

EK-PRB 对 Pb (II) 污染土壤的修复效果研究

许佳慧, 周海东, 吕叔锋, 刘志勇

(上海理工大学 环境与建筑学院, 上海 200093)

摘要: 通过一种可变换阵列式电极的电动-可渗透反应墙 (EK-PRB) 装置, 以沸石+粉煤灰组合为 PRB 材料, 研究了电压梯度和土壤含水率在 EK-PRB 修复 Pb (II) 污染土壤的过程中对于去除效果的影响。试验过程中, 修复周期定为 5 d, 设置了不同的电压梯度 (1.5, 2.0, 2.5 V/cm) 和含水率 (25%, 30%, 35%), 进行了 9 组正交试验。结果表明, 提高电压梯度、增大含水率对于 Pb (II) 去除效果均具有增强作用, 由此得出了以沸石+粉煤灰作为 PRB 材料时, EK-PRB 修复 Pb (II) 污染土壤的含水率和电压梯度最佳组合, 即在电压梯度和含水率分别为 2.5 V/cm 和 35% 时, Pb (II) 的修复效果最好, 去除率最高达到了 80.7%。证明了沸石和粉煤灰作为组合材料时, EK-PRB 联合修复技术在处理 Pb (II) 污染高岭土时的可行性, 可以为 EK-PRB 在 PRB 材料的改性和创新上的发展提供支持和依据。

关键词: 重金属; 电动修复; 高岭土; 可渗透性反应墙

中图分类号: X 53 文献标志码: A

Effect of EK-PRB on the remediation of Pb(II) contaminated soil

XU Jiahui, ZHOU Haidong, LÜ Shufeng, LIU Zhiyong

(School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China)

Abstract: By virtue of a device of electrokinetic (EK) with permeable reactive barrier (PRB) with swithchable array electrodes, the influences of voltage gradient and water content on the removing effects were studied when using a kind of soil heavy metal repairing device to remediate Pb(II)-contaminated kaolin, and using the combination of zeolite and fly ash as filling material. The repair period was set as 5 d. Different voltage gradients (1.5, 2.0, 2.5 V/cm) and water content (25%, 30%, 35%) were set and 9 orthogonal tests were conducted. The results show that both enhancing the voltage gradient and increasing water content have enhancement effect on removing Pb(II). It is concluded that when zeolite + fly ash is used as the PRB material, the optimal combination of water content and voltage gradient, in the EK-PRB remediation of Pb (II) contaminated soil is 2.5 V/cm and 35%. The removal rate reaches 80.7%. The feasibility of EK-PRB combined repair technology in the treatment of Pb(II)

收稿日期: 2019-06-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51279108); 上海市自然科学基金资助项目 (18ZR1426100); 上海理工大学科技发展项目 (2018KJFZ117)

第一作者: 许佳慧(1994-), 女, 硕士研究生. 研究方向: 土壤重金属污染修复. E-mail: 1286594237@qq.com

通信作者: 周海东(1970-), 男, 副教授. 研究方向: 水污染治理技术与理论、高级厌氧消化、土壤重金属污染修复. E-mail: zhouhaidong@usst.edu.cn

contaminated kaolin was proved when zeolite and fly ash were used as a composite material. The results provide the support and basis for the development of EK-PRB in the modification and innovation of PRB materials.

Keywords: heavy metal; electrokinetic remediation; kaolin; permeable reactive barrier

近年来,随着工业生产进程的快速发展,我国土壤污染问题日渐突出。金属冶炼和矿山开采等过程中工业废弃物的大气沉降、农药等农用物质的不合理施用以及污水农灌等产生的重金属污染对于土壤环境造成了极大威胁。由于其潜伏期长、迁移性强而导致的修复难度很大,造成的危害程度并不亚于空气和水污染造成的影响。土壤重金属污染被称作为“隐形杀手”,造成的土壤污染危害不可忽视^[1-4],因此越来越受到广泛的关注。

1 研究现状

土壤重金属污染现状极其严重,尤其是土壤 Pb 污染。周向红等^[5]对湖南某一冶炼制造企业厂区内土壤中 Pb 等重金属含量进行调查时,以湖南地方性土壤修复标准为背景值,对该区土壤进行风险评价,结果显示被调查的土壤重金属生态风险大部分处于严重污染状态,其中 Pb 是污染最为严重的重金属之一。刘硕等^[6]以龙口市北部煤矿区为研究区,对于土壤中的 Pb 等 5 种重金属含量进行测定,结果发现龙口矿区的重金属含量均高于国家土壤环境质量二级标准,并远高于山东省东部表层土壤环境中的重金属含量背景值。

