

DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdtqk.2018.0130

杨磊,张松,何平,等. 镉污染底泥电动修复影响因素研究[J]. 南水北调与水利科技, 2018, 16(5): 102-107, 121. YANG L, ZHANG S, HE P, et al. Study on influence factors of electrokinetic remediation of cadmium contaminated sediment[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2018, 16(5): 102-107, 121. (in Chinese)

镉污染底泥电动修复影响因素研究

杨磊, 张松, 何平, 安新茹, 吴燕

(天津科技大学 化工与材料学院, 天津 300457)

摘要: 以镉(Cd)含量为2 mg/kg污染底泥为研究对象,使用电动修复技术对污染底泥中的Cd进行脱除。研究了不同电极板间电压、化学增强剂种类以及电极材料对体系电流、温度、电导率、底泥含水率以及重金属含量的变化,试验结果表明:使用阳离子聚丙烯酰胺(CPAM)作为化学增强剂,使用多孔碳作为电极,极板间电压30 V,同时在0.05 MPa的压力下进行抽滤,底泥含水率在5 h内由75%下降到34.17%,重金属镉含量由2 mg/kg下降到0.178 mg/kg,脱除率达到91.12%,修复后的底泥中镉的含量满足《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)中对镉含量的一级标准要求,达到了对污染底泥脱水过程中脱除重金属的目的。

关键词: 疏浚底泥; 重金属污染; 电动力学修复; 电迁移

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-1683(2018)05-0102-06

Study on influence factors of electrokinetic remediation of cadmium contaminated sediment

YANG Lei, ZHANG Song, HE Ping, AN Xinru, WU Yan

(College of Chemical Engineering and Materials Science, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin 300457, China)

Abstract: Taking contaminated sediment with a cadmium (Cd) content of 2 mg/kg as the research object, we used electrokinetic remediation technology to remove the Cd in the contaminated sediment. we investigated the influences of different voltages between electrodes, types of chemical enhancers, and electrode materials on the current, temperature, conductivity, sediment moisture content, and heavy metal content. The experimental results showed that: with cationic polyacrylamide (CPAM) as chemical enhancer, porous carbon as electrode, electrode voltage of 30 V, and suction filtration at pressure of 0.05 MPa, the sediment moisture content was decreased from 75% to 34.17% in 5 hours, heavy metal cadmium content was decreased from 2 mg/kg to 0.178 mg/kg with a removal rate of 91.12%, and the content of cadmium in the remediated sediment met the first level standard for cadmium in GB 15618-1995 Soil Environmental Quality Standard. It could realize the purpose of removing heavy metals during the dewatering process of the contaminated sediment.

Key words: dredged sediment; heavy metal pollution; electrokinetic remediation; electromigration

随着我国经济的快速发展,重金属污染已成为日益严峻的环境污染问题^[1-4],底泥是水体中重金属

污染物的最终归宿,疏浚是河湖水体治理的重要手段,重金属污染底泥的安全治理成为环保疏浚的研

收稿日期: 2018-04-22 修回日期: 2018-07-26 网络出版时间: 2018-08-01

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1334.TV.20180731.1049.004.html>

基金项目: 中交天津港航勘察设计研究院有限公司基金支持(1500030023); 中交天航环保工程有限公司基金支持(1700030003; 1700030031); 天津市大学生创新创业项目(201710057053)

Funds: Foundation of CCCC Tianjin Port & Waterway Prospection & Design Research Institute Co., Ltd ((1500030023); Foundation of CCCC-TDC Environment Engineering Co., Ltd (1700030003; 1700030031); Tianjin University Students Innovation and Entrepreneurship Project (201710057053)

作者简介: 杨磊(1993-),男,山西人,主要从事疏浚底泥深度脱水技术方面研究。E-mail: 729863048@qq.com

通讯作者: 吴燕(1976-),女,湖南岳阳人,教授,博士生导师,主要从事污染控制化学方面研究。E-mail: wuyan@tust.edu.cn

究重点之一。

污染土壤修复技术包括物理、化学、生物修复技术,其中使用较为广泛、发展较为成熟的是化学修复技术,包括土壤固化-稳定技术、淋洗技术、氧化-还原技术、光催化降解技术和电动力学修复技术等^[5-7]。电动力学修复是指在电动力学(电渗、电迁移和电泳等)作用下,带电污染物在电极区富集,从而达到重金属等污染物从体系中分离的过程^[8-11]。电动修复技术因其修复速度快、效率高、成本较低、使用化学药剂较少、适用于原位修复等优点,已经日益成为一种备受关注的绿色修复技术^[12-17]。

疏浚污染底泥具有质地疏松、渗透性低、含水率高的特点,传统的修复技术难以有效脱除污染底泥中的重金属^[18-21]。本研究通过单因素试验探究了电压,化学增强剂种类以及电极材料这三个因素对底泥 Cd 脱除率的影响,在脱水的过程中脱除重金属,为底泥的后期资源化利用奠定基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料与设备

