

石灰水对混合试剂洗脱土壤重金属淋洗效果的影响^①

郭晓方¹, 卫泽斌², 薛建华³, 张丽平¹, 吴启堂^{2*}

(1 太原科技大学环境与安全学院, 太原 030024; 2 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642;

3 北京航天长征飞行器研究所, 北京 100076)

摘要: 为了探索石灰水对混合试剂(MC)洗脱后土壤中重金属的淋洗效果, 对重金属污染土壤进行了盆栽淋洗试验研究。结果表明: 石灰水淋洗 MC 洗脱土壤, 淋出液中 Cd、Zn、Pb 和 Cu 浓度均显著高于去离子水淋洗 MC 洗脱土壤, 这主要由于石灰水提高土壤 pH, 释放土壤所吸附的络合态重金属, 这种现象在酸性污染土壤中表现更明显。对于酸性污染土壤, 可采用 MC+石灰水+去离子水依次进行淋洗处理, 其 Cd 和 Zn 去除率与 MC+去离子水+去离子水依次淋洗处理相比提高 22.6% 和 28.8%; 对于中性重金属污染土壤, 两处理间重金属去除率差异不显著。石灰水淋洗可提高土壤重金属去除率, 并提高土壤 pH, 改善 MC 洗脱对土壤的酸化, 有利于淋洗后土壤的农业利用。

关键词: 土壤淋洗; 重金属; 混合试剂(MC); 石灰水

中图分类号: X53 **文献标识码:** A

环境保护部和国土资源部于 2014 年 4 月 17 日联合发布了《全国土壤污染状况调查公报》: 全国土壤总超标率为 16.1%, 无机污染物超标点位占全部超标点位的 82.8%, 无机污染物主要包括 Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn 和 Ni 8 种重金属。土壤重金属污染对农产品安全和人体健康构成严重威胁^[1]。土壤重金属污染问题, 已引起了各方面的广泛关注^[2]。

针对重金属污染土壤, 目前已报道多种修复技术, 其中, 土壤淋洗技术是去除土壤重金属的有效技术之一^[3]。该技术主要利用淋洗剂溶解土壤中的重金属使其随淋洗液流出, 然后对淋洗液进行后续处理, 从而达到修复重金属污染土壤的目的。

土壤重金属淋洗效率主要取决于土壤淋洗剂, 目前研究的淋洗剂包括: 无机淋洗剂(HCl、HNO₃、H₂SO₄、NaCl、CaCl₂等)^[4-5]、表面活性剂^[6]、天然络合剂(柠檬酸、苹果酸、草酸、乙酸组氨酸等)^[7]、人工络合剂(EDTA、HEDTA、EDDS、DTPA、NTA等)^[8-9]。其中, EDTA 由于其较强的络合能力, 已成为目前最有效的络合提取剂^[10-12]。然而, EDTA 价格较贵、不易降解, 容易造成地下水污染^[13-14]。因此, 本课题组研制了混合试剂(MC), 该混合试剂比 EDTA

便宜^[15], 在减少 EDTA 用量的情况下, 也能有效地将污染土壤中重金属淋洗出来^[16]。但针对酸性的重金属污染土壤, MC 在淋洗过程中, 形成的络合态重金属易被土壤吸附^[17], 影响了 MC 的淋洗效果。本研究旨在采用石灰水淋洗 MC 洗脱后的土壤, 探讨能否将土壤中吸附的络合态重金属进一步解吸出来, 以提高土壤淋洗修复重金属污染土壤的效率。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

两种供试土壤分别采自广东清远市和乐昌市某铅锌矿废水污染的水稻田表层(0~20 cm), 其 pH 有明显差异(表 1), 前者为酸性土壤, 后者为中性土壤。二者的基本理化性质见表 1。土样风干后, 充分混匀, 过 20 目和 100 目尼龙筛备用。

1.2 供试混合试剂(MC)