当前对于重金属污染土壤的修复技术主要包括固化稳定化技术、土壤淋洗技术、电动修复技术、植物修复技术、微生物修复技术等^[7-15]。受污染土壤组成、性质等的影响,单一修复技术往往难以达到较好的修复效果,因此通过联合修复技术控制重金属污染土壤的高效性成为新的研究重点。其中,电动-可渗透反应墙(EK-PRB)联合修复技术逐渐成为国内外土壤环境问题修复研究的重点^[16-19]。EK-PRB 联合修复技术是一种新型、绿色环保、对土层结构破坏性较小的土壤修复技术,通过将两种修复技术的优势很好地结合起来,能够得到较好的修复效果。同时,在修复过程中添加的对环境有害的化学试剂少,受环境因

素影响和修复成本也较其他方法低,修复效果较彻底^[20-21]。

目前的 EK-PRB 联合修复技术的研究进展,主要是指调节 pH 值、添加化学物质改变土壤或者污染物性质以及 EK-PRB 与生物技术联用等方法。Rajic 等^[22]在改进阳极的基础上,同时移动阳极和增加阴极室长度,以强化电动修复铅污染的河流底泥,结果表明,该强化技术下,底泥中铅的去除率比传统处理技术的去除率高得多。Zhang 等^[23]在对 Pb(II)污染的土壤进行 EK 修复时发现,EDTA(乙二胺四乙酸)和 AA(乙酸)作为阴极液时, Pb(II)去除效果较单独的 0.1 mol/L 的 EDTA 作为阴极液时的去除率提高 15% 左右。Vieira 等^[24]以颗粒状的活性炭作为填充材料,对阿特拉津和乙氧氟草醚污染的土壤进行 EK-PRB 修复时,其中以 SDS(十二烷基硫酸钠)作为络合剂,并伴有反转电极,结果表明在该增强技术条件下, EK-PRB 对两种除草剂均具有较好的去除效果。Mena 等^[25]用电动-生物可渗透反应墙技术对被不溶性有机物(柴油烃)污染的土壤进行修复,结果证明该技术对柴油烃具有较好的修复效果,进一步说明该技术在未来的原位修复中具有较好的发展前景。

PRB 材料的创新以及改性是近年来 EK-PRB 联用技术另一方面的进展。常用的零价铁、活性炭等在重金属污染案的土壤中取得了较显著的效果。但是由于材料成本较高,且在电动过程中易受到酸腐蚀,因此寻找较经济且效果较好的 PRB 材料显得尤为重要。考虑到沸石及粉煤灰的吸附性、成本等因素,同时对以沸石、粉煤灰为 PRB 材料的研究还较少,因此其材料组合在 EK-PRB 修复中的效果值得探究。

本研究以模拟 Pb(II)污染的高岭土作为研究对象,不同于传统的普通板状、单对电极的电动修复装置,采用可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤修复装置,以沸石+粉煤灰为 PRB 材料,考察在不同含水率及电压梯度下, EK-PRB 对于 Pb(II)污

染土壤的修复效果，以探究修复 Pb(II)污染土壤最佳效果时的含水率及电压梯度组合。

2 材料和方法

2.1 试剂和材料

实验所用高岭土为化学纯，其属性如表 1 所示。其中：*EC* 为电导率；*ORP* 为氧化还原电位；*CEC* 为阳离子交换容量； ρ_d 为土壤干密度； S_w 为土壤饱和含水率。

表 1 实验用高岭土基本参数

基本参数		数值
粒径占比/%	<2 mm	19.54
	2~10 mm	51.58
	10~50 mm	28.60
	50~250 mm	0.28
	>250 mm	0
pH		6.82
<i>EC</i> /($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)		30.00
<i>ORP</i> /mV		176.00
<i>CEC</i> /($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)		6.15
ρ_d /($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)		1.24
S_w /%		42.80
有机质占比/%		0.49
碳酸盐占比/%		6.93

实验所用粉煤灰为超细粉末状一级材料，沸石粒径 2~4 mm，均购买于巩义市森源水处理公司。土样消解试剂(HCl, HNO₃, HF, HClO₄)为优级纯，硝酸铅和一水合柠檬酸等均为分析纯，均购买自国药集团化学试剂有限公司。

模拟污染土样的制备: 首先将 Pb 污染浓度设定为 1000 mg/kg，配制含水率为 35% 的污染土样；称取 2 kg 高岭土，由于 Pb(NO₃)₂ 晶体相对分子质量为 331，则 Pb²⁺所占的质量比为(207/331)×100%=62.54%，即所需 Pb(NO₃)₂ 晶体的质量为(1000 / 62.54%)×2=3 198 mg；向 750 mL 水中加入 3.198 g Pb(NO₃)₂ 晶体，溶解完全后均匀混入到 2 kg 高岭土中，得到完全混合均匀的含水率为 35% 的 Pb(II)污染的土样。