(1) 试验材料。镉污染底泥是从太湖中重金属污染较为严重的区域采集,其基本物性见表 1,其中镉浓度为 2 mg/kg,含水率为 75%,去除石块、杂草和植物根系,取样备用。

表 1 疏浚底泥基本物性

Tab. 1 Basic physical properties of the sediment

指标名称	初始含水率 (%)	容重/ (g·cm ⁻³)	密度/ (g·cm ⁻³)	pH	孔隙率 (%)	有机质 (%)	含盐量 (%)
指标值	25.4	25.4	2.92	6.93	54.45	4.82	0.28

对底泥的 Cd 形态进行测试得出,有机结合态的含量最高,其次是碳酸盐结合态,可交换态的含量最少,仅占 8%,残渣态和有机结合态的量达到 43%,说明底泥重金属脱除比较困难。

(2) 试验设备。电动力学修复装置,示意图如图 1,包括:有机玻璃电解槽,定制,40 cm×20 cm×15 cm,分为泥浆室和阴极室,两室之间由打孔隔板(孔径 5 cm)隔离,试验时,隔离板上附上一层无纺布和滤纸;循环水式真空泵,负压在 0~0.05 MPa,基本原理是高速循环水通过射流器产生文丘里效应,产生负压;直流电源,将交流电转化成 30 V 的直流电。

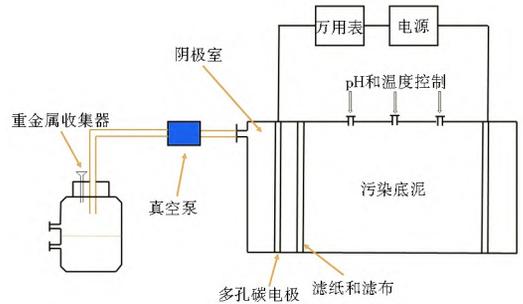


图 1 底泥修复装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the sediment remediation device

1.2 试验方法

电动力学修复工艺流程见图 2,具体步骤如下:连接真空泵、抽滤瓶和电解槽,将配置好的底泥倒入电解槽,密封,打开真空泵,开始试验。每隔 30 min 测定底泥电流、电导率、pH、底泥含水率以及余水浊度,试验结束后取泥样进行消解,做原子吸收(ASS)测试,测定 Cd 含量。

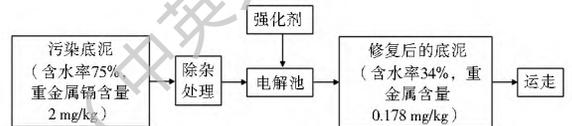


图 2 电动修复污染底泥工艺流程

Fig. 2 Process flow chart for electrokinetic remediation of contaminated sediment

表 2 为本试验研究电动力学修复污染底泥的试验条件,分别研究不同电压、不同增强剂(CPAM:阳离子聚丙烯酰胺;CA:柠檬酸)以及不同电极材料对脱水效果以及 Cd 脱除效率的影响。

表 2 污染底泥电动修复方案设计

Tab. 2 Design of electrokinetic remediation schemes for contaminated sediment

试验	电极	电压/V	增强剂	时间/h	Cd 浓度/(mg·kg ⁻¹)	抽滤压力/MPa
A1	石墨板	10	--	5	2	0.05
A2	石墨板	20	--	5	2	0.05
A3	石墨板	30	--	5	2	0.05
A4	石墨板	30	CPAM	5	2	0.05
A5	石墨板	30	CA	5	2	0.05
A6	石墨板	30	--	5	2	0.05
A7	不锈钢板	30	CPAM	5	2	0.05
A8	石墨板	30	CPAM	5	2	0.05
A9	多孔碳	30	CPAM	5	2	0.05

2 结果与讨论

2.1 电压对重金属 Cd 脱除率的影响

控制极板间电压在 10 V、20 V 以及 30 V,探讨

电压梯度变化对体系电流、温度、重金属 Cd 的脱除率以及底泥含水率的影响。

如表 3 所示,在试验域之内,随着电压的增大,重金属 Cd 的脱除率变大。一方面是因为,随着电压的增大,电场强度随之增大,根据电场理论,体系内 Cd^{2+} 所受的电场力增大,迁移速率就会随之增大;另一方面,电压增大,体系电流增大,温度随之升高,有利于 Cd^{2+} 的物理解吸,促进了底泥中的 Cd 由泥颗粒表面向水相中转移。此外,根据分子热运动的理论,温度的升高提高了 Cd^{2+} 在体系内的扩散速率,有利于 Cd^{2+} 从泥浆孔隙中向表层水的转移,从而提高了 Cd 的脱除率。

