



章梅,王彦君,周来,等.电解液强化电动力修复铅镉污染土壤研究[J].能源环境保护,2022,36(5):53-59.

ZHANG Mei, WANG Yanjun, ZHOU Lai, et al. Study on remediation of lead and cadmium contaminated soil by electrolyte-enhanced electrokinetic technology [J]. Energy Environmental Protection, 2022, 36(5):53-59.

移动扫码阅读

电解液强化电动力修复铅镉污染土壤研究

章 梅¹,王彦君¹,周 来²,张绍楠²,何建国¹,王新富¹

(1.江苏地质矿产设计研究院(中国煤炭地质总局检测中心) 中国煤炭地质总局煤系矿产资源重点实验室,江苏徐州 221006;2.中国矿业大学 环境与测绘学院,江苏徐州 221116)

摘要:采用电动力修复技术处理铅镉复合污染土壤,考察了乙二胺四乙酸二钠(EDTA)、柠檬酸、柠檬酸+氯化钙等电解液对土壤中Pb、Cd去除效果的影响,探究Pb、Cd在不同电解液条件下的迁移机理。结果表明:当电压梯度为2 V/cm、修复时间为96 h时,分别用EDTA、柠檬酸、柠檬酸+氯化钙作电解液的情况下,Pb去除率分别为14.70%、11.6%、17.01%,Cd去除率分别为22.84%、15.08%、23.3%,消耗的电能分别为29.3、37.8、50.3(kW·h)/g。结合修复后土壤中Pb、Cd的分布规律及模拟结果可知:EDTA与Pb²⁺、Cd²⁺络合为PbEDTA²⁻、CdEDTA²⁻并向阳极迁移;柠檬酸在酸化土壤的同时,与Pb²⁺、Cd²⁺络合为PbH₂-Citrate⁺、CdH₂-Citrate⁺、Pb-(Citrate)₂⁴⁻、Cd-(Citrate)₂⁴⁻并向两极迁移,在土壤中部出现聚焦现象;在柠檬酸作用的基础上,氯化钙中的Cl⁻与Pb²⁺、Cd²⁺形成PbCl⁺、CdCl⁺,进一步促进解吸并提高去除率。

关键词:电动力;铅镉复合污染;土壤修复;机理研究

中图分类号:X53

文献标识码:A

文章编号:1006-8759(2022)05-0053-07

Study on remediation of lead and cadmium contaminated soil by electrolyte-enhanced electrokinetic technology

ZHANG Mei¹, WANG Yanjun¹, ZHOU Lai², ZHANG Shaonan², HE Jianguo¹, WANG Xinfu¹
(1. Jiangsu Design Institute of Geology for Mineral Resources (Testing Center of China National Administration of Coal Geology), Key Laboratory of Coal Resources and Mineral Resources, China National Administration of Coal Geology, Xuzhou 221006, China; 2. School of Environmental Science and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China)

Abstract: The technology of electrokinetic remediation was used to treat lead and cadmium composite contaminated soil. The effects of electrolytes such as disodium ethylenediamine tetraacetic acid (EDTA), citric acid and citric acid + calcium chloride on the removal of Pb and Cd were investigated. The migration mechanism of Pb and Cd under different electrolyte conditions was explored. The results showed that the removals(%) of Pb were 14.70%, 11.6% and 17.01%, the removals(%) of Cd were 22.84%, 15.08% and 23.3%, and the power consumption was 29.3, 37.8, and 50.3(kW·h)/g, respectively, with a voltage gradient of 2 V/cm, a remediation time of 96 h and electrolytes of EDTA, citric acid and citric acid + calcium chloride. Combined with the distribution of Pb and Cd in the remediated soil and the simulation results, it was indicated that EDTA migrated to the anode by complexing with Pb²⁺ and Cd²⁺ into PbEDTA²⁻ and CdEDTA²⁻. While acidifying the soil, citric acid complexed with Pb²⁺ and Cd²⁺ into PbH₂-Citrate⁺, CdH₂-Citrate⁺, Pb-(Citrate)₂⁴⁻ and Cd-(Citrate)₂⁴⁻, migrated to both poles and focused in the middle of the soil. Under the action of citric acid, Cl⁻ in cal-

cium chloride formed complexes PbCl^+ and CdCl^+ with Pb^{2+} and Cd^{2+} , further promoting desorption and improving the removal of Pb^{2+} and Cd^{2+} .

