± 0.58 ^d	11.23 ± 0.065 ^d	8.70 ± 0.21 ^d	8.26 ± 0.14 ^d
N3	1.28 ± 0.03 ^e	1.18 ± 0.20 ^{ab}	1.06 ± 0.11 ^{ac}	1.26 ± 0.45 ^a

注:数据采用平均数和标准差,数字后的字母表示差异性,相同字母表示无显著性差异,不同字母表示有显著性差异。

从复合污染土淋溶结果得知,添加 FM 及组合材料 N1、N2 淋溶液的电导率及淋溶出的 Cd 量均高于对照,说明促进了重金属 Cd 的淋溶。而添加 SAP 及组合材料 N3 处理对 Cd 淋溶起到抑制作用,所淋溶出的 Cd 量分别为对照的 55.32%、78.13%,对 Cd 起到固定作用,这与单一 Cd 污染土壤规律一致。

对比以上两种污染土壤,不同环境材料及其组合发挥的作用不同。在单一 Cd 污染土壤中,添加组合材料 N2 处理促进 Cd 淋溶;单一 SAP 则抑制 Cd 淋溶,对重金属 Cd 达到显著固定作用。而在复合污染土壤中,添加单一 FM 及组合 N1、N2 处理促进 Cd 淋溶;添加单一 SAP 及组合 N3 对 Cd 淋溶起到抑制作用。这除了与所用环境材料不同性质外,还与土壤胶体表面特殊的电性有关,原因是由于特殊的电性会不同程度地吸附周围介质的分子、原子或离子,使这些分子、原子或离子的浓度在表面富集(葛晓立等,2007)。

4 结论(Conclusions)

1) 污染土壤中添加环境材料对淋溶液 pH 值、电导率影响表明,环境材料对 3 种受试污染土壤淋出液 pH 值均无显著影响,均为弱碱性;随着淋溶次数的增加,淋溶液的电导逐渐下降,粉煤灰对增加土壤电导率起到较大作用,而滤液的 pH 值则呈现先上升后降低再上升的总体趋势。

2) 污染土壤中添加环境材料对淋出液中 Pb、Cd 含量影响表明,受同一重金属污染土壤中,加入不同环境材料淋液中溶出的重金属量不同,说明所用环境材料能不同程度地对 Pb、Cd 污染土壤中相应金属离子淋溶产生效应;如单一 Pb、Cd 污染土壤中,FM 及组合处理 N1、N2 对 Pb 的固定作用显著,SAP 对 Cd 的固定作用明显高于 CK 以及其它。

3) 对于 Pb-Cd 复合污染土壤,所用环境材料中,HA 对 Pb 有着显著固定作用;而 SAP 及 N3 对 Cd 起到显著固定作用,说明采用这几种环境材料可对相应重金属的淋溶起到一定抑制作用。

责任作者简介:黄占斌(1961—),博士,教授,博士生导师。主要研究领域包括植物生理生态与区域农业生态、保水剂与化学节水技术、退化土壤和污染土壤改良技术、环境工程与环境生物技术、再生水及雨水利用技术。主持和参加国家科技攻关(支撑计划)、“863”、“973”、国家和省部基金及国际合作 30 多项科研项目。多次参加国内外学术会议,发表论文 100 多篇;主编《农用保水剂应用原理与技术》专著,参编《旱

地农业的生理生态基础》、《节水农业》和《人工汇集雨水利用技术研究》等6部专著。

参考文献(References):

