

三维电场强化博落回修复铀污染土壤试验研究

刘 骞^{1,2}, 曾祥宇^{1,2}, 丁德馨^{1,2}, 马建洪^{1,2*}

(1. 南华大学资源环境与安全工程学院; 2. 南华大学铀矿冶生物技术国防重点学科实验室)

摘要:通过盆栽试验研究了三维电场对博落回修复铀污染土壤性能的强化作用。结果表明:与二维电场相比,三维电场与博落回耦合可使博落回地上和地下部分铀质量分数分别提高 17.14 % 和 43.3 %,干生物量分别提高 40.4 % 和 37.6 %,土壤中可交换态铀石比提高 10 百分点,改变了博落回体内铀的亚细胞分布,增加了铀在博落回体内的积累,促进铀向博落回细胞器内转移,其中茎部铀的转移更为明显。三维电场可进一步强化博落回对铀污染土壤的修复作用,是一种具有潜在应用前景的强化植物修复方法。

关键词:三维电场;植物修复;博落回;铀污染;土壤;生物修复

中图分类号:TD167 X53

文献标志码:A

文章编号:1001-1277(2024)08-0112-05

doi:10.11792/hj20240818

引 言

天然铀资源开采过程中会产生大量的铀尾矿及含铀溶液,其在人为或自然等因素影响下可能会进入到土壤中,从而导致土壤铀污染,对人体健康产生较大威胁。目前,铀污染土壤修复方法主要有自然衰减法、物理法、化学法及生物法^[1]。生物修复技术主要分为植物修复技术和微生物修复技术,其中,植物修复技术可实现污染物的原位去除,是生物修复技术的研究热点^[2]。但是,单一植物修复技术在使用过程中仍存在一定的问題,如修复效率较低、易受环境影响、修复周期较长等^[3]。因此,植物修复技术与其他技术联合有望解决单一植物修复技术存在的弊端^[4-5]。

电动强化植物修复技术主要利用电场有效地将可溶性带电污染物驱向植物根系,增加金属的生物有效性,促进植物对污染物的吸收与积累^[6-8]。目前,电动强化植物修复技术的研究中,电动修复体系通常为二维电极体系,其在运行过程中具有一定的缺陷,如 pH 依赖性、浓差极化及二次电化学反应等^[9-10]。三维电极法是一种新型的化学处理技术,通过在传统电解槽两端电极间装填碎屑或粒状工作电极材料,使其表面带电形成第三极,加强水解和传质,提高反应效率^[11-12]。因此,第三极材料的理化性质对三维电极法的性能起关键作用^[13-14]。生物质导电炭具有优良的导电性,可作为第三极材料用于构建三维电场修复体系^[15]。有研究表明,在植物修复过程中向土壤基质中添加适宜浓度的生物炭材料可提高植物对重

金属的积累及转运,促进植物根、茎、叶的生长,同时缓解重金属诱发的氧化胁迫损伤^[16-17]。此外,在土壤中添加生物炭材料可提高土壤孔隙率、持水性能、pH、速效钾及有机质含量^[18]。与普通导电炭材料相比,导电炭气凝胶材料表现出更大的比表面积和丰富的孔结构,且可保持三维结构^[19],同时有望改善土壤条件。

本文以废弃咖啡渣作为原料,经凝胶化、高温催化炭化处理制备导电炭气凝胶材料,构建三维电场修复体系,研究三维电场修复体系对博落回电动耦合体系修复铀污染土壤性能的强化作用,并通过分析博落回体内酶活性、植物根际土壤中铀结合形态变化、铀在植物体内亚细胞分布,揭示三维电场强化博落回-电动耦合体系修复铀污染土壤的作用机制,以期建立三维电场-植物修复耦合体系强化博落回修复铀污染土壤的方法。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤

供试土壤由无污染土壤与 U_3O_8 溶液配制而成,其中无污染土壤取自南华大学校园表层土(0~20 cm)。具体配制过程如下:首先,将无污染土壤去除树叶和大石块后过 60 目筛,取筛下土壤样品置于高压灭菌锅(121 °C、101 kPa)中灭菌 2 h;然后,将 2.9 L 1 g/L U(VI)溶液分 2 次添加到灭菌后的土壤样品中,搅拌均匀;最后,将混合均匀的土壤样品稳定