Key Words: Electrokinetic; Compound pollution of lead and cadmium; Soil remediation; Mechanism study

0 引言

土壤重金属污染是一个世界性的环境问题^[1]。固化-稳定化^[2]、淋洗^[3]、水泥窑协同处置^[4]、植物修复^[5-6]、电动力^[7-8]等方法可去除土壤中的重金属。电动力修复法通过对埋在地下的电极之间施加低电流，在电迁移、电渗析和电泳的作用下去除土壤中的重金属，具有对土壤性质影响小、二次污染少且适用于低渗透和非均质土壤等优点^[9]，电动力修复技术已被证明是一种非常有效的净化重金属污染土壤的有效方法^[10]。研究表明，添加电解液可以显著提高污染物的去除率，且可以有效减缓阴极区的重金属沉淀^[11-12]，但是，不同电解液条件下，重金属去除机理尚不明确，需要进一步探究^[13-16]。

本工作分别采用蒸馏水、乙二胺四乙酸二钠(EDTA)、柠檬酸、柠檬酸+氯化钙作为电解液，运用电动力法修复铅镉复合污染土壤，探讨修复液对土壤中铅镉去除率的影响，结合 Visual MINTEQ 探究重金属在土壤中的络合形态和迁移机理。

1 实验部分

1.1 实验土壤

土样采集后自然风干，研磨后过 10 目筛备用。将备用土样加入一定浓度的硝酸铅、硝酸镉

溶液中，搅拌均匀，平衡 3 周。测得其理化性质如下：土壤 pH 为 7.73，有机质含量 26.6%，阳离子交换容量 27.1 cmol(+) / kg，铅浓度为 700 mg/kg，镉浓度为 90 mg/kg。

1.2 实验装置

实验装置如图 1 所示，主要由土壤室($L \times W \times H = 25 \text{ cm} \times 10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm}$)、阳极室($L \times H \times W = 6 \text{ cm} \times 10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm}$)和阴极室($L \times W \times H = 6 \text{ cm} \times 10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm}$)3 部分组成，一次可修复 4 kg 土壤。土壤室和电极室之间用多孔有机玻璃板和滤纸相隔，可拆卸。

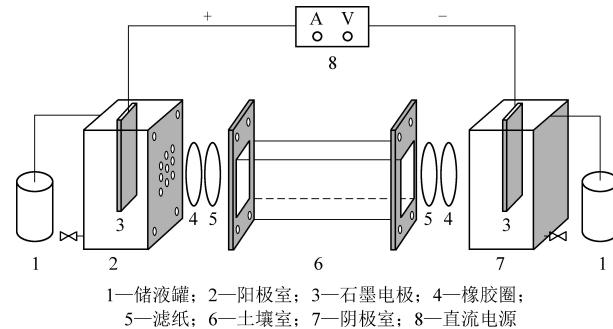


图 1 实验装置示意图^[9]

Fig.1 Schematic diagram of the experimental device^[9]

1.3 实验方案

将平衡好的土壤放置于实验装置的土壤室中，压匀。采用 4 组不同电解液进行电动力修复对比实验，其中去离子水作为对照组，电压梯度为 2 V/cm，实验条件见表 1。

表 1 实验条件

Table 1 Experimental conditions

实验编号	修复液	电解液初始 pH	修复时间/h
EK0	去离子水	7.00	96
EK1	0.1 mol/LEDTA	4.52	96
EK2	0.3 mol/L 柠檬酸	1.83	96
EK3	0.3 mol/L 柠檬酸+0.05 mol/L CaCl_2	1.61	96

1.4 分析方法

实验期间，观察实验现象并每天记录电流大小。实验结束后，将土样从阳极至阴极平均分成 5 等份，编号为 S1~S5，取出土样，自然风干，测定 pH、Cd、Pb 含量。分别依据 DZ/T 0279.2—2016、《岩石矿物分析》(第四版) 84.2.6，采用电感耦合等离子体光谱仪测定土壤中 Pb、Cd 含量。

2 结果与讨论

2.1 土壤 pH 的变化

土壤 pH 是影响土壤中重金属存在形态的重要因素之一，pH 越低，土壤中重金属的活性越强，在土壤中的迁移能力越强^[7, 17]。在电解水和电场的作用下，靠近阳极室和阴极室附近的土壤 pH 在

H^+ 和 OH^- 的作用下分别降低和升高。从图2可以看出,在修复96 h后,对照组EK0中,靠近阳极室附近的S1区pH降低至4.9,靠近阴极室附近的S5区pH升高至8.7。EK1实验后,土壤pH较初始值变化不大,S1、S5区pH分别略微降低、升高。EK2和EK3组实验后,土壤pH呈现“两端低,中间高”的特征,说明柠檬酸作电解液对土壤pH的改变较大;此外,该特征在EK3中尤为明显,且S2区的pH较EK2有大幅的降低,可以推测,加入的氯化钙有效的促进了 H^+ 向阴极移动。