2.2 实验装置

本实验采用自行设计的可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤重金属修复装置，装置实物图如图 1 所示。普通的板状、单对电极装置的修复效果不太理想，考虑环境因素且与实际工程修复差距遥远(板状电极不便安装，工程上修复范围大，板状电极在实际极间距大的情况下很难实现均匀电场的修复效果)。针对这些问题，多对电极下的联合电动力、渗透反应墙的原位、高效、更契合实际的修复技术，即可变换阵列式土壤重金属修复装置显现出了极大的优势。

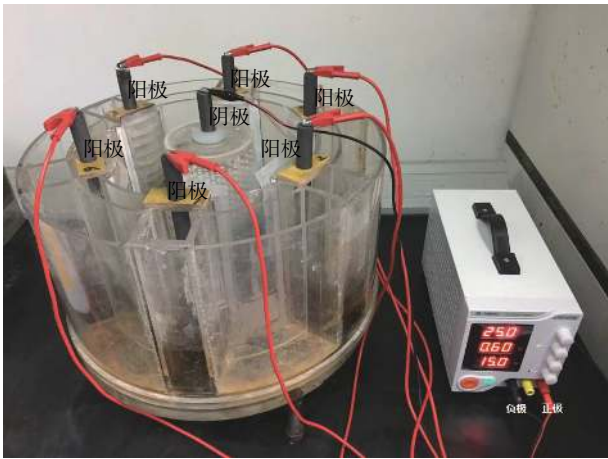


图 1 可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤修复装置实物图
Fig.1 Physical figure of EK-PRB soil remediation device with switchable array electrodes

该电动修复装置分为 3 部分，土壤室(内环 $\phi 250\text{ mm}\times 200\text{ mm}$ ，中环 $\phi 300\text{ mm}\times 200\text{ mm}$ ，外环 $\phi 400\text{ mm}\times 200\text{ mm}$)，PRB 室(环形 $\phi 40\sim 100\text{ mm}\times 200\text{ mm}$)，中心阴极室($\phi 40\text{ mm}\times 200\text{ mm}$)，周围阳极室(6 个，每个 $75\text{ mm}\times 40\text{ mm}\times 200\text{ mm}$)。采用阵列式电极排布，中心阴极室和 PRB 系统、土壤室(3 个)之间为同心圆构造，周围阳极为矩形槽弧形扩散系统，有效体积为 0.6 L，上海华励振环保科技有限公司生产；直流电源规格为 0~60 V，3 A，东莞市广仪电子仪器有限公司生产。

2.3 实验过程和方法

将混合均匀的土样装入到可变化阵列式土壤重金属修复装置的土壤区，向各电极室中加入柠檬酸电解液，静置使其平衡稳定 48 h。电动修复实验开始后，定期更换阳极和阴极电解液。设置不同的电压梯度以及含水率，研究在不同电压梯度及含水率组合时 Pb(II)的去除效果。电动修复

周期定为 5 d。为探究含水率与电压梯度对于 Pb 去除效果的影响, 分别设置了 25%, 30%, 35% 的含水率以及 1.5, 2.0, 2.5 V/cm 的电压梯度, 实验方案设置如表 2 所示。实验结束后在距阳极 10 mm(S1), 25 mm(S2), 40 mm(S3), 55 mm(S4), 70 mm(S5)处分别取样, 取样量均为 3 g 左右, 用于测定重金属 Pb 含量。

表 2 EK-PRB 修复 Pb(II)污染土壤实验方案
Tab.2 Experiment program of soil remediating by EK-PRB

序号	含水率/%	电压梯度/(V·cm ⁻¹)	PRB 材料	阴阳极电解液
1	25	1.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
2	25	2.0	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
3	25	2.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
4	30	1.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
5	30	2.0	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
6	30	2.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
7	35	1.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
8	35	2.0	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸
9	35	2.5	300 g 粉煤灰+300 沸石	0.1 mol/L 柠檬酸