MC 的主要络合剂成分为柠檬酸、Na₂EDTA 和 KCl, 其摩尔比为 10:2:3, 柠檬酸和 EDTA 混合试剂浓度为 25 mmol/L。

1.3 试验设计

采用盆栽淋洗试验: 土壤风干后过 5 mm 筛, 塑

基金项目: 国家自然科学基金项目(41401584, 41541012)、山西省青年科技研究基金项目(2014021035-2)和太原科技大学青年科技研究基金项目(20133004)资助。

* 通讯作者(wuqitang@scau.edu.cn)

作者简介: 郭晓方(1984—), 男, 山西长治人, 博士, 副教授, 主要从事污染土壤修复方面的研究。E-mail: xf-170@163.com

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 Properties of tested soil

项目	酸性污染土壤	中性污染土壤
pH	4.84	6.91
有机质(g/kg)	38.7	52.0
CEC(cmol/kg)	5.42	18.4
砂粒/粉粒/黏粒(%)	55/26/19	24/46/30
全 Cd (mg/kg)	1.01	1.21
全 Zn (mg/kg)	243	839
全 Pb (mg/kg)	102	954
全 Cu (mg/kg)	86.6	52.5

料盆(上口直径 $\Phi=12\text{ cm}$,下口直径 $\Phi=8.0\text{ cm}$,盆高 $H=10\text{ cm}$)底部铺 80 目尼龙网,在其上装 1 kg 土。试验具体处理见表 2。每个处理设 4 次重复,从塑料盆底部加去离子水饱和后,放置 1 周后进行淋洗。

淋洗分 3 次进行:2013 年 10 月 31 日进行第 1 次淋洗,T1 和 T2 处理每盆淋洗 0.5 L 去离子水,T3 和 T4 处理每盆淋洗 0.5 L 混合试剂 MC(25 mmol/L),淋洗液分两次加入,每次加入 0.25 L,淋洗液流量约为 0.01 L/min。2013 年 11 月 5 日进行第 2 次淋洗,T1 和 T3 处理每盆淋洗 0.5 L 去离子水,T2 和 T4 处理每盆淋洗 0.5 L 石灰水(石灰含量 0.4%,pH 为 12.75)。2013 年 11 月 11 日进行第 3 次淋洗,所有处理均采用去离子水淋洗,去离子水用量为每盆 0.5 L。在塑料盆底部接塑料杯(直径 $\Phi=8.5\text{ cm}$,高 $H=10\text{ cm}$)收集淋出液。取部分淋出液供分析测定其 pH,另取部分淋出液过滤于 30 ml 塑料瓶中待测重金属含量。

1.4 测定方法

土壤基本理化性质参照《土壤农化分析》^[18]中的方法进行测定,土壤全量重金属的测定采用 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解-火焰原子吸收分光光度计(Hitachi Z-2300)测定(GB/T17138-1997 和 GB/T17140-997)。淋出液中 Zn、Pb 和 Cu 的浓度采用火焰原子吸收分光

光度计(Hitachi Z-2300)测定,淋出液中 Cd 的浓度采用石墨原子吸收分光光度计(Hitachi Z-2700)测定。

表 2 淋洗试验处理设置
Table 2 Treatments of leaching experiment

处理代号	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
T1(DW+DW+DW)	去离子水	去离子水	去离子水
T2(DW+LS+DW)	去离子水	石灰水	去离子水
T3(MC+DW+DW)	MC	去离子水	去离子水
T4(MC+LS+DW)	MC	石灰水	去离子水

注:DW 表示去离子水,LS 表示石灰水,MC 表示混合试剂。下同。

2 结果与分析

2.1 不同处理淋出液的 pH

试验结果显示(表 3),第 1 次淋洗,MC 淋出液的 pH 均显著低于去离子水淋出液,酸性污染土壤淋出液 pH 降低 1.80 个单位,而中性污染土壤降低 2.87 个单位,这主要与 MC 本身具有较低 pH 有关(pH 2.75)。第 2 次淋洗,石灰水淋出液 pH 显著提高,T4 处理 pH 提高幅度高于 T2 处理。第 3 次淋洗,所有处理均采用去离子水淋洗,T2 处理的淋出液 pH 高于第 2 次淋出液,表明土壤本身对碱性物质有一定的吸附能力;而 T4 处理淋出液 pH 低于第 2 次淋出液,说明经过 1 周(第 2 次淋洗与第 3 次淋洗相隔 1 周时间)的稳定,土壤所吸附的碱性物质与吸附的 MC 发生中和反应,致使淋出液 pH 降低。