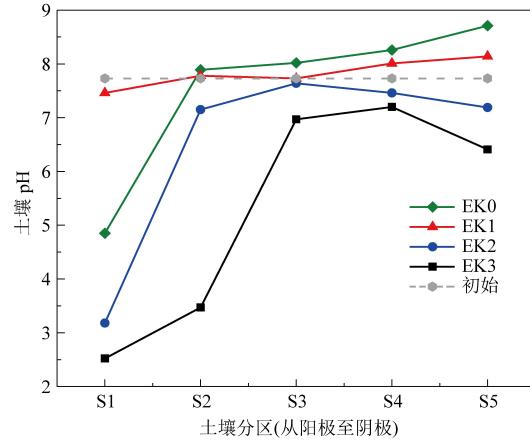
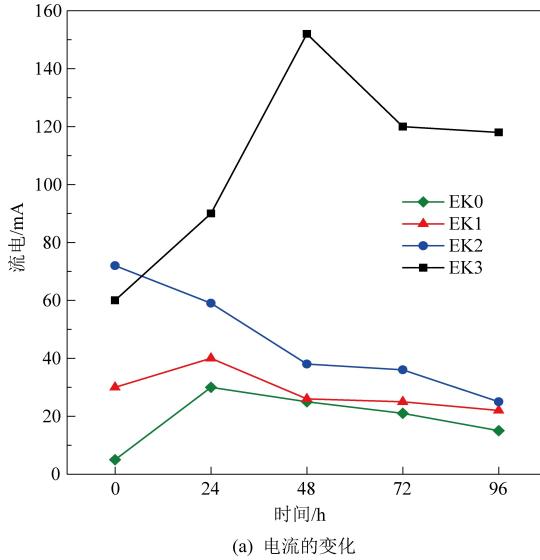


图2 电动力实验修复后土壤pH

Fig.2 Soil pH after electrokinetic remediation



(a) 电流的变化

2.2 电流变化及能耗

在电动力修复过程中,电流密度的大小与土壤水溶液中可移动离子的数量呈正相关^[18]。从图3(a)可知,电流呈先升高后降低并逐渐趋于平缓的变化规律。 H^+ 进入土壤后首先中和土壤中的缓冲物质(如碳酸盐等),而后置换出其他金属离子如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Mn^{2+} 等^[19],使得土壤水溶液中的离子数量增多,电流升高,而后随着修复时间的推移,土壤阻力逐渐增大(实验结束后观测到靠近阴极区附近的土壤板结严重并伴有白色沉淀物),使得电流逐渐降低。EK2、EK3的实验电流显著高于EK1、EK0,一方面由于EK0、EK1组修复液浓度较低,提供可进入到土壤水溶液中的离子浓度较低,另一方面由于EK2、EK3修复液中的柠檬酸能更快地降低土壤pH,使得更多的金属离子解吸至土壤水溶液中,且柠檬酸可与重金属形成离子型络合物,使得土壤孔隙水中的可移动离子增多,电流较高。与其他组实验相比,EK3的电流显著高于其他组,主要原因是修复液中添加了氯化钙,使得土壤孔隙水中 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 H^+ 和 OH^- 的含量增多,导致电流较高。

电能耗与实验中电压、电流的大小密切相关,能耗(耗电量)计算公式^[20]详见式(1)。

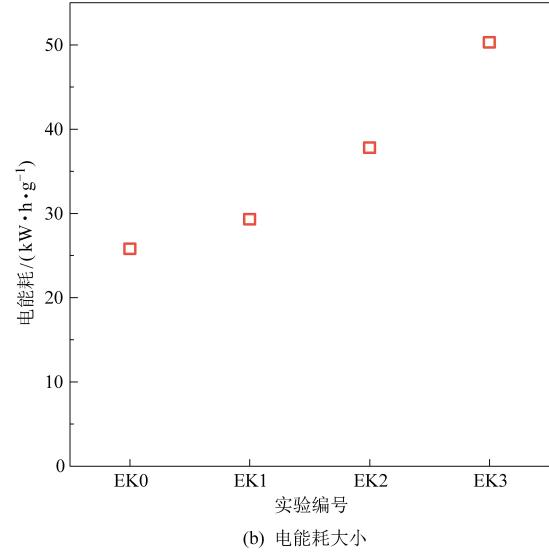


图3 电动力修复实验

Fig.3 Electrokinetic remediation experiment

$$E = \frac{1}{m_e} \int UIdt \quad (1)$$

式(1)中:E是处理单位体积污染物所消耗电量,($kW\cdot h$)/g; m_e 是处理土壤的质量,g;U是施加的电压,V;I是施加的电流,A;t是电动修复时