表 3 不同电压下的重金属 Cd 脱除率

Tab. 3 Heavy metal Cd removal rate under different voltages

电压/V	10	20	30
脱除率(%)	54.78	57.28	70.60

带电粒子的定向移动形成电流,在重金属 Cd 污染底泥电动修复过程中, Cd^{2+} 以及 H^+ 向阴极迁移,同时 OH^- 向阳极迁移,形成电流。

由图 3 可以看出,随着反应时间的推移,电流虽然在有的时间段增减不一,但总体上,三个电压下,电流均呈现降低的趋势。这是由于随着反应的进行,体系内主要的带电粒子 Cd^{2+} 在电场力和抽滤的共同作用下,从泥浆中向阴极室移动,最终随水排出体系,这就造成离子强度降低,因此电流会逐渐减小。同时,有部分 Cd^{2+} 在迁移的过程中会遇到体系中的 OH^- ,生成 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 沉淀,降低了离子浓度,同样会使电流减小。

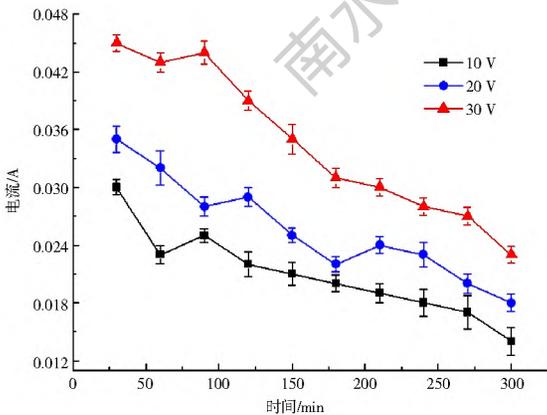


图 3 不同电压下电流随时间的变化

Fig. 3 Change of current over time under different voltages

随着电压的增大,体系中电流逐渐增大,20 V 电压下的电流较 10 V 时略有增大,当电压为 30 V 时,电流有较大的提升,初始电流达到 45 mA。离子在土壤中的电迁移速率表达式为^[22]: $u_{em} = vzFE$,式中:

v 为离子淌度; z 为离子电荷数; F 为法拉第常数; E 为电场强度。

可见,在试验域内,在离子淌度不变的情况下,提高电场强度能够增大离子在土壤中的迁移速率,电流也就因此增大。电压过高会导致电极附近发生较为剧烈的水解反应,在体系内形成气泡,降低土壤的饱和度,从而影响土壤的渗透系数、重金属有效扩散系数以及离子淌度。因此,在本研究的电压范围内,30 V 的板间电压较为合适。

如图 4 所示,随着电压的增大以及反应的进行,体系温度逐渐升高。对 30 V 电压下体系电流随时间变化的曲线进行线性拟合得: $I = -3.3 \times 10^{-5}t + 0.01804$,将其带入焦耳热公式: $Q = UIt$ 可得, $Q = -9.9 \times 10^{-4}t^2 + 0.5412t$,将上式在 0~300 min 的时间内进行积分可得:在 30 V 电压下,5 h 内体系共放热 1.94×10^6 J,这就导致体系温度逐渐升高,根据牛顿流体的理论,温度升高时,液体的黏度会快速下降。另一方面,根据 Helmholtz Smoluchowski 模型^[23],电渗速率的表达式为 $v_e = \frac{\zeta DE}{4\pi\eta}$,式中: ζ 为动电势(zeta 电势); D 为双电层介电常数; E 为电场强度, η 为液体黏度。

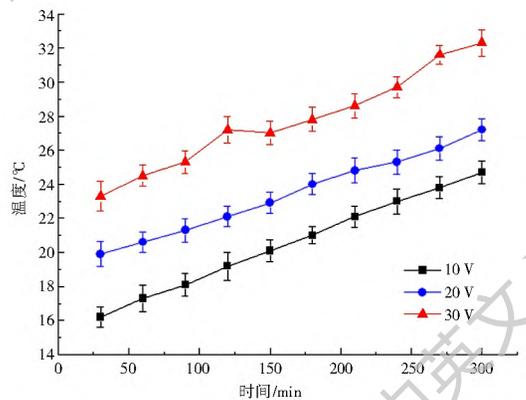


图 4 不同电压下体系温度随时间的变化

Fig. 4 Change of system temperature over time under different voltages

由上式可以看出,随着泥浆中水的黏度的降低,体系内 Cd^{2+} 电渗速率会随之增大,同时体系的脱水速率会得到提升, Cd^{2+} 会随水一起排出体系外,进而促进了体系 Cd 的脱除。综上所述,电压的增大不仅会促进底泥脱水,同时也会增大 Cd^{2+} 的脱除速率。