- Chlopecka A, Adriano D C. 1997. Influence of zeolite, apatite and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops[J]. The science of the Total Environment, 207: 195-206
- Chen G C, He Z L, Stoffella P J, *et al.* 2006. Leaching potential of heavy metals (Cd, Ni, Pb, Cu and Zn) from acidic sandy soil amended with dolomite phosphate rock (DPR) fertilizers [J]. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 20: 127-133
- 陈平, 余土元, 叶丽敏. 2002. 镉胁迫对弯叶画眉草幼苗生长和生理特性的影响[J]. 草地学报, 10(3): 212-216
- Chen P, Yu T Y, Ye L M. 2002. Effects of Cd stress on growth and some physiological characteristics of weeping lovegrass seedlings[J]. Acta Agrestia Sinica, 10(3): 212-216 (in Chinese)
- 陈天虎, 冯军会, 徐晓春. 2001. 国外尾矿酸性排水和重金属淋滤作用研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2(2): 41-46
- Chen T H, Feng J H, Xu X C. 2001. The research progress on the acid drainage and heavy metal leaching of foreign mine tailings [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2(2): 41-46 (in Chinese)
- 郭笃发. 1994. 环境中铅和镉的来源及其对人和动物的危害[J]. 环境科学进展, 3(2): 71-76
- Guo D F. 1994. Environmental sources of Pb and Cd and their toxicity to man and animals[J]. Advances In Environmental Science, 3(2): 71-76 (in Chinese)
- 葛晓立, 张光弟, 王亚平, 等. 2007. 典型地区土壤污染演化与安全预警系统[M]. 北京: 地质出版社
- Ge X L, Zhang G D, Wang Y P, *et al.* 2007. Evolution of Soil Pollution and Safety Warning Systems in Typical Area [M]. Beijing: Geological Publishing House (in Chinese)
- 黄宏霞. 2006. 钝顶螺旋藻对 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 吸附特性的研究[D]. 武汉: 华中农业大学. 9-10
- Huang H X. 2006. Adsorption characterization of Cu^{2+} and Cd^{2+} by spirulina platensis [J]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 9-10 (in Chinese)
- 黄震, 黄占斌, 李文颖, 等. 2010. 不同保水剂对土壤水分和氮素保持的比较研究[J]. 中国生态农业学报, 18(2): 1-5
- Huang Z, Huang Z B, Li W Y, *et al.* 2010. Effect of different super absorbent polymers on soil moisture and soil nitrogen holding capacity [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 18(2): 1-5 (in Chinese)
- 胡振琪, 杨秀红, 张迎春. 2006. 重金属污染土壤的粘土矿物与菌根稳定化修复技术[M]. 北京: 地质出版社
- Hu Z Q, Yang X H, Zhang Y C. 2006. The Stabilization Remediation Technology of Clay Minerals and Mycorrhiza on Soil Contaminated by Heavy Metals [M]. Beijing: Geology Publishing House (in Chinese)
- 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. 1999. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 19(1): 81-86
- Liao M, Huang C Y, Xie Z M. 1999. Effect of pH on transport and transformation of cadmium in soil-water system [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 19(1): 81-86 (in Chinese)
- 钱天伟, 刘春国. 2007. 饱和-非饱和土壤污染物运移[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Qian T W, Liu C G. 2007. Migration of Saturated-unsaturated Soil Contaminant [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- 宋宏宇, 于克浩, 张春华. 2009. 齐齐哈尔地区地下水电导率与溶解性总固体的关系[J]. 黑龙江水利科技, 37(3): 4-5
- Song H Y, Yu K H, Zhang C H. 2009. Relationship of conductivity and total dissolved solids of the groundwater in Qiqihaer Area [J]. Heilongjiang Science and Technology of Water Conservancy, 37(3): 4-5 (in Chinese)
- 孙铁珩, 李培军, 周启星, 等. 2005. 土壤污染形成机理与修复技术[M]. 北京: 科学出版社
- Sun T H, Li P J, Zhou Q X, *et al.* 2005. Formation Mechanism and Remediation of Soil Pollution [M]. Beijing: Science Press (in Chinese)
- Shi W Y, Shao H B, Li H *et al.* 2009. Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite [J]. Journal of Hazardous Materials, 170: 1-6
- 王代长, 蒋新, 卞永荣, 等. 2004. 模拟酸雨条件下 Cd^{2+} 在土壤及其矿物表面的解吸动力学特征[J]. 环境科学, 25(4): 117-122
- Wang D C, Jiang X, Bian Y R. 2004. Kinetic Characteristics of Cd^{2+} Desorption in Minerals and Soils under Simulated Acid Rain [J]. Environmental Science, 25(4): 117-122 (in Chinese)
- 王新, 周启星. 2003. 外源镉铅铜锌在土壤中形态分布特性及改性剂的影响[J]. 农业环境科学学报, 22(5): 541-545
- Wang X, Zhou Q X. 2003. Distribution of forms for cadmium, lead, copper and zinc in soil and its influences by modifier [J]. Journal of Agro-Environment Science, 22(5): 541-545 (in Chinese)
- 余贵芬, 蒋新, 和文祥, 等. 2002. 腐殖酸对红壤中铅镉赋存形态及活性的影响[J]. 环境科学学报, 22(4): 508-513
- Yu G F, Jiang X, He W X *et al.* 2002. Effect of humic acids on species and activity of cadmium and lead in red soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 22(4): 508-513 (in Chinese)
- 余观梅. 2002. 粉煤灰对污泥中重金属的钝化作用及其在园林绿化中应用的研究[D]. 杭州: 浙江大学. 1-63
- Yu G M. 2002. Stabilization of Heavy Metals of Sewage Sludge Amended with Coal Fly Ash and the Study of Stabilized Sewage Sludge Application to Green Area [D]. Hangzhou: Zhejiang University. 1-63 (in Chinese)
- 杨军, 郑袁明, 陈同斌, 等. 2006. 中水灌溉下重金属在土壤中的垂直迁移及其对地下水的污染风险[J]. 地理研究, 25(3): 449-456
- Yang J, Zheng Y M, Chen T B. 2006. Leaching of heavy metals in soil column under irrigation reclaimed water: a simulation experiment [J]. Geographical Research, 25(3): 449-456 (in Chinese)
- 郑国璋. 2007. 农业土壤重金属污染研究的理论与实践[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Zheng G Z. 2007. Theory and Practice of Heavy Metals Contamination of Agricultural Soils [M]. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- 张丽华, 朱志良, 郑承松, 等. 2008. 模拟酸雨对三明地区受重金属污染土壤的淋滤过程研究[J]. 农业环境科学学报, 27(1): 151-155
- Zhang L H, Zhu Z L, Zheng C S, *et al.* 2008. Leaching of heavy metals from sanming polluted soil with simulated acid rain [J]. Journal of Agro-Environment Science, 27(1): 151-155 (in Chinese)
- 周启星, 宋玉芳. 2004. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社
- Zhou Q X, Song Y F. 2004. Remediation Principles and Methods of Contaminated Soils [M]. Beijing: Science Press (in Chinese)
- 赵由才, 牛圣杰, 柴晓和. 2006. 固体废物处理与资源化[M]. 北京: 化学工业出版社
- Zhao Y C, Niu S J, Chai X H. 2006. Disposal and Resource of Solid Waste [M]. Beijing: Chemical Industry Press (in Chinese)