从表 3 还可知,T1 处理 3 次淋洗均采用去离子水,两种土壤上结果均显示随着淋洗次数的增加,淋出液 pH 有升高的趋势,这主要与土壤中酸性物质易淋出,随着淋洗次数的增加,酸性物质逐渐减少有关。莫良玉等^[19]研究报道了相似的结果,去离子水浸提重金属污染土壤,第 3 次浸提液 pH 比第 1 次浸提液 pH 高出 0.2 个单位。

表 3 不同处理淋出液的 pH
Table 3 pH of leachates under different treatments

土壤	处理	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	4.76 ± 0.03 a	5.24 ± 0.03 c	5.29 ± 0.04 c
	T2(DW+LS+DW)	4.74 ± 0.05 a	7.55 ± 0.09 a	7.81 ± 0.03 a
	T3(MC+DW+DW)	2.93 ± 0.03 b	3.46 ± 0.05 d	4.95 ± 0.09 c
	T4(MC+LS+DW)	2.97 ± 0.04 b	6.95 ± 0.07 b	6.60 ± 0.06 b
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	6.04 ± 0.06 a	6.24 ± 0.03 c	6.31 ± 0.01 c
	T2(DW+LS+DW)	6.00 ± 0.03 a	9.07 ± 0.06 a	9.24 ± 0.02 a
	T3(MC+DW+DW)	3.17 ± 0.03 b	5.21 ± 0.01 d	6.34 ± 0.04 c
	T4(MC+LS+DW)	3.12 ± 0.04 b	7.97 ± 0.03 b	7.11 ± 0.04 b

注:表中数据为平均值±标准差($n=4$),同种土壤同列数据不同小写字母表示处理间差异显著(Duncan 法, $P<0.05$)。下同。

2.2 不同处理淋出液重金属的浓度

从表 4 中可以看出,对于酸性污染土壤,第 1 次淋洗,T3 处理淋出液中 Cd 的浓度为对照处理 T1 的 6.03 倍,达到 0.142 mg/L。第 2 次淋洗,T2 处理淋出液中 Cd 的浓度与 T1 处理无差异;T3 处理淋出液 Cd 的浓度显著高于 T1 处理,为 T1 处理的 11.5 倍,这说明残留在土壤中的 MC 淋洗剂与重金属络合被土壤所吸附,用去离子水淋洗可将部分淋出;然而石灰水淋洗 MC 洗脱后的土壤显著提高淋出液 Cd 的浓度,与去离子水淋洗 MC 洗脱后的土壤淋出液 Cd 的浓度相比,提高了 79%。原因是由于混合试剂 MC 的加入,尤其 EDTA,与重金属络合生成络合物,在较低 pH 条件下,可以通过络合剂作为键桥被土壤的吸附位点所吸附^[20-21]。前期研究发现,MC 淋洗(EDTA 用量为 6.7 mmol/kg)酸性污染土壤后,EDTA 在土壤中残留量为 0.8 mmol/kg,达到初始值的 12%^[17]。这也证实了酸性土壤对 EDTA 络合态重金属有较强的吸附能力。吸附反应如下描述: $\equiv \text{XOH} + \text{ML}^{n-} \rightarrow \equiv \text{X-L-M}^{(n-1)-} + \text{OH}^-$, $\equiv \text{XOH}$ 指土壤中吸附位点,如铁氧化物,L(ligand)指络合剂。当 pH 升高,由于 OH^- 与络合物竞争吸附位点,使络合物的吸附能力降低,因此,石灰水能进一步将土壤中吸附的络合