收稿日期:2024-04-07;修回日期:2024-05-08

基金项目:湖南省自然科学基金项目(2021JJ40466)

作者简介:刘 骞(1999—),男,硕士研究生,研究方向为铀污染土壤修复;E-mail:yishiqingyuan28@qq.com

*通信作者:马建洪(1992—),女,高级实验师,博士,研究方向为铀污染环境修复及固体废弃物资源化;E-mail:jianhongma25@163.com

60 d,每隔 7 d 搅拌一次。供试土壤中铈质量分数为 $(29.86 \pm 0.36) \text{ mg/kg}$ 。

1.1.2 供试植物

供试博落回由种子萌发后培养获得,其中博落回种子购买于衡阳市某花鸟市场。具体操作如下:首先,用 1 % 次氯酸钠(NaClO)溶液对博落回种子消毒 30 min;然后,用无菌水将消毒处理后的博落回种子冲洗 3 ~ 5 遍,并将种子在无菌水中浸泡 12 h,以打破种子的休眠;随后,将种子滤出,晾干至半干后播种在已灭菌的营养土中,放置于温室大棚中发芽 2 周;最后,选取生长 8 周且长势一致的博落回进行盆栽试验。

1.1.3 导电炭气凝胶

类腐殖质基水凝胶制备:称取一定量经水煮后的咖啡渣,加入装有 3 mol/L KOH 溶液的烧杯中;将烧杯置于 80 °C 水浴加热器中搅拌 3 h 后进行固液分离,上清液为类腐殖质(HLSs)溶液;将 HLSs 溶液与丙烯酸(AA)以体积比 2 : 1 进行混合,再加入交联剂与引发剂混合均匀,置于 80 °C 烘箱中 2 h,进行凝胶化处理,得到类腐殖质基水凝胶。

导电炭气凝胶制备及表征:将冷冻干燥处理后的类腐殖质基水凝胶置于真空高温烧结炉中,分别在 800 °C、900 °C、1 000 °C 和 1 100 °C 下进行炭化并保温 1 h,得到不同温度条件下制备的导电炭气凝胶;采用四探针测量仪(MG-6)测量导电炭气凝胶的导电性能。

1.2 修复体系构建

选取生长 8 周且长势一致的博落回构建博落回-电动耦合体系($\text{U} + \text{P} + \text{AC}$),其中,电极材料为石墨电极,阴极与阳极的电极间距 15 cm,电极插入土壤深度 15 cm,电场强度 1 V/cm,通电时间 24 h/d,持续 20 d。盆栽试验在南华大学温室大棚中进行,共设 2 个试验组,每个试验组设 3 个平行样。通过向 $\text{U} + \text{P} + \text{AC}$ 中的供试土壤加入 100 mg/kg 导电炭气凝胶,构建博落回-三维电动耦合体系($\text{U} + \text{P} + \text{AC} + \text{C}$)。

1.3 测定方法

1.3.1 博落回生物量测定

鲜生物量测定:试验结束后,分别收集博落回地上与地下部分,用去离子水冲洗干净,随后置于 20 mmol/L Na_2EDTA 溶液中浸泡 30 min,去除吸附在表面的 U,然后用吸水纸吸干表面水分,称量,即为博落回地上与地下部分鲜生物量。

干生物量测定:将测定鲜生物量后的博落回地上与地下部分置于 105 °C 烘箱中杀青 30 min,然后将烘箱调温至 70 °C,烘至恒质量,冷却后称量,即得博落回地上与地下部分干生物量。

1.3.2 铈含量及赋存形态测定

博落回中铈含量测定:分别取 0.2 g 杀青后的博

落回地上与地下部分加入 $\text{HNO}_3 - \text{HClO}_4$ 混合溶液(体积比为 4 : 1)中,使用石墨消解仪进行消解,待消解完成后,用 3 % 稀硝酸将上清液定容至 25 mL,然后用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定博落回地上与地下部分中的铈含量。