2.2 增强剂对重金属 Cd 脱除率的影响

分别用 CPAM、CA 对底泥预处理后进行试验,并与不添加任何增强剂的空白组作对照,对应的试验编号分别为 A4、A5、A6。

如表 4 所示,使用 CPAM 时 Cd 脱除效率最高,达到 83.42%,其次是 CA,这两组实验的 Cd 脱除率都大于空白组,说明 CPAM 和 CA 都对 Cd 脱除起到了促进作用。

表 4 不同增强剂下的重金属 Cd 脱除率

Tab. 4 Heavy metal Cd removal rate under different enhancers

增强剂	CPAM	CA	空白
脱除率(%)	83.42	79.82	70.6

为了探究增强剂对 Cd 脱除率影响的机理,对

增强剂预处理后的底泥进行扫描电子显微镜 (SEM) 的观察,观察结果见图 5。

添加 CPAM 对底泥进行预处理后,底泥发生了絮凝作用,产生了明显的泥水分离效果。通过 SEM 观察发现,底泥颗粒呈现疏松多孔的结构,大小在 25~ 50 μm 之间,孔隙较大,如图 5(a) 所示。这些孔隙为水和 Cd²⁺ 的迁移提供了通道,有利于 Cd²⁺ 的脱除。而经过 CA 处理过的底泥内部结构与未经过增强剂处理的底泥结构相差不大,其孔隙结构较小,不利于脱水及 Cd²⁺ 的脱除。

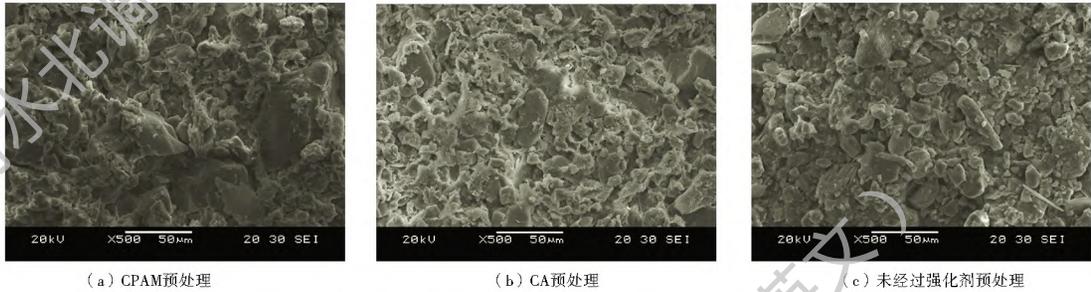


图 5 添加不同增强剂底泥 SEM 图片

Fig. 5 SEM pictures of the sediment after adding different enhancers

如图 6 所示,体系电流随着反应的进行总体上呈现减小的趋势,这是由于随着反应的进行,Cd²⁺ 被迁移出体系,体系内电荷数量减小,电流随之减小。与未加增强剂的空白组(A6)相比,酸化预处理(A5)和絮凝剂预处理(A4)组的电流都有了较大的提升,絮凝剂预处理组的初始电流更是达到了 74 mA。酸化处理后,一方面,体系中的 H⁺ 数量增大,pH 随之降低;另一方面,随着 pH 的降低,泥中的 Cd 的可交换态含量增大,碳酸盐结合态、铁锰氧化态和残渣态降低^[24],这就导致底泥中的重金属由结合较为紧密的状态向易于交换的状态转变,体系电流及 Cd 脱除率随之增大。

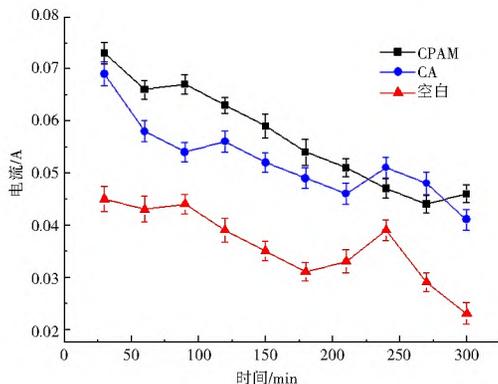


图 6 不同增强剂下体系电流随时间的变化

Fig. 6 Change of system current over time under different enhancers

泥中的非专性吸附的 Cd 和大部分专性吸附的 Cd 从泥颗粒表面置换到双电层的弱结合水中,然后经过真空抽滤从底泥中脱附,在电场力作用下从体系中脱除。如图 7 所示,三组试验的电导率都随时间逐渐降低,主要原因是底泥溶液中的 Cd²⁺ 在电场力和真空泵吸力的共同作用下逐渐从阳极迁移到阴极,最终随水脱离底泥体系,导致底泥溶液中 Cd²⁺ 的浓度减小。经过 CPAM 预处理的底泥溶液的电导率初始值为 24 ms/cm 左右,CA 预处理后的电导率初始值为 22 ms/cm 左右,这两组实验的电导率均为未经处理底泥电导率的两倍左右,说明 CPAM 和 CA 都能增加溶液中 Cd²⁺ 浓度。