态重金属淋出。第 3 次淋洗,所有处理均采用去离子水淋洗,结果显示所有处理淋出液的 Cd 浓度均低于前两次淋洗,但第 1 次 MC 淋洗处理(T3、T4)要显著高于 T1 处理;第 1 次 MC 淋洗和第 2 次石灰水淋洗处理(T4),淋出液 Cd 浓度略低于第 1 次 MC 淋洗和第 2 次去离子水淋洗处理(T3),但差异不显著。

对于中性污染土壤(表 4),虽然土壤中全量 Cd 高于酸性土壤,但第 1 次淋出液的 Cd 浓度低于酸性污染土壤,T3 处理淋出液 Cd 浓度为 T1 处理的 2.16 倍。第 2 次淋洗,对于去离子水洗脱后的土壤,石灰水淋洗显著降低淋出液中 Cd 浓度;MC 洗脱后的土壤,石灰水淋洗显著提高淋出液中 Cd 浓度,但提高幅度低于酸性污染土壤,进一步证实络合剂与重金属形成的络合物在酸性土壤中容易被吸附。第 3 次淋洗,T2、T3、T4 处理淋出液 Cd 浓度均低于 T1 处理,T4 处理淋出液 Cd 浓度与 T3 处理差异不显著。

由表 5 可知,不同处理淋出液中 Zn 浓度变化趋势与淋出液中 Cd 浓度变化趋势一致,也表现出石灰水能够显著提高 MC 洗脱后土壤淋出液中 Zn 的浓度。中性污染土壤全 Zn 含量显著高于酸性污染土壤,但 MC 淋出液中 Zn 浓度却低于酸性污染土壤,这与 Zn 在土壤中形态分布有关。

表 4 不同处理淋出液中 Cd 的浓度(mg/L)

Table 4 Concentrations of Cd in leachates under different treatments

土壤	处理	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.023 ± 0.004 b	0.004 ± 0.001 c	0.002 ± 0.001 b
	T2(DW+LS+DW)	0.029 ± 0.011 b	0.005 ± 0.001 c	0.002 ± 0.000 b
	T3(MC+DW+DW)	0.142 ± 0.026 a	0.050 ± 0.018 b	0.032 ± 0.014 a
	T4(MC+LS+DW)	0.161 ± 0.016 a	0.089 ± 0.031 a	0.023 ± 0.004 a
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.017 ± 0.004 b	0.009 ± 0.002 b	0.006 ± 0.001 a
	T2(DW+LS+DW)	0.014 ± 0.005 b	0.001 ± 0.001 c	0.004 ± 0.001 b
	T3(MC+DW+DW)	0.037 ± 0.011 a	0.011 ± 0.001 b	0.006 ± 0.002 ab
	T4(MC+LS+DW)	0.033 ± 0.010 a	0.020 ± 0.009 a	0.005 ± 0.001 ab

表 5 不同处理淋出液中 Zn 的浓度(mg/L)

Table 5 Concentrations of Zn in leachates under different treatments

土壤	处理	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	2.31 ± 0.42 b	2.67 ± 4.78 bc	0.11 ± 0.06 b
	T2(DW+LS+DW)	2.88 ± 1.16 b	0.19 ± 0.10 c	0.12 ± 0.02 b
	T3(MC+DW+DW)	11.41 ± 2.78 a	4.61 ± 1.71 b	3.20 ± 1.53 a
	T4(MC+LS+DW)	13.16 ± 1.39 a	9.33 ± 1.96 a	2.27 ± 0.50 a
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	3.06 ± 0.44 b	1.32 ± 0.34 d	1.10 ± 0.13 a
	T2(DW+LS+DW)	2.35 ± 0.89 b	0.60 ± 0.12 c	0.49 ± 0.25 b
	T3(MC+DW+DW)	6.84 ± 1.83 a	1.94 ± 0.21 b	1.04 ± 0.50 a
	T4(MC+LS+DW)	6.26 ± 1.66 a	3.34 ± 0.44 a	0.77 ± 0.28 ab