土壤中铈赋存形态测定:采用改进后的 Tessier 法^[20]对土壤中铈赋存形态进行测定,其中铈浓度采用 ICP-MS 测定。

1.3.3 博落回体内相关酶活性

利用上海柯意哲科学实验室生产的试剂盒,测定植物地上部分过氧化物酶(POD)、超氧化物歧化酶(SOD)、丙二醛(MDA)及过氧化氢酶(CAT)的含量。

1.3.4 亚细胞分布

采用差速离心法对铈的亚细胞分布进行测定。细胞壁和细胞器组分采用石墨消解法进行消解,ICP-MS 测定消解后的样品及细胞可溶性样品中的铈含量。

2 结果与讨论

2.1 导电炭气凝胶表征

不同炭化温度下制备的导电炭气凝胶电阻率变化曲线见图 1。从图 1 可以看出:随着炭化温度的升高,导电炭气凝胶的电阻率先降低后上升,1 000 °C 时电阻率达最低值。当炭化温度低于 1 000 °C 时,导电炭内部的羰基和脂肪族官能团被破坏,内部分子结构重排,芳构化程度、结晶度和石墨化程度增强,从而导致其电阻率随温度升高而降低^[21-22]。当炭化温度高于 1 000 °C 时,随着炭化温度继续升高,导电炭中的挥发分析出减少,络合作用变弱,且石墨化程度趋于稳定,因此电阻率随温度升高略有上升。综合考虑,选用炭化温度为 1 000 °C 的导电炭气凝胶作为第三极材料。

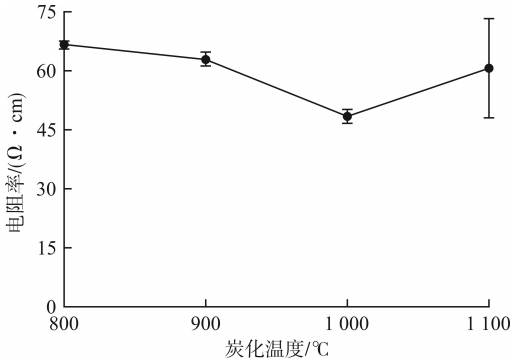


图 1 导电炭气凝胶电阻率随炭化温度的变化
Fig. 1 Variation of resistivity of conductive carbon aerogel with carbonization temperature

2.2 三维电场对土壤 pH 的影响

不同处理组阴阳极土壤 pH 变化见图 2。从图 2 可以看出:在为期 20 d 电场强度为 1 V/cm 的直流电

源作用下,2 个处理组中阳极与阴极土壤分别出现明显的酸化与碱化,其中 U + P + AC + C 组阴极与阳极土壤 pH 的差值小于 U + P + AC 组。这表明三维电场可有效降低电动修复对土壤 pH 的影响。事实上,三维电极作为微电极,可在土壤中产生额外的 H^+ 和 OH^- ,在第三极颗粒周围形成小的酸性/碱性区域,能够中和从主电极迁移的 H^+/OH^- ^[23],从而能够减缓土壤酸化的趋势,避免 pH 急剧变化。

2.3 三维电场对博落回铀富集性能的影响

不同处理组博落回铀富集性能和干生物量见图 3。从图 3 - a 可以看出:与 U + P + AC 组相比,U + P + AC + C 组中博落回地上部分和地下部分的 U 质量分数分别增加了 17.4 % 和 43.3 %,富集系数提高了 43.6 %。这表明三维电场对博落回铀富集性能的提升效果较为显著。此外,U + P + AC + C 组地上、地下部分干生物量比 U + P + AC 组分别提高了 40.4 % 和 37.6 % (见图 3 - b)。三维电场中的导电炭气凝胶电

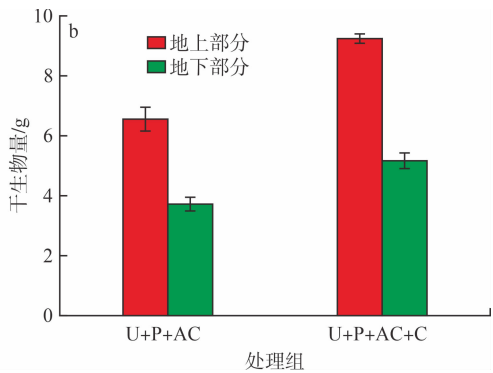
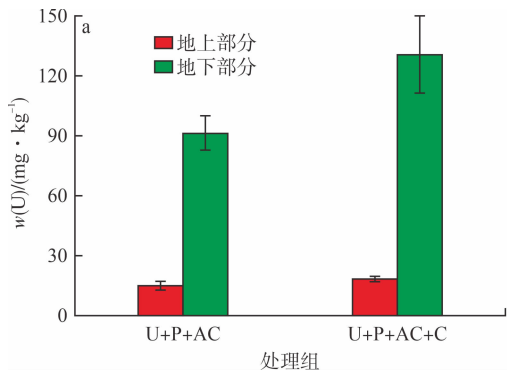