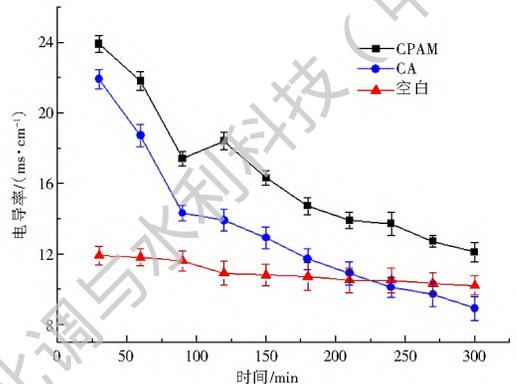


图 7 不同增强剂下体系电导率随时间的变化

Fig. 7 Change of conductivity over time under different enhancers

CPAM 的高分子量导致其具有很强的吸附作用,能够与泥颗粒表面的 Cd 产生竞争吸附,使得底

泥中的 Cd 对重金属脱除的影响在以下两个方面。首先,CA 是一种弱酸,降低体系的 pH 值,影响底泥

表面的官能团,促进 H^+ 的吸附,这样就会发生离子交换,置换出泥中的 Cd。其次,更为重要的是,CA 是一种强络合剂,能够萃取泥中的 Cd,使其形成一种水溶性的络合物,在电渗析的作用下随水离开底泥。但由于络合物一般带有颜色,因此使用 CA 并不会降低出水浊度。相比而言,CPAM 既能够增大 Cd 的脱除效率,又能够显著降低出水浊度,是一种理想的增强剂。

2.3 电极材料对重金属 Cd 脱除率的影响

在底泥电动修复过程中,电极材料的选择及其形状都会对底泥的脱除率有很大的影响。在查阅相关文献的基础上选取不锈钢板、石墨板、多孔碳为电极材料,进行 A7、A8、A9 三组试验,探究电极材料对 Cd 脱除率的影响,结果见表 5。

表 5 不同电极材料下的重金属 Cd 脱除率

Tab. 5 Heavy metal Cd removal rate under different electrode materials

电极材料	不锈钢	石墨	多孔碳
脱除率 (%)	78.46	83.42	91.12

从表 5 可以看出,多孔碳电极的 Cd 脱除率达到 91.12%,大于不锈钢电极和石墨电极。多孔碳由于其多孔性,比表面积很大,吸附性能较强。另外,多孔碳材料的导电性很强,随着试验的进行阴阳离子分别向带相反电荷的电极方向移动,并吸附在多孔碳电极上形成双电层,根据 GCS (Gouy-Chapman Stern) 和 BDM (Bockris-Dewanatharr Muller) 的双电层模型^[25-26], Cd^{2+} 能够在双电层内富集,从而附着在多孔碳电极上,增大了 Cd 的脱除率。

从图 8 可以看出,使用多孔碳做电极时体系电流最大,初始电流能达到 76 mA,其次是石墨,不锈钢电极的电流最低。这是由于多孔碳具有很多孔洞结构,这就导致多孔碳具有很高的比表面积,能够吸附体系内的 Cd^{2+} ,促进电荷的定向移动,电流也会随之增强。而石墨与多孔碳相比,吸附容量较小、电阻较大,其导电性能相比多孔碳较差。

从图 8 中可以看出,无论哪种电极,电流都随时间逐渐减小,主要原因是电极在试验过程中发生了极化现象。电极的极化现象包括活化极化和浓差极化两种现象。活化极化是指试验过程中,阴阳两级都会发生水解反应,生成氧气和氢气,产生的气泡会覆盖在电极表面,使电极导电性变差,电化学反应变得迟钝,从而引起电极的电位偏离平衡电位,最终导致电流变小。

另一方面,随着修复的进行,体系中的 OH^- 会

与电极附近富集的 Cd^{2+} 生成 $Cd(OH)_2$,附着在电极上;系统中 OH^- 与 H^+ 向两极迁移的速率小于电极的放电速率,造成电极附近 OH^- 和 H^+ 的浓度大于其他地方,从而造成体系电流减小,这一现象称为浓差极化。