2.4 分析方法

分别准确称取经过烘干的修复前土样(取两个平行土样)0.2 g 和修复后土样 0.5 g, 经 HCl-HNO₃-HF-HClO₄ 消解后, 用 5% 稀硝酸定容至 50 mL, 经 0.22 μm 水相针式滤器(聚醚砜)过滤后, 土样经 HNO₃-HF-HClO₄ 消解后, 采用 Optima8000 型 ICP-OES 电感耦合等离子体发射光谱仪分别测定配土重金属含量以及土壤剩余重金属含量, 按照前后计算其去除率。土壤 pH 测定: 按照土样与去离子水 1 : 2.5 固液比(质量比)混合, 振荡 30 min 后离心, 采用梅特勒-托利多仪器(上海)有限公司 FE20 型实验室 pH 计测定上清液 pH。电导率测定: 土样与去离子水 1 : 5(土样以 g 计, 去离子水以 mL 计)固液比混合后离心, 采用梅特勒-托利多仪器(上海)有限公司 FiveEasy 型电导率仪测定上清液电导率。土壤 Pb 去除率通过式(1)计算。

$$\eta = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100\%$$
 (1)

式中: η 为去除率, %; C_0 为初始 Pb 浓度, mg/L; C 为修复后 Pb 浓度, mg/L。

3 结果与讨论

3.1 土壤 pH 的分布及变化

图 2 表示了 EK-PRB 处理后各部分土壤的 pH 值分布情况。模拟的 Pb 污染的高岭土初始 pH 值为 6.8, 修复后各部分土壤 pH 值均在 3.5~4.8 之间, 相比于修复前, 修复后各部分土壤 pH 值均有所下降。一方面, 柠檬酸是一种有机弱酸, 作为电解质加入土壤时会对土壤 pH 产生一定的影响; 另一方面, 土壤 pH 值的高低由土壤中 H⁺与 OH⁻的迁移速度以及环境中其他离子的初始浓度决定, 有研究发现 H⁺的迁移速度是 OH⁻迁移速度的 1.8 倍^[26-27], 因此修复后的土壤基本上处于酸性环境。

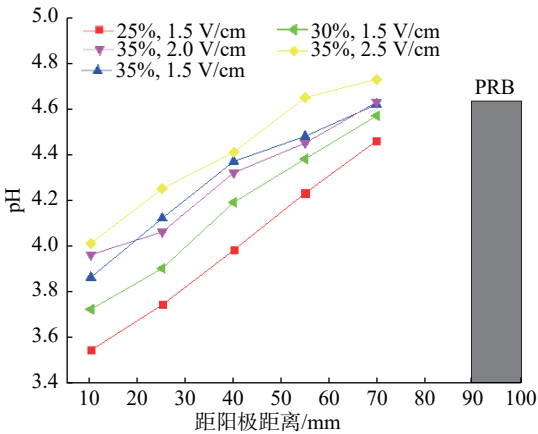


图 2 处理后各部分土壤 pH 分布
Fig.2 Soil pH distribution of each part after treatment

同时可以发现, 在电压梯度一定时, 含水率越高, pH 越高, 这可能与在较高含水率下发生了更多的水电解有关^[28]。含水率较高时, pH 值的升高有利于降低土壤对于 Pb(II)的吸附能力。在 1.5 V/cm 电压梯度下, 含水率为 25% 时, 阴阳极 pH 值分别为 3.73, 4.56, 高于含水率为 35% 时的 4.01, 4.73。同时含水率一定时, 电压梯度对于 pH 的影响也是类似的。同时, 从阳极至阴极呈现 pH 值上升的趋势, 这是由于在电动过程中水发生电解使得阳极区产生 H⁺(2H₂O→4e⁻+4H⁺+O₂), 因此 pH 值偏低, 阴极区产生 OH⁻, 因而 pH 值较高^[29]。这与 Altin 等^[30]通过电动处理修复 Pb(II)污染的土壤时的结果一致。

然而, 在相同含水率的条件下, 电压梯度对于各部分土壤 pH 影响较小。虽然施加的电压梯度

对于电场强度有直接决定作用，由此使得土壤中各离子的迁移速率发生改变，但不能改变 H^+ 和 OH^- 在土壤中的分布趋势。

3.2 土壤电导率的变化

图 3 为不同条件下土壤各部分的电导率情况。首先，从阳极至阴极，电导率总体呈现下降的趋势，表明靠近阳极的自由离子数目高于阴极，这可能是由于在酸性条件下，离子更容易溶解、释放^[31]。