间,h。

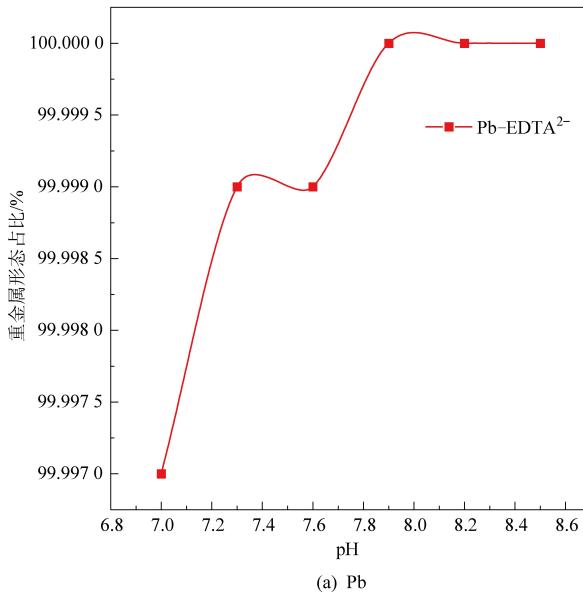
该模型计算了电动力修复过程中所消耗的总电能,其能耗大小如图3(b)所示。从图3(b)中可以看出,从EK0~EK3实验电能耗逐渐升高,与电流大小趋势一致。EK1电能耗为 $29.3(kW\cdot h)/g$,

EK3 电能耗最高,为 50.3 (kW · h)/g。结合修复后土壤 pH 可知(图 2),EDTA 作修复液具有能耗低、对土壤 pH 影响较小的优势;柠檬酸(加氯化钙)作修复液能提供较低的 pH 环境,有利于提高 Pb、Cd 去除率,但能耗较高。

2.3 Pb、Cd 去除率变化及机理分析

为了推测电动力修复过程中 Pb、Cd 的存在形态,运用 Visual MINTEQ 软件进行模拟。假设土壤中的重金属均以离子态形式存在^[21],其模拟结果如图 4、图 5 和图 6 所示。从图 4 中可看出,在 pH 介于 7.0~8.5 的 0.1 mol/L EDTA 溶液中,重金属 Pb、Cd 均以 Pb-EDTA²⁻、Cd-EDTA²⁻形式存在,其形态占比接近 100%,但是络合物随 pH 变化的趋势有所不同,当 pH>8 时,Cd-EDTA²⁻占比逐渐下降。此外,从模拟结果可知,用于络合 Pb、Cd 的 EDTA⁴⁻离子仅占其总浓度的 15%,浓度过剩,因此,修复液 EDTA 浓度可适当降低,以减少二次污染。从图 5 中可以看出,与 EDTA 溶液相比,柠檬酸溶液中 Pb 和 Cd 的络合形态较复杂。从图 5(a) 中可看出,当 pH 介于 3~3.5 时,溶液中

PbH₂-Citrate⁺、PbH-Citrate (aq)、Pb²⁺为主流形态;当 pH 介于 3.5~5 时,PbH₂-Citrate⁺、PbH-Citrate (aq) 两种形态占比急速下降,取而代之的是 Pb-Citrate⁻、Pb-(Citrate)₂⁴⁻、PbH-(Citrate)₂³⁻;当 pH 介于 5~8 时,溶液中的重金属形态逐渐趋于稳定,最主要的存在形态为 Pb-(Citrate)₂⁴⁻。从图 5(b) 中可看出,随着 pH 从 3.5 增加至 5,重金属形态 CdH₂-Citrate⁺、Cd²⁺占比分别从 60.4% 降低至 0.27%、从 21.9% 降至 0.3%;CdH-Citrate (aq) 占比先升高后降低至 6.1%;而 Cd-(Citrate)₂⁴⁻ 所占比例逐渐上升。随着 pH 进一步增加至 8,溶液中的络合形态逐渐趋于稳定,主要络合形态为 Cd-(Citrate)₂⁴⁻ 和 Cd-Citrate⁻。由图 6 可知,在柠檬酸与 CaCl₂ 组合溶液中,重金属络合形态在 pH 介于 2.5~3.5 时与图 5 存在较大差异,此时,重金属主要存在形态分别为 PbH₂-Citrate⁺、PbCl⁺、Pb²⁺、CdCl⁺、CdH₂-Citrate⁺ 和 Cd²⁺;当 pH 介于 3.5~5 时,重金属形态发生剧烈的变化,此消彼长,当 pH 值介于 5~8,重金属存在形态逐渐稳定,主要为 Pb-(Citrate)₂⁴⁻、Cd-(Citrate)₂⁴⁻、Pb-Citrate⁻、Cd-Citrate⁻。