图 3 不同处理组博落回铀富集性能 (a) 和干生物量 (b)

Fig. 3 Enrichment performance of uranium (a) and dry biomass (b) of *Macleaya cordata* in different treatment groups

2.4 三维电场对博落回体内抗氧化酶活性的影响

植物在受到重金属胁迫时,体内会产生大量活性自由基,部分自由基有信号传递的作用^[26],但过多自由基堆积会对正常植物组织造成过氧化胁迫,进而影响植物的新陈代谢^[27]。不同处理组博落回的生理活性指标见图 4。从图 4 可以看出:与 U + P + AC 组相比,U + P + AC + C 组具有较低的 SOD 活性与 MDA 活性和较高的 CAT 活性与 POD 活性,表明三维电场与博落回耦合在减轻铀胁迫对博落回的伤害方面比二维电场更具优势。导电炭气凝胶的缺陷位点和官能团使其可以加速自由基氧化,为植物清除活性氧^[28]。同时,电场可引起细胞内蛋白质、糖、脂质等分子的定向排序,含金属的酶形成一定的构象,活性部位形成一个活性中心,对酶有提前激活作用,从而提高植物抗氧化性能^[29-30]。因此,电场与导电炭气凝胶耦合形成的三维电场能够有效缓解铀对博落回

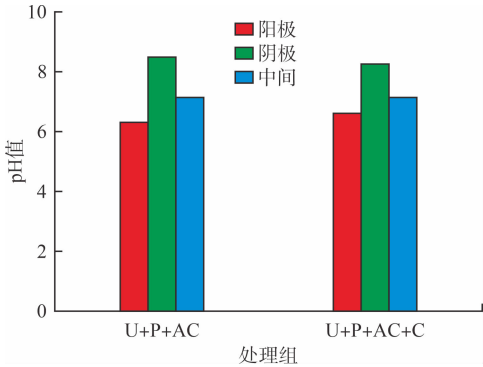


图 2 不同处理组阴阳极土壤 pH 变化

Fig. 2 Variation of cathode and anode soil pH in different treatment groups

极作为微电极,不仅可以加速土壤颗粒上 $UO_2(OH)_2$ 的解吸,提高植物根际土壤中有效态铀的含量,从而增加植物根部对铀的吸收^[24],而且还能中和从主电极迁移的 H^+/OH^- ^[25],使根际土壤的 pH 处于一个合适的值,更利于植物生长。

的过氧化胁迫。

2.5 三维电场对博落回体内铀及亚细胞分布的影响

不同处理组博落回根、茎、叶的细胞器中铀质量分数及亚细胞分布见图 5。从图 5 - a) 可以看出:U + P + AC + C 组博落回的根、茎、叶中铀质量分数均高于 U + P + AC 组,说明三维电场可提高博落回对铀的去除效果。从图 5 - b) 可以看出:与二维电场相比,三维电场可影响铀在博落回细胞中的亚细胞分布,促进铀向博落回细胞器内转移,尤其根部铀的转移更为明显。铀不是博落回生长的必需元素,且植物中没有转运铀的通道和转运蛋白,但铀可以经由运输必需元素的渠道进入植物,从而被植物吸收。生物炭中存在钙 (Ca)、钾 (K)、镁 (Mg) 和磷 (P) 等营养物质,可以向土壤释放养分,促进植物生长^[31]。因此,导电炭气凝胶材料的引入可能会刺激转运体吸收必需元素,进而促进植物对铀的吸收和转运,使铀转移至博落回细胞器中。