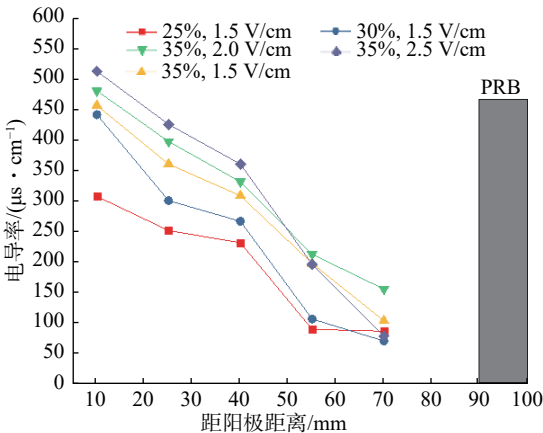


图 3 处理后土壤各部分电导率值

Fig.3 Conductivity value of each part of soil after treatment

在电压梯度一定时，土壤修复后含水率与电导率呈正相关关系，这是由于土壤整体含水率越高，土壤孔隙传导离子的能力越强。另外，阴极室与土壤室之间隔着 PRB 系统，靠近阴极侧的土壤的水分含量较靠近阳极侧的低，阴极室中的电解液流向土壤室的过程中经过 PRB 材料，电解液中的离子可能被吸附而被截留在 PRB 系统中，也会导致阴极侧土壤电导率比阳极侧低。

含水率一定时，电压梯度对于电导率的影响也是如此，这是由于电压梯度较高时，土壤孔隙中离子迁移更强。

3.3 土壤电流密度随时间变化的情况

图 4 描绘了在不同电压梯度时电流密度随时间变化的情况。首先，根据图 4 的变化趋势可知，电流密度在初始一段时间内呈现从初始值上升至最高值的趋势，这可能是由于在电动过程中，某些离子在电场作用下逐渐溶解和释放，使得电流密度逐渐上升至最大值。随后，电流密度随时间的增加不断下降，表明随着处理时间的增加，土壤孔隙中溶解离子浓度不断降低。这与

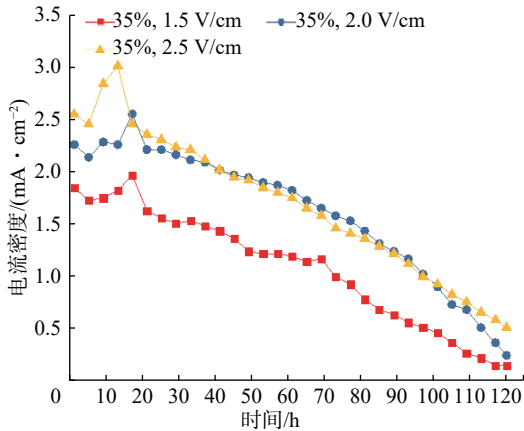


图 4 电流密度在修复过程中随时间变化情况

Fig. 4 Current density changes over time during repair

Zulfiqar 等^[32]和 Fu 等^[33]的研究结果一致。通过比较在不同电压梯度下的电流密度值可以发现，电压梯度越高，电流密度越高。这可能与电压梯度较高时土壤中离子迁移程度较高有关。

3.4 EK-PRB 修复时土壤中 Pb(II) 的去除

3.4.1 含水率对 Pb(II) 去除的影响

图 5 显示了在不同的电压梯度以及含水率条件下 Pb(II) 的修复效果，由图可知 Pb(II) 的去除率从阴极至阳极呈现上升的趋势，这与 Pb(II) 主要通过由阳极电迁移至阴极，最后通过 PRB 室内的填充材料的吸附而被除去这一过程有关。Pb(II) 的去除机理具体为，带正电的 Pb(II) 在电迁移的作用下迁移至阴极，而 PRB 室位于较靠近阴极处，Pb(II) 在向阴极迁移的过程中，被 PRB 室内的材料吸附、拦截，导致阳极附近 Pb(II) 去除率高于阴极区。

如图 5(a) 所示，在 1.5 V/cm 的电压梯度下，Pb(II) 各部分的去除率随着土壤初始含水率的升高而升高，例如初始含水率为 35% 时，S1，S5 部分的去除率分别为 76.7% 和 72.0%，相比于初始含水率为 25% 时 S1 与 S5 部分 75.5% 和 69.2% 的去除率、初始含水率为 30% 时 S1 与 S5 部分 76.3% 和 71.4% 的去除率来说，初始含水率增加，使得 Pb(II) 的去除率也得到了提升。在 2.5 V/cm 下，初始含水率 35% 时 S1，S5 部分的去除率为 80.7%，74.1%，而初始含水率为 25% 时 S1，S5 部分的去除率仅为 78.2%，73.9%，也出现了类似的去除率随含水率增加而得到提升的现象。这些可能是由于初始含水率较高的土壤中自由离子数目较多，且含水率较高时有利于离子物质迁移穿过土壤孔