(a) Pb

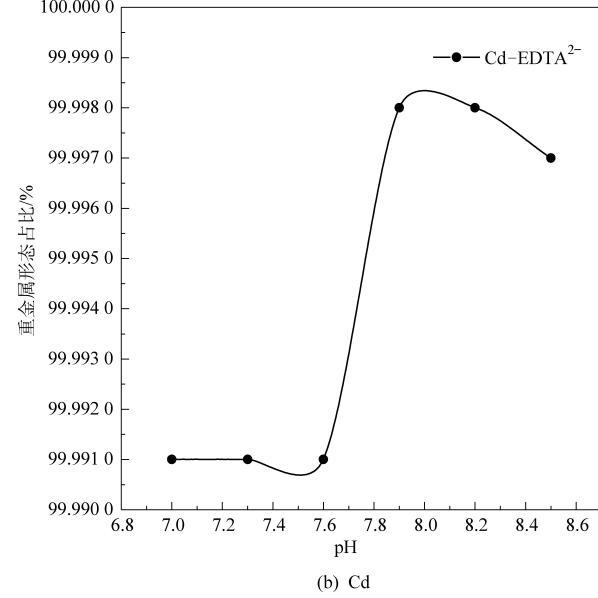


图 4 Visual MINTEQ 模拟重金属在 0.1 mol/L EDTA 的不同 pH 溶液中形态分布

Fig.4 Simulation of the morphological distribution of heavy metals in different pH solutions of 0.1 mol/L EDTA by Visual MINTEQ

图 7 表示修复后土壤分区中 Pb 和 Cd 去除率的变化,结合模拟结果,分析重金属迁移机理。由图 7(a) 可知,不同电解液修复后土壤分区中 Pb 的变化趋势各不相同。EK0 实验后,Pb 去除率最低,为 2.6%。EK1 实验修复后,Pb 去除率为 14.7%,在土壤室中部 S3 区出现聚焦现象,靠近阴

极附近的 S5 区去除率最高,为 29.1%,S4 区次之,为 21.2%,此时,S5、S4 区的土壤 pH 高于 8,说明 EDTA 与重金属发生络合反应受 pH 的影响较小。结合模拟结果可以推测,电动力修复过程中 Pb 与 EDTA⁴⁻形成的阴离子型络合物 Pb-EDTA²⁻ 从阴极向阳极迁移,与 Jong-Chan Yoo 研究结果一致^[22]。

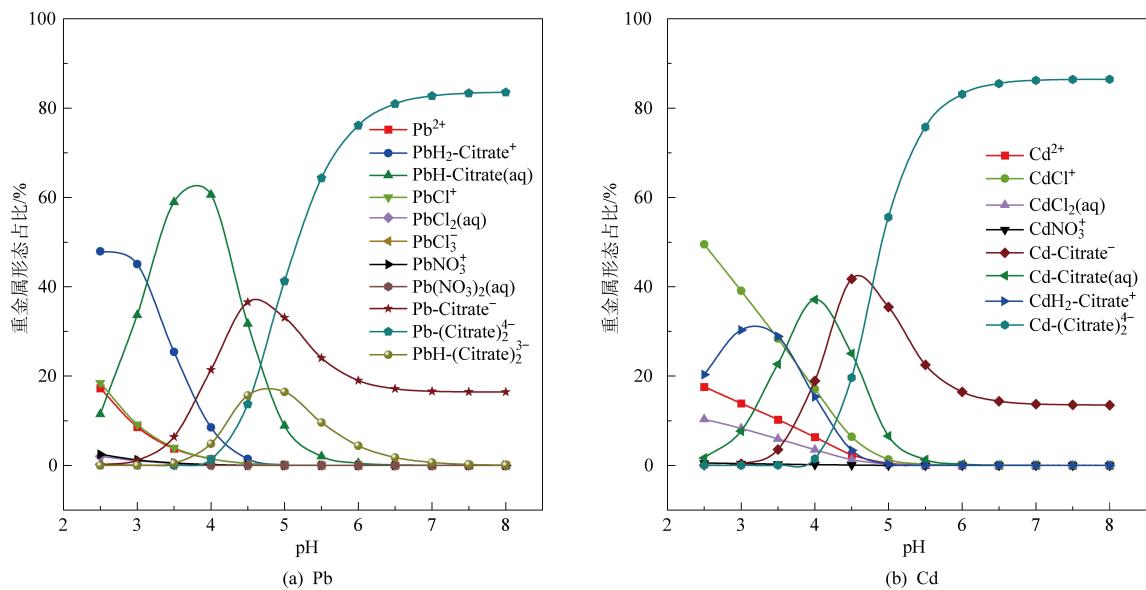


图 5 Visual MINTEQ 模拟重金属在 0.3 mol/L 柠檬酸的不同 pH 溶液中形态分布

Fig.5 Simulation of the morphological distribution of heavy metals in different pH solutions of 0.3 mol/L citric acid by Visual MINTEQ