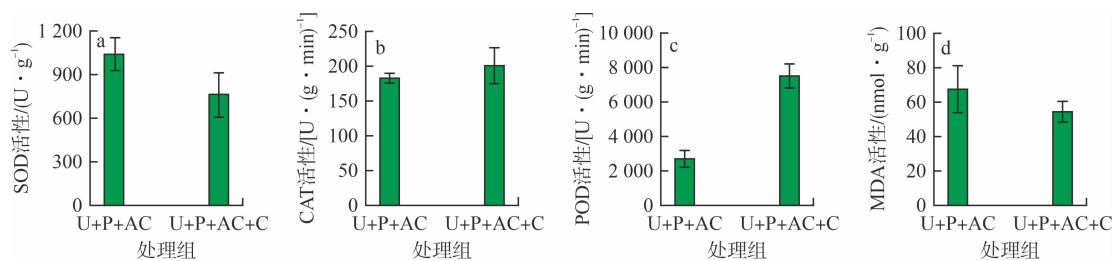


图 4 不同处理组博落回的生理活性指标

Fig. 4 Physiological activity indicators of *Macleaya cordata* in different treatment groups

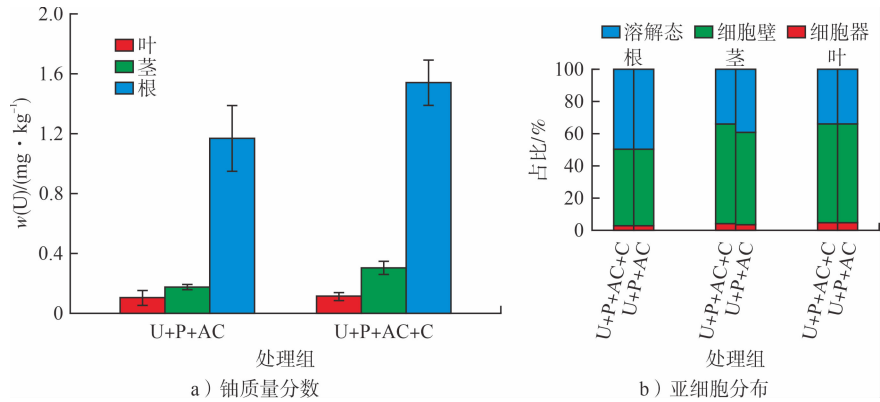


图 5 不同处理组博落回根、茎、叶中的铀质量分数 (a) 和亚细胞分布 (b)

Fig. 5 Uranium mass fractions(a) and subcellular distribution(b) in roots, stems, and leaves of *Macleaya cordata* in different treatment groups

2.6 三维电场对根际土壤中铀形态分布的影响

土壤中铀的化学行为和生物可利用性受铀的化学形态影响。根据 MAENPAA 等^[32]的研究结果,植物富集铀的主要形态是可交换态铀和碳酸盐结合态铀。不同处理组根际土壤中铀形态分布见图 6。从图 6 可以看出:与 U + P + AC 组相比,U + P + AC + C 组的可交换态占比提高了 10 百分点,碳酸盐结合态铀占比降低了 11 百分点。导电炭气凝胶材料可以刺激植物分泌大量的有机酸^[33],从而分解土壤中部分碳酸盐结合态铀和铁锰氧化物结合态铀,使可交换态铀的比例增加,进而被植物吸收^[34]。因此,三维电场和博落回的耦合可增强铀酰离子在土壤中的流动性,提高土壤中可利用态铀的含量,促进博落回对铀的去除。

3 结 论

- 1) 三维电场耦合博落回可使博落回地上和地下部分铀质量分数在 U + P + AC 组的基础上分别提高 17.4 % 和 43.3 %。
- 2) 三维电场耦合博落回可使博落回体内 CAT 活性、POD 活性增强,缓解铀对植物的氧化胁迫,增强博落回对铀的耐受性。
- 3) 三维电场耦合博落回可使根际土壤中可交换态铀提高,促进了土壤中铀从其他形态向生物可利用态转变,增强铀从细胞壁和可溶性部分进入细胞器的

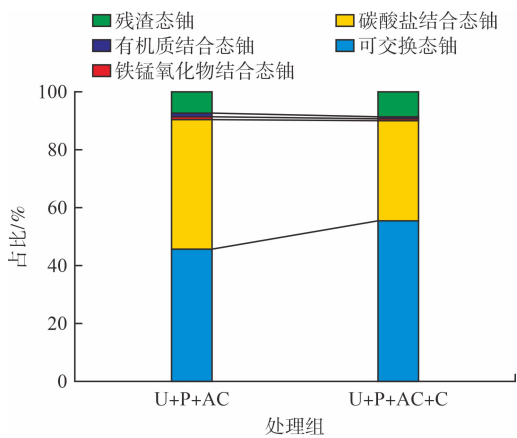


图 6 不同处理组根际土壤中铀形态分布

Fig. 6 Distribution of uranium forms in soil in rhizosphere different treatment groups

能力。

[参 考 文 献]

[1] ACOSTA – SANTOYO G, CAMESELLE C, BUSTOS E. Electrokinetic-enhanced ryegrass cultures in soils polluted with organic and inorganic compounds[J]. Environmental Research, 2017, 158: 118 – 125.