从表 6 可以看出,对于酸性污染土壤,第 1 次淋洗, T3 处理淋出液中 Pb 的浓度为对照处理 T1 的 15.6 倍。石灰水淋洗 MC 洗脱后土壤也显著提高淋出液中 Pb 浓度。中性污染土壤有相似的结果,第 1 次淋洗, T3 处理淋出液中 Pb 浓度为 T1 处理的 44.8 倍,然而石灰水淋洗 MC 洗脱后土壤与去离子水淋洗 MC 洗

脱后土壤淋出液中 Pb 的浓度差异不显著。

两种污染土壤上的试验结果均表明(表 6),与 T1 处理相比,石灰水淋出液中 Pb 浓度显著降低,主要由于与土壤中 Pb 在石灰水作用下形成 $Pb(OH)_3$ 沉淀有关。

由表 7 可知,MC 对土壤中 Cu 的去除与土壤中 Pb 的去除表现出相似的结果。

表 6 不同处理淋出液中 Pb 的浓度(mg/L)

Table 6 Concentrations of Pb in leachates under different treatments

土壤	处理	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.42 ± 0.02 b	0.18 ± 0.02 c	0.11 ± 0.02 b
	T2(DW+LS+DW)	0.39 ± 0.03 b	0.00 ± 0.00 d	0.00 ± 0.00 c
	T3(MC+DW+DW)	6.54 ± 1.08 a	0.36 ± 0.06 b	0.17 ± 0.06 a
	T4(MC+LS+DW)	6.34 ± 0.85 a	1.68 ± 0.71 a	0.22 ± 0.03 a
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.57 ± 0.06 b	0.22 ± 0.06 ab	0.14 ± 0.04 b
	T2(DW+LS+DW)	0.52 ± 0.23 b	0.00 ± 0.00 b	0.00 ± 0.00 c
	T3(MC+DW+DW)	25.56 ± 4.90 a	1.30 ± 0.18 ab	0.33 ± 0.11 ab
	T4(MC+LS+DW)	24.34 ± 3.37 a	1.93 ± 0.65 a	0.78 ± 0.24 a

表 7 不同处理淋出液中 Cu 的浓度(mg/L)

Table 7 Concentrations of Cu in leachates under different treatments

土壤	处理	第 1 次淋洗	第 2 次淋洗	第 3 次淋洗
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.04 ± 0.01 b	0.04 ± 0.02 c	0.04 ± 0.01 b
	T2(DW+LS+DW)	0.05 ± 0.01 b	0.06 ± 0.00 c	0.07 ± 0.01 b
	T3(MC+DW+DW)	4.66 ± 0.84 a	1.03 ± 0.22 b	0.91 ± 0.39 a
	T4(MC+LS+DW)	4.57 ± 0.90 a	2.61 ± 1.35 a	0.72 ± 0.27 a
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	0.51 ± 0.07 b	0.24 ± 0.04 b	0.16 ± 0.03 bc
	T2(DW+LS+DW)	0.45 ± 0.15 b	0.05 ± 0.01 c	0.04 ± 0.02 c
	T3(MC+DW+DW)	13.83 ± 2.53 a	1.50 ± 0.22 a	0.29 ± 0.11 b
	T4(MC+LS+DW)	13.12 ± 2.20 a	1.41 ± 0.61 a	0.54 ± 0.16 a

2.3 不同处理重金属的去除率

重金属去除率计算公式为:去除率(%)=[$(C_L \times V_L) / (M_S \times W_S)$] $\times 100$, C_L 指淋出液中重金属的浓度(mg/L), V_L 指淋出液的体积(L) M_S 指土壤中重金属含量(mg/kg), W_S 指土壤的质量(kg/盆)。