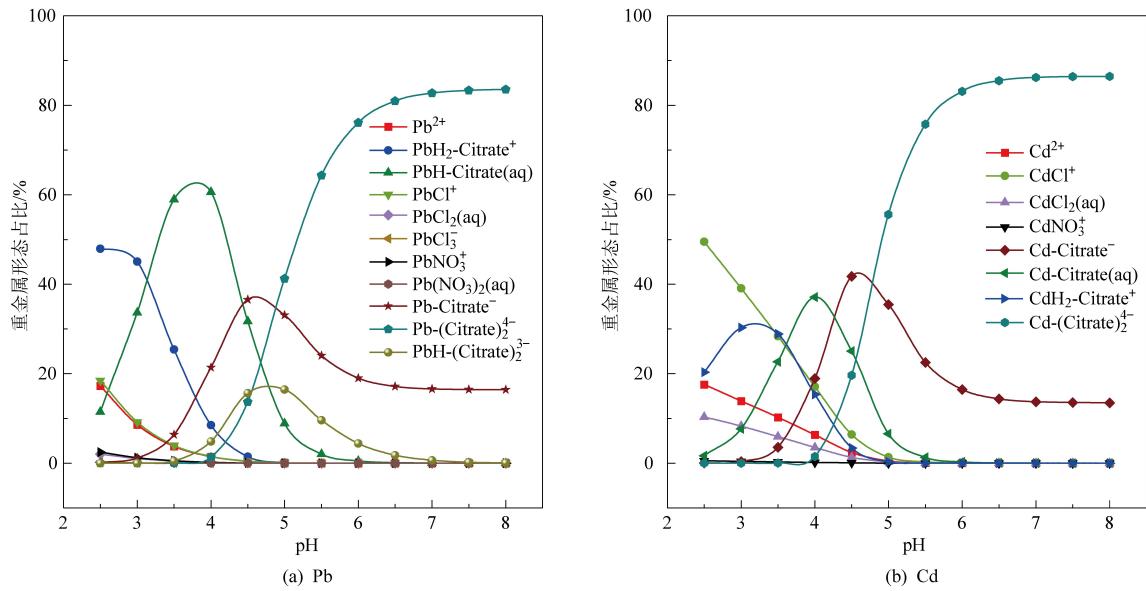
图 6 Visual MINTEQ 软件模拟重金属在 0.3 mol/L 柠檬酸+0.05 mol/L CaCl₂ 的不同 pH 溶液中形态分布

Fig.6 Simulation of the morphological distribution of heavy metals in different pH solutions of 0.3 mol/L citric acid+0.05 mol/L CaCl₂ by Visual MINTEQ

EK2 实验后, 土壤分区中 Pb 的变化趋势较平缓, 去除率为 11.6%; 靠近阳极附近的 S1 区的去除率最高, 为 16%; S2 区次之, 为 11.7%; S5、S4 区去除率均在 10% 左右。可以推断出, 在靠近阳极的 S1 区由于 H⁺ 和柠檬酸根离子的作用, 一部分 Pb 从土壤颗粒表面解析成离子态 Pb²⁺, 一部分形成阳离子型络合物 PbH₂-Citrate⁺, 二者在电迁移的作用下往阴极迁移; 还有一部分形成水溶性络合物

PbH-Citrate(aq), 在电渗析的作用下向阴极迁移; 靠近阴极的 S5、S4 区, Pb 与柠檬酸根离子形成阴离子型络合物 Pb-(Citrate)₂⁴⁻ 往阳极迁移, 在土壤中部 S3 区出现聚焦现象。EK3 实验修复后, Pb 去除率为 17.01%, 在 S2 区出现明显的聚焦现象, 该区去除率为 -8%; S1 区的去除率为 35.9%, 远高于 EK2 组, 因为该区土壤 pH 较低(2.52), 除了有柠檬酸根离子的作用, Cl⁻ 与 Pb 与形成了阳离子

型络合物 $PbCl^+$, 进一步促进 Pb 从土壤颗粒表面解吸。同时, S5、S4、S3 区去除率均有较明显的提升, 可以推测当大量的柠檬酸根离子和 Cl^- 迁移到土壤中时, 会形成 $Pb - Cl^+$ 、 $PbH_2 - Citrate^+$ 、 $Pb - (Citrate)_2^{4-}$ 等络合物促进 Pb 从土壤中的解吸, 提高了 Pb 去除率。