[2] BI R, SCHLAAK M, SIEFERT E, et al. Influence of electrical fields (AC and DC) on phytoremediation of metal polluted soils with rapeseed (*Brassica napus*) and tobacco (*Nicotiana tabacum*) [J]. Chemosphere, 2010, 83(3): 318 – 326.

[3] CAMESELLE C, CHIRAKKARA A R, REDDY R K. Electrokinetic-enhanced phytoremediation of soils: Status and opportunities [J]. Chemosphere, 2013, 93(4): 626 – 636.

[4] CHIRAKKARA A R, REDDY R K, CAMESELLE C. Electrokinetic amendment in phytoremediation of mixed contaminated soil [J]. Electrochimica Acta, 2015, 181: 179 – 191.

[5] EVANGELOU W M, EBEL M, SCHAEFFER A. Chelate assisted phyto-

- extraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(6): 989–1 003.
- [6] GUODONG F, JUAN G, CUN L, et al. Key role of persistent free radicals in hydrogen peroxide activation by biochar; Implications to organic contaminant degradation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1 902–1 910.
 - [7] GAVRILESCU M, PAVEL V L, CRETESCU I. Characterization and remediation of soils contaminated with uranium [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 163(2): 475–510.
 - [8] GONG X, HUANG D, LIU Y, et al. Biochar facilitated the phytoremediation of cadmium contaminated sediments; Metal behavior, plant toxicity, and microbial activity[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 666: 1 126–1 133.
 - [9] HOUBEN D, EVRARD L, SONNET P. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.) [J]. *Biomass and Bioenergy*, 2013, 57: 196–204.
 - [10] HUANG T, LIU L, ZHOU L, et al. Operating optimization for the heavy metal removal from the municipal solid waste incineration fly ashes in the three-dimensional electrokinetics [J]. *Chemosphere*, 2018, 204: 294–302.
 - [11] HUANG T, LIU L, ZHOU L, et al. Electrokinetic removal of chromium from chromite ore-processing residue using graphite particle-supported nanoscale zero-valent iron as the three-dimensional electrode [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 350: 1 022–1 034.
 - [12] HUANG T, ZHANG S, LIU L, et al. Graphite particle electrodes that enhance the detoxification of municipal solid waste incineration fly ashes in a three-dimensional electrokinetic platform and its mechanisms [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 929–939.
 - [13] KEILUWEIT M, NICO P S, JOHNSON M G, et al. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4): 1 247–1 253.
 - [14] KODAMA Y, SATO K, SUZUKI K, et al. Electron microscope study of the formation of graphitic nanostructures in nickel-loaded wood char [J]. *Carbon*, 2012, 50(10): 3 486–3 496.
 - [15] KUWATA K, SAITO Y, SHIDA S, et al. Intercalation of wood charcoal with sulfuric acid [J]. *Journal of Wood Science*, 2009, 55(2): 154–158.
 - [16] LI T, WANG Y, GUO S, et al. Effect of polarity-reversal on electrokinetic enhanced bioremediation of pyrene contaminated soil [J]. *Electrochimica Acta*, 2016, 187: 567–575.
 - [17] LIU H, WEI Y F, LUO J M, et al. 3D hierarchical porous-structured biochar aerogel for rapid and efficient phenicol antibiotics removal from water [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 368: 639–648.
 - [18] LIU S M, YANG B, LIANG Y S, et al. Prospect of phytoremediation combined with other approaches for remediation of heavy metal-polluted soils [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(14): 16 069–16 085.
 - [19] MAENPAA A, KUKKONEN J V K, LYDY M J. Remediation of heavy metal-contaminated soils using phosphorus; Evaluation of bioavailability using an earthworm bioassay [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, 43(4): 389–398.
 - [20] MUKHERJEE A, ZIMMERMAN R A. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures [J]. *Geoderma*, 2013, 193: 122–130.
 - [21] NAWAZ A M, JIAO Y, CHEN C, et al. Melatonin pretreatment improves vanadium stress tolerance of watermelon seedlings by reducing vanadium concentration in the leaves and regulating melatonin biosynthesis and antioxidant-related gene expression [J]. *Journal of Plant Physiology*, 2018, 220: 115–127.
 - [22] OMONDI O M, XIA X, NAHAYO A, et al. Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data [J]. *Geoderma*, 2016, 274: 28–34.
 - [23] PEPPICELLI C, CLEALL P, SAPSFORD D, et al. Changes in metal speciation and mobility during electrokinetic treatment of industrial wastes; Implications for remediation and resource recovery [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 1 488–1 503.
 - [24] PHILLIPS C G, GARDA M. Plant tissue culture media and practices; An overview [J]. *In Vitro Cellular Developmental Biology – Plant*, 2019, 55(3): 242–257.
 - [25] RABIYA U E, ALI M, FAROOQ M A, et al. Comparative efficiency of silica gel, biochar, and plant growth promoting bacteria on Cr and Pb availability to *Solanum melongena* L. in contaminated soil irrigated with wastewater [J]. *Frontiers in Plant Science*, 2022, 13: 950362.
 - [26] SARWAR N, IMRAN M, SHAHEEN R M, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals; Modifications and future perspectives [J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710–721.
 - [27] SONG B, XU P, CHEN M, et al. Using nanomaterials to facilitate the phytoremediation of contaminated soil [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2019, 49(9): 791–824.
 - [28] STINGU A, VOLF I, POPA I V, et al. New approaches concerning the utilization of natural amendments in cadmium phytoremediation [J]. *Industrial Crops Products*, 2011, 35(1): 53–60.
 - [29] TANG L, LIU Y, WANG J, et al. Enhanced activation process of persulfate by mesoporous carbon for degradation of aqueous organic pollutants; Electron transfer mechanism [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2018, 231: 1–10.
 - [30] VANDENHOVE H, VANHOUDT N, DUQUÈNE L, et al. Comparison of two sequential extraction procedures for uranium fractionation in contaminated soils [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, 137: 1–9.
 - [31] YAN Y J, XUE F J, MUHAMMAD F, et al. Application of iron-loaded activated carbon electrodes for electrokinetic remediation of chromium-contaminated soil in a three-dimensional electrode system [J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 5753.
 - [32] VERDEIL J, ALEMANN L, NIEMENAK N, et al. Pluripotent versus totipotent plant stem cells: Dependence versus autonomy? [J]. *Trends in Plant Science*, 2007, 12(6): 245–252.
 - [33] WANG J, WANG S. Preparation, modification and environmental application of biochar: A review [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 227: 1 002–1 022.
 - [34] WANG L H, ZHANG X B, ZHOU Q, et al. Effects of terbium(Ⅲ) on signaling molecules in horseradish [J]. *Biological Trace Element Research*, 2015, 164(1): 122–129.