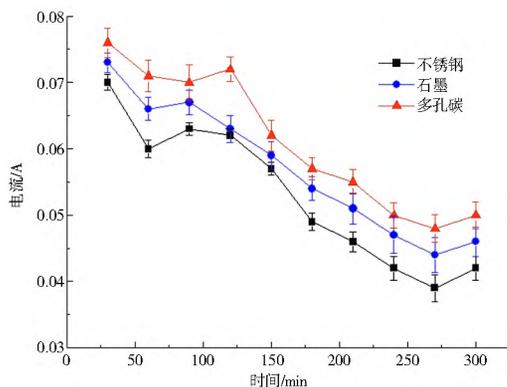


图 8 不同电极材料下电流随时间变化的关系

Fig. 8 Change of current over time under different electrode materials

3 结论

本研究分别探究了极板间电压、增强剂和电极材料三个因素对 Cd 脱除率的影响,通过数据分析得出以下结论。

(1) 电压对底泥中 Cd 的脱除率有一定的影响。在一定范围内,电压越大, Cd 的脱除率越高。在不添加增强剂和使用石墨电极的情况下,10V 电压时 Cd 的脱除率为 54.78%,30V 时的脱除率达到 70.6%。

(2) 增强剂的引入能够很好地提高 Cd 的脱除率,相比较而言,CPAM 作为一种高分子增强剂,其脱除率要高于 CA。在 30V 电压下,使用 CPAM 做增强剂时 Cd 的脱除率为 83.42%,使用 CA 做增强剂时 Cd 脱除率为 79.82%。

(3) 多孔碳电极作为一种多孔材料,具有较好的吸附能力和导电性。在 30V 电压下,使用多孔碳作为电极材料时, Cd 的脱除率达到 91.12%,而使用石墨电极时的脱除率为 83.42%,不锈钢板的效果最差,脱除率只有 78.46%。

(4) 本试验确定的最佳的 Cd 脱除的修复条件为:在 0.05 MPa 的抽滤压力和 30V 电压下,使用 CPAM 对底泥进行预处理后,使用多孔碳电极对底泥进行 5 h 的电动修复,底泥含水率由 75% 下降到 34.17%,重金属 Cd 的脱除率达到 91.12%,电动修复后底泥中重金属 Cd 的含量为 0.178 mg/kg,低于《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)中关于镉的一级标准,满足国标要求。

参考文献(References):