从图 7(b) 中可知, Cd 在土壤分区中去除率的变化趋势与 Pb 大致相同。EK1、EK2 实验后, Cd 去除率分别为 22.84%、15.08%; 靠近阴极附近的 S5 区 Cd 去除率分别为 40.0%、22.3%, 均高于靠近阳极附近的 S1 区去除率(22.0%、18.8%), 说明主要通过与 $EDTA^{4-}/Citrate^{3-}$ 形成阴离子型络合物的方式去除 Cd, 还可以说明在 pH 背景值较高的污染土壤中, 电解液 EDTA 对 Cd 的修复效果优于柠檬酸。EK2 与 EK3 对比发现, 修复后靠近

阳极附近的 S1、S2 区去除率分别从 18.8% 提高至 52.4%、从 8.9% 提高至 20.3%, 靠近阴极附近的 S5 区去除率也提高至 32.1%, 在土壤中部 S3 区出现聚焦现象, 说明添加氯化钙作电解液能显著提升 Cd 去除率。从 Cd 聚焦现象所在的分区可以推测, EK1 修复中主要通过与 $EDTA^{4-}$ 形成阴离子型络合物 $Cd - EDTA^{2-}$ 向阳极迁移; EK2 修复中通过与柠檬酸根离子形成阴离子型络合物 $Cd - (Citrate)_2^{4-}$ 向阳极迁移; EK3 修复中, S1、S2 区在 H^+ 、 Cl^- 、柠檬酸根离子的作用下, 使得部分 Cd 从土壤颗粒表面解吸, 以离子态 Cd^{2+} 或阳离子型络合物 $CdCl^+$ 、 $CdH_2 - Citrate^+$ 向阴极迁移, S5 区通过与柠檬酸形成阴离子型络合物 $Cd - (Citrate)_2^{4-}$ 向阳极迁移来去除。

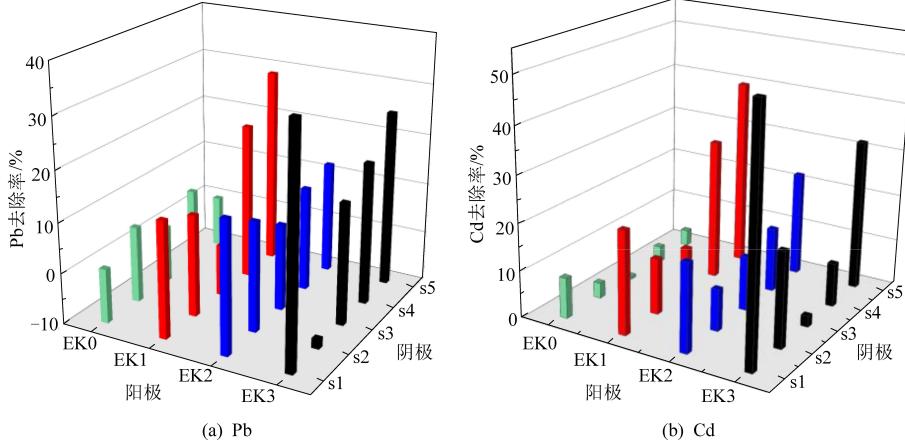


图 7 电动力修复后土壤中重金属的去除率

Fig.7 Removal(%) of heavy metals in the soil after electrokinetic remediation

3 结 论

(1) EDTA 作电解液时, Pb、Cd 去除率分别为 14.70%、22.84%, 通过与 $EDTA^{4-}$ 络合形成 $CdEDTA^{2-}$ 、 $PbEDTA^{2-}$, 在电场作用下迁移至阳极的方式去除, 具有较高去除率、低能耗的特点。

(2) 柠檬酸作电解液时, Pb、Cd 去除率分别为 11.6%、15.08%, 在靠近阳极区域通过 H^+ 和柠檬酸根离子的作用形成离子态 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 $PbH_2 - Citrate^+$ 、 $CdH_2 - Citrate^+$ 在电迁移的作用下向阴极迁移; 在靠近阴极区域与柠檬酸根离子形成阴离子型络合物 $Pb - (Citrate)_2^{4-}$ 、 $Cd - (Citrate)_2^{4-}$ 往阳极迁移, 在中部出现聚焦现象。

(3) 柠檬酸与氯化钙组合作电解液时, Pb、Cd 去除率分别为 17.01%、23.3%。在柠檬酸根离子

的作用基础上, Cl^- 与重金属络合成 $PbCl^+$ 、 $CdCl^+$, 进一步促进重金属解吸, 具有高去除率、高能耗的特点。

参 考 文 献

- [1] 骆永明, 滕应. 中国土壤污染与修复科技研究进展和展望 [J]. 土壤学报, 2020, 57 (5): 1137-1142.
LUO Yongming, TENG Ying. Research progresses and prospects on soil pollution and remediation in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57 (5): 1137-1142.
- [2] 赵述华, 陈志良, 张太平, 等. 重金属污染土壤的固化/稳定化处理技术研究进展 [J]. 土壤通报, 2013, 44 (6): 1531-1536.
ZHAO Shuhua, CHEN Zhiliang, ZHANG Taiping, et al. Advances in solidification/stabilization technology treatment of heavy metals in contaminated soils [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44 (6): 1531-1536.
- [3] 高双全. 重金属污染农田土壤的淋洗修复研究及大田试验