Experimental study of 3D electric field enhanced *Macleaya cordata* phytoremediation of uranium-contaminated soil

Liu Qian^{1,2}, Zeng Xiangyu^{1,2}, Ding Dexin^{1,2}, Ma Jianhong^{1,2}

(1. School of Resources Environment and Safety Engineering, University of South China;

2. Key Discipline Laboratory for National Defense for Biotechnology in Uranium Mining and Hydrometallurgy, University of South China)

Abstract: In this study, pot experiments were utilized to investigate the impact of 3D electric fields on the efficacy of *Macleaya cordata* in remediating uranium-contaminated soil. The results indicated that compared with the 2D electric field, the coupling between the 3D electric field and *Macleaya cordata* could lead to an increase in uranium mass fraction in both the above-ground and underground parts of *Macleaya cordata* by 17.14 % and 43.3 %, and an increase in dry biomass by 40.4 % and 37.6 %, respectively. Additionally, the proportion of exchangeable uranium in the soil showed an increase of 10 percentage points. Meanwhile, the subcellular distribution of uranium within *Macleaya cordata* was altered, leading to increased uranium accumulation and transfer to organelles, particularly in the stems. These findings indicate that the 3D electric field can further improve the remediation performance of *Macleaya cordata* on uranium-contaminated soil, offering a promising approach for enhancing phytoremediation.

Keywords: 3D electric field; phytoremediation; *Macleaya cordata*; uranium contamination; soil; bioremediation