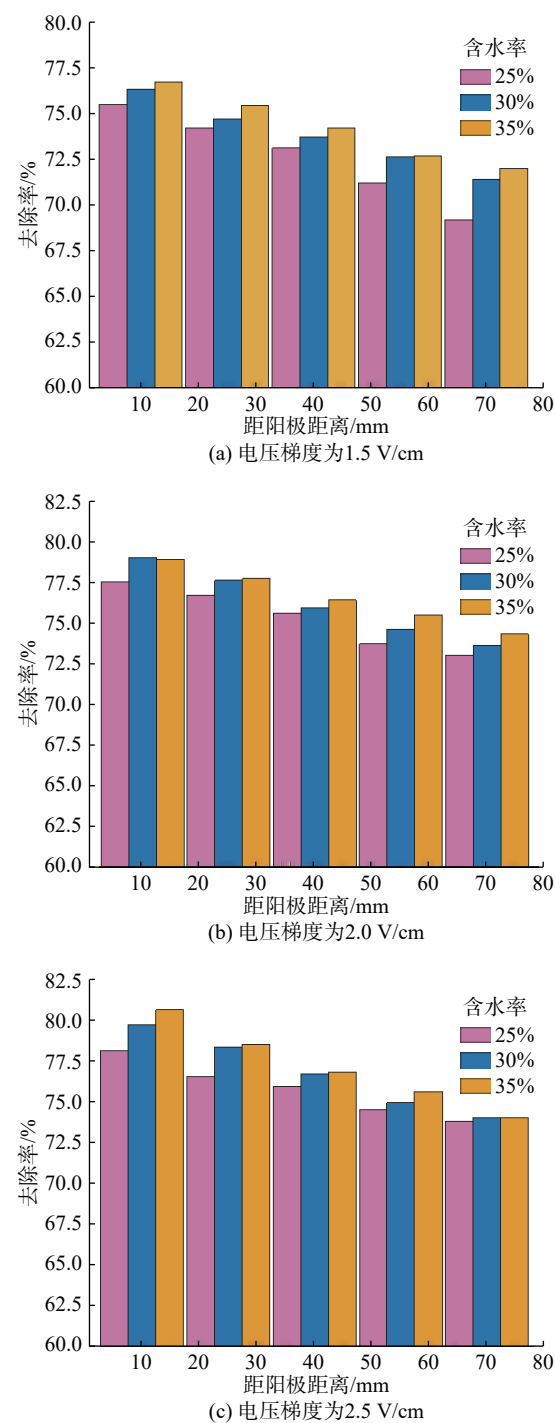


图 5 含水率对于去除率的影响。

Fig. 5 Effect of water content on removal rate.

隙, 而低含水率阻碍了离子的电迁移, 降低了离子到达阴极的速度。

3.4.2 电压梯度对于 Pb(II) 去除的影响

通过比较图 5(a)~(c) 可以发现, 在含水率一定时, 电压梯度对于 Pb(II) 去除效果也具有一定的增强效果。例如图 5 所示, 在含水率为 25% 时, 电压梯度为 2.0 V/cm 和 2.5 V/cm 时, 各部分

的 Pb(II) 去除效果相比于电压梯度为 1.5 V/cm 时均有一定的提高, 体现了 Pb(II) 去除效果在较高电压梯度下的优势, 即电压梯度越高, Pb(II) 去除效果越好。这可能与在较高的电压梯度下发生了更多的水的电解有关, 由此营造了更加有利于 Pb(II) 离子发生电迁移的较低的 pH 环境。总的来说, 电压梯度在 1.5~2.5 V/cm 范围内, 随电压梯度的增大, 去除率增大, 说明电压梯度对去除率有非常直接而显著的影响。

同时, 文献[34]通过单对电极的电动装置修复 Pb(II) 污染的高岭土时, 分别以 CA 和 EDTA 作为增强剂时分别得到了 26.2% 和 57% 的 Pb(II) 去除率; 文献[35]通过单对电极的电动-可渗透性反应墙装置处理 Pb(II) 污染的高岭土, 以活性炭作为 PRB 填充材料时 Pb(II) 最高去除率为 73%, 与该研究中用可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤重金属修复装置修复 Pb(II) 污染的高岭土时的处理效率相比, 由此体现了该可变换阵列式电极的土壤重金属修复装置的优势, 采用阵列式、对角电极的排列方式, 克服了阴阳电极之间电场力作用距离小的不足, 可以基本实现均匀的电场条件, 使土壤污染的修复效果得到提高。

4 结 论

利用可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤重金属修复装置对 Pb 污染土壤进行修复时, 探究电压梯度、含水率不同时对于 Pb(II) 去除效果、pH、电导率及电流密度等的影响, 得到以下结论:

- a. 相比于使用传统的单对电极的土壤重金属修复装置或者单独的电动修复试验, 该试验过程中, Pb(II) 去除率最高达到了 80.7%, 证明了利用该可变换阵列式电极的土壤重金属修复装置, 以沸石+粉煤灰为填充材料通过 EK-PRB 联合修复技术在 Pb(II) 污染的高岭土修复上的可行性及优势。
- b. 利用可变换阵列式电极的 EK-PRB 土壤重金属修复装置对 Pb 污染土壤进行修复时, Pb(II) 是通过由阳极向阴极的迁移(电迁移)随后被靠近阴极处的 PRB 室内的吸附材料吸附而被去除的, 而不是与其他离子形成配合物, 或化合物形成整合物通过电渗流或其他方式迁移。
- c. 含水率及电压梯度对于 Pb(II) 去除效果均有一定的增强效果, 即在电压梯度和含水率分别为

2.5 V/cm 和 35% 时, Pb(II) 的去除效果最好。

d. 修复试验结束后, 各部分土壤的 pH 值有所降低, 在 3.5~4.8 之间。同时, 从靠近阳极至阴极部分, 各部分土壤 pH 值呈现逐渐下降的趋势; 电压梯度一定时, 较高的初始含水率会使得 pH 值有所提升; 含水率一定时, 电压梯度对于 pH 值产生的影响较微弱。

参考文献:

- [1] 樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(10): 1727-1736.
- [2] 牛明芬, 胡思雨, 史奕, 等. 农业土壤重金属污染原位修复技术[J]. *土壤与作物*, 2018, 7(4): 439-448.
- [3] 范筱林, 王中正. 土壤原位修复技术研究进展[J]. *农业与技术*, 2015, 35(18): 29-30, 63.
- [4] 串丽敏, 赵同科, 郑怀国, 等. 土壤重金属污染修复技术研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(S2): 213-222.
- [5] 周向红, 王平山, 王定华, 等. 冶炼制造企业土壤重金属含量变化及其污染风险评价[J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(1): 60-63, 82.
- [6] 刘硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(1): 270-279.
- [7] MA Y, DU X M, SHI Y, et al. Low-concentration tailing and subsequent quicklime-enhanced remediation of volatile chlorinated hydrocarbon-contaminated soils by mechanical soil aeration[J]. *Chemosphere*, 2015, 121: 117-123.
- [8] WANG H R, KIM B, WUNDER S L. Nanoparticle-supported lipid bilayers as an in situ remediation strategy for hydrophobic organic contaminants in soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(1): 529-536.
- [9] ZHANG J, ZHANG G L, CAI D Q, et al. Immediate remediation of heavy metal (Cr(VI)) contaminated soil by high energy electron beam irradiation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 285: 208-211.
- [10] 邵云, 郝真真, 王文斐, 等. 土壤重金属污染现状及修复技术研究进展[J]. *北方园艺*, 2016(17): 193-196.
- [11] GILL R T, HARBOTTLE M J, SMITH J W N, et al. Electrokinetic-enhanced bioremediation of organic contaminants: a review of processes and environmental applications[J]. *Chemosphere*, 2014, 107: 31-42.
- [12] SUN T R, OTTOSEN L M, JENSEN P E, et al. Effect of pulse current on acidification and removal of Cu, Cd, and As during suspended electrodialytic soil remediation[J]. *Electrochimica Acta*, 2013, 107: 187-193.
- [13] 杨小敏, 何文, 简红忠, 等. 农田重金属污染土壤修复技术研究进展[J]. *绿色科技*, 2016(14): 140-144.
- [14] 王婷, 常高峰. 重金属污染土壤现状与修复技术研究进展[J]. *环境与发展*, 2017, 29(1): 33-36.
- [15] 张安, 官昭瑛, 徐国钢, 等. 我国土壤污染修复技术研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2016, 44(21): 82-85, 133.
- [16] 张灿灿, 郭书海, 李婷婷, 等. 焦化厂高环 PAHs 污染土壤的电动-微生物修复[J]. *环境工程*, 2014, 32(7): 150-154.
- [17] 刘文庆, 祝方, 马少云. 重金属污染土壤电动力学修复技术研究进展[J]. *安全与环境工程*, 2015, 22(2): 55-60.
- [18] 张涛, 陈明功, 刘宗亮. 土壤电动修复技术及其研究进展[J]. *现代农业科技*, 2016(22): 164-165.
- [19] 侯隽, 樊丽, 周明远, 等. 电动及其联用技术修复复合污染土壤的研究现状[J]. *环境工程*, 2017, 35(7): 185-189.
- [20] 陆小成, 陈露洪, 徐泉, 等. 污染土壤电动修复增强方法研究进展[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2005, 6(1): 14-24.
- [21] 邓一荣, 林挺, 肖荣波, 等. EKR-PRB 耦合技术在污染场地修复中的应用研究进展[J]. *环境工程*, 2015, 33(10): 152-157.
- [22] RAJIC L, DALMACIJA B, DALMACIJA M, et al. Enhancing electrokinetic lead removal from sediment: utilizing the moving anode technique and increasing the cathode compartment length[J]. *Electrochimica Acta*, 2012, 86: 36-40.
- [23] ZHANG T, ZOU H, JI M H, et al. Enhanced electrokinetic remediation of lead-contaminated soil by complexing agents and approaching anodes[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(4): 3126-3133.
- [24] VIEIRA DOS SANTOS E, SÁEZ C, CAÑIZARES P, et al. Reversible electrokinetic adsorption barriers for the removal of Atrazine and oxyfluorfen from spiked soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 322: 413-420.
- [25] MENA E, VILLASEÑOR J, RODRIGO M A, et al. Electrokinetic remediation of soil polluted with insoluble organics using biological permeable reactive barriers: effect of periodic polarity reversal and voltage gradient[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 299: 30-36.
- [26] 刘丹丹, 刘菲, 缪德仁. 土壤重金属连续提取方法的优化[J]. *现代地质*, 2015, 29(2): 390-396.
- [27] XU Y F, XU X J, HOU H T, et al. Moisture content-affected electrokinetic remediation of Cr(VI)-contaminated clay by a hydrocalumite barrier[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(7): 6517-6523.
- [28] YUAN C, CHIANG T S. The mechanisms of arsenic removal from soil by electrokinetic process coupled with iron permeable reaction barrier[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(8): 1533-15342.