- [1] 田俊峰, 吴兴元, 侯晓明, 等. 我国疏浚技术与装备“十五”“十一五”十年发展回顾[J]. 水运工程, 2010(12): 93-97. (TIAN J F, WU X Y, HOU X M, et al. Review of the ten year development of Chinese dredging industry[J]. Port & Waterway Engineering, 2010(12): 93-97. (in Chinese)) DOI: 10.16233/j.cnki.issn1002-4972.2010.12.006.
- [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 S H, CHEN Z L, ZHANG T P, et al. Research progress on solidification/stabilization treatment technology of heavy metal contaminated soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44(6): 1531-1536. (in Chinese)) DOI: 10.19336/j.cnki.trtb.2013.06.044.
- [3] 胡兰文, 陈明, 杨泉, 等. 底泥重金属污染现状及修复技术进展[J]. 环境工程, 2017, 35(12): 115-118, 123. (HU L W, CHEN M, YANG Q, et al. Present situation of heavy metal pollution in sediment and its remediation technologies[J]. Environmental Engineering, 2017, 35(12): 115-118, 123. (in Chinese)) DOI: 10.13205/j.hjgc.201712023.
- [4] 宋伟, 陈百明, 刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. 水土保持研究, 2013, 20(2): 293-298. (SONG W, CHEN B M, LIU L. Soil heavy metal pollution of cultivated land in China[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2013, 20(2): 293-298. (in Chinese))
- [5] 方申柱, 浩婷, 田宇, 等. CPAM 对疏浚淤泥中镉解吸行为的影响[J]. 南水北调与水利科技, 2015, 13(2): 294-297, 394. (FANG S Z, HAO T, TIAN Y, et al. Effects of CPAM on adsorption and desorption characteristics of Cd in dredged sludge[J]. South to North Water Transfer and Water Science & Technology, 2015, 13(2): 294-297, 394 (in Chinese)) DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2015.02.022.
- [6] 周际海, 黄荣霞, 樊后保, 等. 污染土壤修复技术研究进展[J]. 水土保持研究, 2016, 23(3): 366-372. (ZHOU J H, HUANG R X, FAN H B, et al. A review on the progresses of remediation technologies for contaminated soils[J]. 2016, 23(3): 366-372. (in Chinese)) DOI: 10.13869/j.cnki.rswc.2016.03.064.
- [7] CAMESELLE C, CHIRAKKARA R A, REDDY K R. Electrokinetic enhanced phytoremediation of soils: status and opportunities. [J]. Chemosphere, 2013, 93(4): 626-636.
- [8] 李亚林, 刘蕾, 段万超, 等. 电动修复技术对土壤中镉迁移的影响[J]. 环境工程学报, 2016, 10(10): 6021-6027. (LI Y L, LIU L, DUAN W C, et al. Effect of cadmium migration in contaminated soil by electrokinetics remediation[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(10): 6021-6027. (in Chinese)) DOI: 10.12030/j.cjee.201603113.
- [9] PEDERSEN K B, KIRKELUND G M, OTTOSEN L M, et al. Multivariate methods for evaluating the efficiency of electrodiolytic removal of heavy metals from polluted harbour sediments [J]. Journal of Hazardous Materials, 2015, 283: 712.
- [10] 邢艳帅, 乔冬梅, 朱桂芬, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术研究进展[J]. 中国农学通报, 2014, 30(17): 208-214. (XING Y S, QIAO D M, ZHU G F, et al. Research progress of heavy pollution in soil and phytoremediation technology[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2014, 30(17): 208-214. (in Chinese)) DOI: 10.11924/j.issn.1000-6850.20132867.
- [11] PEDERSEN K B, LEJON T, JENSEN P E, et al. Simultaneous electrodiolytic removal of PAH, PCB, TBT and heavy metals from sediments[J]. Journal of Environmental Management, 2017, 198(Pt 1): 192-202.
- [12] 丁玲, 吕文英, 姚琨, 刘国光, 等. 电动增强技术修复镉污染土壤及其修复机理[J]. 环境工程学报, 2017, 11(4): 2554-2559. (DING L, LU W Y, YAO K, et al. Enhancement technology for electrokinetic remediation of Cadmium contaminated soil[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(4): 2554-2559. (in Chinese)) DOI: 10.12030/j.cjee.201602043.
- [13] 聂兰玉. 强化电动修复铬渣污染土壤试验研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2016. (NIE L Y. Remediation of chromium residue contaminated soil by electrokinetic remediation technology[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2016 (in Chinese))
- [14] 徐龙云. 重金属 Cd 污染土壤的电动修复研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2017. (XU L Y. Study on electric restoration of heavy metal Cd contaminated soil[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2017 (in Chinese))
- [15] MAO X, HAN F X, SHAO X, et al. Electrokinetic remediation coupled with phytoremediation to remove lead, arsenic and cesium from contaminated paddy soil[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2016, 125: 16-24.
- [16] RYU S R, JEON E K, BAEK K. A combination of reducing and chelating agents for electrolyte conditioning in electrokinetic remediation of As contaminated soil[J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2016, 70.
- [17] CAMESELLE C, REDDY K R. Development and enhancement of electroosmotic flow for the removal of contaminants from soils[J]. Electrochimica Acta, 2012, 86(1): 10-22.
- [18] 韩久春, 方申柱, 王文江, 等. 疏浚底泥微波干燥特性及能耗分析[J]. 南水北调与水利科技, 2015, 13(3): 493-496, 517. (HAN J C, FANG S Z, WANG W J, et al. Microwave drying characteristics and energy consumption analysis of dredged sediment[J]. South to North Water Transfer and Water Science & Technology, 2015, 13(3): 493-496, 517. (in Chinese)) DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2015.03.020.
- [19] 方申柱, 韩久春, 王文江, 等. 疏浚底泥微波干燥特性及能耗分析[J]. 南水北调与水利科技, 2015, 13(6): 1128-1132. (FANG S Z, HAN J C, WANG W J, et al. Microwave drying characteristics and energy consumption analysis of dredged sediment[J]. South to North Water Transfer and Water Science & Technology, 2015, 13(6): 1128-1132. (in Chinese)) DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2015.06.023.
- [20] MASI M, CECCARINI A, IANNELLI R. Multispecies reactive transport modelling of electrokinetic remediation of harbour sediments. [J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 326(1): 187.

(下转第 121 页)