- 应用 [D]. 广州: 华南理工大学, 2020: 23–25.
- [4] 杨柳阳, 王雷, 崔长颢, 等. 水泥窑协同处置 Cr 污染土壤过程中 Cr 的化学形态转化 [J]. 环境工程, 2021, 39 (10): 185–190.
YANG Liuyang, WANG Lei, CUI Changhao, et al. Transformation of Cr chemical forms in cement kilns co-processing Cr contaminated soil [J]. Environmental Engineering, 2021, 39 (10): 185–190.
- [5] 张杏锋, 吴萍, 冯健飞, 等. 超富集植物与能源植物间作对 Cd、Pb、Zn 累积的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2021, 40 (7): 1481–1491.
ZHANG Xingfeng, WU Ping, FENG Jianfei, et al. Effects of intercropping on Cd, Pb, and Zn accumulation using hyperaccumulators and energy plants [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40 (7): 1481–1491.
- [6] NJOKU K L, OJO O E, JOLAOSO A O. Growth and ability of *Senna alata* in phytoremediation of soil contaminated with heavy metals [J]. Notulae Scientia Biologicae, 2020 (2): 420–432.
- [7] VILLENEUVE-GUZMAN M, GARCIA-RUBIO A, PAZ-GARCIA J M, et al. The use of ethylenediaminetetraacetic acid as enhancing agent for the remediation of a lead polluted soil [J]. Electrochimica Acta, 2015, 181: 82–89.
- [8] 唐建. 生物表面活性剂耦合电动力去除污泥重金属研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019: 33–37.
- [9] 章梅, 周来, 张谷春, 等. 电动力修复铅镉复合污染土壤 [J]. 化工环保, 2020, 40 (3): 284–289.
ZHANG Mei, ZHOU Lai, ZHANG Guchun, et al. Electrokinetic remediation of lead–cadmium contaminated soil [J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2020, 40 (3): 284–289.
- [10] CHUNG H I, LEE M. A new method for remedial treatment of contaminated clayey soils by electrokinetics coupled with permeable reactive barriers [J]. Electrochimica Acta, 2007, 52 (10): 3427–3431.
- [11] LÓPEZ-VIZCAÍNO R, YUSTRES A, ASENSIO L, et al. Enhanced electrokinetic remediation of polluted soils by anolyte pH conditioning [J]. Chemosphere, 2018, 199: 477–485.
- [12] LI D, TAN X, WU X, et al. Effects of electrolyte characteristics on soil conductivity and current in electrokinetic remediation of lead-contaminated soil [J]. Separation and Purification Technology, 2014, 135: 14–21.
- [13] SUZUKI T, MORIBE M, OKABE Y, et al. A mechanistic study of arsenate removal from artificially contaminated clay soils by electrokinetic remediation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 254–255: 310–317.
- [14] LÓPEZ-VIZCAÍNO R, YUSTRES A, LEÓN M J, et al. Multiphysics implementation of electrokinetic remediation models for natural soils and porewaters [J]. Electrochimica Acta, 2017, 225: 93–104.
- [15] LI X, YANG Z, HE X, et al. Optimization analysis and mechanism exploration on the removal of cadmium from contaminated soil by electrokinetic remediation [J]. Separation and Purification Technology, 2020, 250: 117180.
- [16] 章梅. 电动力修复 Pb、Cd 复合污染土壤研究 [D]. 徐州: 中国矿业大学, 2020: 28–43.
- [17] LI J, DING Y, WANG K, et al. Comparison of humic and fulvic acid on remediation of arsenic contaminated soil by electrokinetic technology [J]. Chemosphere, 2020, 241: 125038.
- [18] ZULFIQAR W, IQBAL M A, BUTT M K. Pb²⁺ ions mobility perturbation by iron particles during electrokinetic remediation of contaminated soil [J]. Chemosphere, 2017, 169: 257–261.
- [19] YEUNG A T, GU Y. A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 195: 11–29.
- [20] ZHANG P, JIN C, SUN Z, et al. Assessment of acid enhancement schemes for electrokinetic remediation of Cd/Pb contaminated soil [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2016, 227 (6): 217–227.
- [21] 袁立竹. 强化电动修复重金属复合污染土壤研究 [D]. 长春: 中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所), 2017: 54–76.
- [22] YOO J Y J, LEE C L C, YANG J Y J, et al. Extraction characteristics of heavy metals from marine sediments [J]. Chemical Engineering Journal, 2013: 688–699.