3201–3214.

[5] ZHAO F, WANG W B, PENG R. Delay-time-based preventive maintenance modelling for a production plant: a case study in a steel mill[J]. *Journal of the Operational Research Society*, 2015, 66(12): 2015–2024.

[6] LI G, CHENG X F, PU H, et al. Damage smear method for rock failure process analysis[J]. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, 2019, 11(6): 1151–1165.

[7] GONG H C, FAN Q B, ZHOU Y, et al. Simulation of failure processes of as-cast Ti-5Al-5Nb-1Mo-1V-1 Fe titanium alloy subjected to quasi-static uniaxial tensile testing[J]. *Materials & Design*, 2019, 180: 107962.

[8] PAPAKONSTANTINOU N, PROPER S, O’HALLORAN B, et al. Simulation based machine learning for fault detection in complex systems using the functional failure identification and propagation framework[C]//ASME 2014 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference. Buffalo, New York, USA: ASME, 2015.

[9] BENMANSOUR R, ALLAOUI H, ARTIBA A, et al. Simulation-based approach to joint production and preventive maintenance scheduling on a failure-prone machine[J]. *Journal of Quality in Maintenance Engineering*, 2011, 17(3): 254–267.

[10] YANG R F, YAN Z W, KANG J S. An inspection maintenance model based on a three-stage failure process with imperfect maintenance via Monte Carlo simulation[J]. *International Journal of System Assurance Engineering and Management*, 2015, 6(3): 231–237.

[11] LI Y, YE Z S, LEE C G, et al. A two-phase preventive maintenance policy considering imperfect repair and postponed replacement[J]. *European Journal of Operational Research*, 2019, 274(3): 966–977.

[12] ZAHEDI-HOSSEINI F, SYNTETOS A A, SCARF P A. Optimisation of inspection policy for multi-line production systems[J]. *European Journal of Industrial Engineering*, 2018, 12(2): 233–251.

[13] ZHANG J J. Reliability evaluation and opportunistic maintenance policy based on a novel delay time model[J]. *Quality and Reliability Engineering International*, 2019, 35(4): 978–994.

(编辑：丁红艺)

(上接第 374 页)

[29] 周东美, 邓昌芬. 重金属污染土壤的电动修复技术研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(4): 505–508.

[30] ALTIN A, DEGIRMENCI M. Lead(II) removal from natural soils by enhanced electrokinetic remediation[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 37(1/2/3): 1–10.

[31] ZHAO S N, FAN L, ZHOU M Y, et al. Remediation of copper contaminated kaolin by electrokinetics coupled with permeable reactive barrier[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, 31: 274–279.

[32] 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.

[33] FU R B, WEN D D, CHEN X, et al. Treatment of decabromodiphenyl ether (BDE209) contaminated soil by solubilizer-enhanced electrokinetics coupled with ZVI-PRB[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(15): 13509–13518.

[34] AIT AHMED O, DERRICHE Z, KAMECHE M, et al. Electro-remediation of lead contaminated kaolinite: An electro-kinetic treatment[J]. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2016, 100: 37–48.

[35] 赵书宁, 樊丽, 侯隽, 等. 复合重金属污染高岭土的电动修复[J]. *化工环保*, 2017, 37(4): 481–486.

(编辑：丁红艺)