- nese)) DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.161024.
- [14] 杨龙元, 秦伯强, 胡维平, 等. 太湖大气氮、磷营养元素干湿沉降率研究. 海洋与湖沼[J]. 2007, 38(2): 104-110. (YANG L Y, QIN B Q, HU W P, et al. The atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus nutrients in Taihu lake. *Oceanologia et Limnologia Sinica*[J]. 2007, 38(2): 104-110. (in Chinese)) DOI: 10.3321/j.issn:0029-814X.2007.02.002.
- [15] 翟水晶, 杨龙元, 胡维平, 等. 太湖北部藻类生长旺盛期大气氮、磷沉降特征. 环境污染与防治[J]. 2009, 31(4): 5-10. (ZHAI SJ, YANG L Y, HU W P, et al. Atmospheric nitrogen and phosphorus deposition during optimal algal growth period in northern Lake Taihu. *Environmental Pollution & Control* [J]. 2009, 31(4): 5-10. (in Chinese)) DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2009.04.005.
- [16] CHAN C K, YAQ X H. Air pollution in mega cities in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(1): 142. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2007.09.003.
- [17] 苏成国, 尹斌, 朱兆良, 等. 农田氮素的气态损失与大气氮湿沉降及其环境效应[J]. 土壤, 2005, 37(2): 113-120. (SU C G, YIN B, ZHU Z L, et al. The environmental effects of gaseous losses of nitrogen in farmland and atmospheric nitrogen wet deposition[J]. *Soil*. 2005, 37(2): 113-120.
- [18] GB/T 15265-94. 环境空气降尘的测定(重量法)[S]. (GB/T 15265-94. Determination of Ambient air Dustfall (gravimetric method)[S]. (in Chinese))
- [19] GB 13580.2-92. 大气降水样品的采集与保存[S]. GB13580.2-92. Precipitation Samples Collection and Preservation[S]. (in Chinese)
- [20] 潘月鹏, 王跃思, 杨勇杰, 等. 区域大气颗粒物干沉降采集及金属元素分析方法[J]. 环境科学, 2010, 31(3): 553-559. (PAN Y P, WANG Y S, YANG Y J, et al. Determination of trace metals in atmospheric dry deposition with a heavy matrix of puf by inductively coupled plasma mass spectroscopy after microwave digestion[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(3): 553-559. (in Chinese)) DOI: 10.13227/j.hjxx.2010.03.012.
- [21] PAN Y P, WANG Y S, et al. (2012) Wet and dry deposition of atmospheric nitrogen at ten sites in Northern China. *atmospheric chemistry and physics* 12, 6515-6535. DOI: 10.5194/acpd-12-753-2012.
- [22] 陈能汪, 洪华生, 等. 九龙江流域大气氮干沉降[J]. 生态学报. 2006, 26(8): 2602-2607. (CHEN Neng wang, HONG Hua sheng, et al. Dry deposition of atmospheric nitrogen to Jiulong River watershed in southeast China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2602-2607. (in Chinese)) DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2006.08.024.
- [23] 陈能汪, 洪华生, 肖建, 等. 九龙江流域大气氮湿沉降研究[J]. 环境科学, 2008, 29(1): 38-46. (CHEN N W, HONG H S, XIAO J, et al. Wet deposition of atmospheric nitrogen in Jiulong River Watershed[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(1): 38-46. (in Chinese)) DOI: 10.13227/j.hjxx.2008.01.035.
- [24] 郑利霞, 刘学军, 张福锁, 等. 大气有机氮沉降研究进展[J]. 生态学报, 2007, 27(9): 3828-3834. (ZHENG L X, LIU X J, ZHANG F S, et al. Atmospheric deposition of organic nitrogen: a review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(9): 3828-3834. (in Chinese)) DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2007.09.034.
- [25] CLARK H, KREMER J N. Estimating direct and episodic atmospheric nitrogen deposition to a coastal waterbody[J]. *Marine Environmental Research*, 2005, 59(4): 349. DOI: 10.1016/j.marenvres.2004.06.001.
- [26] MESSAGER M L, LEHNER B, GRILL G, et al. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geostatistical approach[J]. *Nature Communications*, 2016, 7: 13603. DOI: 10.1038/ncomms13603.
- [27] PAERL H W, DENNIS R L, WHITALL D R, et al. Atmospheric deposition of nitrogen: Implications for nutrient over enrichment of coastal waters[J]. *Estuaries*, 2002, 25(4): 677-693. DOI: 10.1007/bf02804899.

(上接第107页)

- [21] 田宇, 周兰, 吴燕. 改良 Fenton 体系对疏浚底泥脱水性能的影响[J]. 南水北调与水利科技, 2015, 13(3): 502-505, 567. (TIAN Y, ZHOU L, WU Y. Effect of improved Fenton system on dredged sludge dehydration[J]. *South to North Water Transfer and Water Science & Technology*, 2015, 13(03): 502-505, 567 (in Chinese)) DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2015.03.022.
- [22] 吴桐. 电动修复铬污染高岭土及渣渣污染土试验研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2013. (WU T. Study of electrokinetic remediation of soils of Kaolin and chromium contaminated sites[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2016 (in Chinese))
- [23] WANG J, HU H, GUAN W, et al. Electrokinetic experimental study on saturated rock samples: zeta potential and surface conductance[J]. *Geophysical Journal International*, 2015, 201(2): 869-877.
- [24] 马晋, 罗海宁, 付融冰, 等. 可渗透反应复合电极法对土壤重金属的电动去除[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(5): 17-23. (MA J, LUO H N, FU R B, et al. Electrokinetic removal of heavy metal in contaminated soil using permeable reactive composite electrodes[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2012, 34(5): 17-23. (in Chinese)) DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2012.05.010.
- [25] 博克里斯, 德拉齐克. 电化学科学[M]. 北京: 人民教育出版社, 1980. (BOCRIS J O' M, DRAZIC D M. *Electrochemical Science* [M]. People's Education Press, 1980. 55, 61-79 (in Chinese))
- [26] 巴德, 福克纳. 电化学方法[M]. 北京: 化学工业出版社, 1986. (BARD A J, FAULKNER L R. *Electrochemical Methods* [M]. Chemical Industry Press, 1986. 9-11 (in Chinese))