对于酸性污染土壤, T3 处理对土壤中 Cd、Zn、

Pb 和 Cu 的去除率分别为对照处理 T1 的 7.46 倍、3.77 倍、10.18 倍和 54.43 倍。另外, T4 处理显著提高 Cd 和 Zn 的去除率,与 T3 处理相比,提高幅度达 22.6% 和 28.8%,这说明石灰水能进一步将酸性土壤中吸附的络合态 Cd 和 Zn 淋洗出来。另一方面,石灰水淋洗可以提高土壤 pH,有利于淋洗后土壤的后续农业利用。

表 8 不同处理重金属去除率(%)

Table 8 Removal rates of heavy metals under different treatments

土壤	处理	Cd	Zn	Pb	Cu
酸性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	1.48 ± 0.21 c	1.05 ± 0.34 c	0.34 ± 0.10 b	0.07 ± 0.00 b
	T2(DW+LS+DW)	1.75 ± 0.55 c	0.66 ± 0.26 c	0.04 ± 0.02 c	0.10 ± 0.01 b
	T3(MC+DW+DW)	11.04 ± 1.99 b	3.96 ± 0.88 b	3.46 ± 0.51 a	3.81 ± 0.71 a
	T4(MC+LS+DW)	13.54 ± 2.27 a	5.10 ± 0.75 a	4.04 ± 0.77 a	4.56 ± 0.98 a
中性污染土壤	T1(DW+DW+DW)	1.33 ± 0.20 b	0.33 ± 0.04 b	0.05 ± 0.00 b	0.86 ± 0.08 b
	T2(DW+LS+DW)	0.74 ± 0.22 c	0.17 ± 0.06 c	0.03 ± 0.01 b	0.52 ± 0.16 b
	T3(MC+DW+DW)	2.22 ± 0.37 a	0.58 ± 0.09 a	1.43 ± 0.26 a	14.88 ± 2.46 a
	T4(MC+LS+DW)	2.38 ± 0.79 a	0.62 ± 0.14 a	1.42 ± 0.21 a	14.35 ± 2.63 a

对于中性污染土壤, T3 处理对 Cd、Zn、Pb 和 Cu 的去除率分别为对照处理 T1 的 1.67 倍、1.76 倍、28.6 倍和 17.30 倍。然而, T4 处理重金属的去除率与 T3 处理相比无差异。

3 结论

1)对于酸性和中性重金属污染土壤, 用石灰水淋洗 MC 洗脱后土壤, 淋出液中 Cd、Zn、Pb 和 Cu 浓度均显著高于去离子水淋洗 MC 洗脱后土壤, 这主要由于石灰水提高土壤 pH 使土壤所吸附的络合态重金属大量释放造成的, 在酸性污染土壤中表现尤其明显。

2)酸性重金属污染土壤, 可用 MC+石灰水+去离子水依次进行淋洗处理, Cd 和 Zn 去除率相比与 MC+去离子水+去离子依次淋洗处理提高 22.6% 和 28.8%。

3)对于中性重金属污染土壤, MC+石灰水+去离子水依次淋洗处理与 MC+去离子水+去离子依次淋洗处理重金属去除率差异不显著。

4)石灰水淋洗可以提高土壤 pH, 改善 MC 洗脱对土壤的酸化, 有利于 MC 洗脱后土壤的农业利用。

参考文献:

- [1] Li Z Y, Ma Z W, Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metals pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468/469: 843–853
- [2] 张桃林. 科学认识和防治耕地土壤重金属污染[J]. *土壤*, 2015, 47(3): 435–439
- [3] Peters W R. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1999, 66(1/2): 151–210
- [4] Udovic M, Lestan D. EDTA and HCl leaching of calcareous and acidic soils polluted with potentially toxic metals: Remediation efficiency and soil impact[J]. *Chemosphere*, 2012, 88: 718–724
- [5] Kou S, Lai M S, Lin C W. Influence of solution acidity and CaCl_2 concentration on the removal of heavy metals from metal-contaminated rice soils[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144: 918–925
- [6] 李尤, 廖晓勇, 阎秀兰, 等. 鼠李糖脂淋洗修复重金属污染土壤的工艺条件优化研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(7): 1287–1292
- [7] 梁金利, 蔡焕兴, 段雪梅, 等. 有机酸土柱淋洗法修复重金属污染土壤[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(9): 3339–3343
- [8] Hu P J, Yang B F, Dong C G, et al. Assessment of EDTA heap leaching of an agricultural soil highly contaminated with heavy metals[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 532–537
- [9] 董汉英, 仇荣亮, 赵芝灏, 等. 工业废弃地多金属污染土壤组合淋洗修复技术研究[J]. *土壤学报*, 2010, 47(6): 1126–1133
- [10] 李世业, 成杰民. 化工厂遗留地铬污染土壤化学淋洗修复研究[J]. *土壤学报*, 2015, 52(4): 869–878
- [11] 邓红霞, 李珍, 杨亚莉, 等. 皂苷与 EDTA 复合淋洗污染土壤中 Cu、Pb 的效果研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(3): 461–470
- [12] 杨冰凡, 胡鹏杰, 李柱, 等. 重金属高污染农田土壤 EDTA 淋洗条件初探[J]. *土壤*, 2013, 45(5): 928–932
- [13] Jiang X J, Luo Y M, Zhao Q G, et al. Soil Cd availability to Indian mustard and environmental risk following EDTA addition to Cd-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2003, 50: 813–818
- [14] Wu L H, Luo Y M, Xing X R, et al. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 102: 307–318
- [15] Wu Q T, Deng J C, Long X X, et al. Selection of appropriate organic additives for enhancing Zn and Cd phytoextraction by hyperaccumulators[J]. *Journal Environmental Science*, 2006, 18(6): 1113–1118
- [16] 郭晓方, 卫泽斌, 许田芬, 等. 不同 pH 值混合螯合剂对土壤重金属淋洗及植物提取的影响[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(7): 96–100
- [17] Guo X F, Wei Z B, Penn C J, et al. Effect of soil washing and liming on bioavailability of heavy metals in acid contaminated soil[J]. *Soil Science Society America Journal*, 2013, 77(2): 432–441
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [19] 莫良玉, 范稚莲, 梁俊, 等. 重金属污染土壤修复及其对作物效应[J]. *中国农学通报*, 2011, 27(29): 257–263
- [20] Nowack B. Environmental chemistry of aminopolycarboxylate chelating agents[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(19): 4009–4016
- [21] Lim T T, Tay J H, Wang J Y. Chelating-agent-enhanced heavy metal extraction from a contaminated acidic soil[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2004, 130: 59–66

Effects of Lime Solution on Mixture of Chelators Extraction of Heavy Metals from Contaminated Soil

GUO Xiaofang¹, WEI Zebin², XUE Jianhua³, ZHANG Liping¹, WU Qitang^{2*}

(1 College of Environment and Safety, Taiyuan University of Science and Technology, Taiyuan 030024, China; 2 College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 3 Beijing Institute of Space Long March Vehicle, Beijing 100076, China)

Abstract: A pot leaching experiment was carried out in order to study the effects of lime solution on mixture of chelators (MC) extraction of heavy metals from contaminated soil. The results showed that the concentrations of Cd, Zn, Pb and Cu in leachate were significantly increased with lime solution leaching MC-washed soil. The reason was that pH increase caused by lime solution decreased the adsorption of metal-ligand complex by the mineral surface, this phenomenon was more obvious in acid contaminated soil. Compared to the treatment with MC + deionized water + deionized water, the removal rates of Cd and Zn were increased by 22.6% and 28.8% respectively with leaching by MC + lime solution + deionized water in acid contaminated soil. However, the differences were not significant in neutral contaminated soil. This study suggests that soil leaching by lime solution can increase the removal rate of heavy metals and increase MC-washed soil pH, thus is in favor of the agricultural use of the washed-soil.

Key words: Soil leaching; Heavy metals; Mixture of chelators (MC); Lime solution