



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202009077

中图分类号 X53

文献标识码 A

孟宪荣, 葛松, 许伟, 等. 原位电阻热脱附修复氯代烃污染土壤[J]. 环境工程学报, 2021, 15(2): 669-676.

MENG Xianrong, GE Song, XU Wei, et al. Remediation of chlorohydrocarbon contaminated soil by in-situ electrical resistance heating[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(2): 669-676.

原位电阻热脱附修复氯代烃污染土壤

孟宪荣¹, 葛松², 许伟^{1,*}, 吴建生¹, 李长宁³

1. 苏州市环境科学研究所, 苏州 215007

2. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215009

3. 苏州热工研究院有限公司, 苏州 215004

第一作者: 孟宪荣(1989—), 女, 博士, 高级工程师。研究方向: 土壤污染防治。E-mail: xianrong_m@163.com

*通信作者: 许伟(1982—), 男, 硕士, 高级工程师。研究方向: 土壤污染防治。E-mail: xw82514@163.com

摘要 针对原位电阻热脱附 (ISERH) 技术基础性研究不足、缺乏小试设备研发等问题, 利用自主研发 ISERH 设备, 以 1,2-二氯乙烷和氯苯为目标污染物, 探究了 ISERH 过程中土壤温度变化及设定温度、加热时间、污染物种类、老化时间对污染物热脱附效果的影响。结果表明, 在热脱附过程中氯代烃污染土壤的主要阴离子 SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量分别提高了 121.92 和 49.82 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 土壤电阻降低, 土壤升温速度呈先快后慢的趋势。设定温度 72 $^{\circ}\text{C}$ (1,2-二氯乙烷和水共沸点)、加热时间 12 h 时, 污染物去除效果不佳; 提高设定温度至 95 $^{\circ}\text{C}$, 延长加热时间至 36 h 时, 1,2-二氯乙烷去除率可达 78.29%~100%。在修复效果的比较上, 浅层土壤优于深层土壤; 在能量利用率的比较上, 间歇加热抽提优于连续加热抽提。污染物性质及土壤对污染物的吸附作用是影响污染物热脱附效果的主要因素, 单一污染土壤的 1,2-二氯乙烷去除率高于氯苯; 在先加入 1,2-二氯乙烷后再加入氯苯的复合污染土壤中, 氯苯去除率高于 1,2-二氯乙烷; 老化时间越长, 污染物热脱附去除效果越差。本研究结果可为 ISERH 技术修复氯代烃化工污染场地的工程设计提供参考。

关键词 原位电阻热脱附; 氯代烃; 土壤修复; 复合污染

氯代烃类化合物是一种重要的化工原料, 常被应用于塑料制品、染料、润滑油、橡胶制品、农药、电子电器等产品的生产过程中。但该类化合物具有致癌、致畸、致突变的“三致”效应, 可经生物体的呼吸道、消化道和皮肤为机体所吸收, 造成机体的急、慢性中毒。近年来, 我国大部分大中城市对重污染工业企业进行了关闭和搬迁, 因此, 产生了包括氯代烃污染在内的大量工业企业遗留场地, 具有生态和环境风险, 不适合作为正常建设开发用地亟需修复治理^[1-2]。原位电阻热脱附 (ISERH) 是有机污染场地修复工程中常用的修复技术之一, 是将电极插入土壤, 以土壤为导体, 通电将电能转换成热能, 使土壤升温, 将土壤中水分和污染物逐渐转化成气体并抽出系统外的一个过程^[3]。ISERH 可以处理挥发性有机化合物 (volatile organic compounds, VOCs)、氯化挥发性有机化合物 (chlorinated volatile organic compounds, CVOCs)、轻非水相液体 (light non-aqueous phase liquid, LNAPL)、重非水相液体 (dense non-aqueous phase liquid, DNAPL) 和有机农药等污染^[4-5]。

利用 ISERH 修复土壤时, 主要通过 2 种机制将污染物从土壤和水中分离: 一是产生的蒸汽驱

收稿日期: 2020-09-10; 录用日期: 2020-10-22

基金项目: 江苏省环保科研课题 (2016061); 苏州市科技发展计划项目 (SS201727, SS2019005)

使锁定在低渗透性的泥沙和粘土中的污染物离开土壤；二是蒸汽作为载气将污染物运输至抽提区域抽提。ISERH显著增加了污染物物理去除的速度和效率^[6]。HEGELE等^[7]的研究表明，水-三氯乙烯共沸产生的气体在低温区冷凝，当加热温度达到水的沸点时，能够促使气体从污染物存在的位置传输到抽提区，从而降低污染物气体在传输过程中被低温区捕获而在土壤中重新分配的可能。HAN等^[8]研究了ERH修复PAH污染土壤的影响因素，结果表明，影响PAH去除效果的主要因素为水分和盐度。在我国，热脱附技术的研究主要以异位热脱附为主，针对原位热脱附技术的研究较少。已报道的异位热脱附技术研究结果表明，土壤粒径、温度和保温时间等对污染物的转化和脱附有较大影响，污染物含量对污染物去除没有明显影响，污染物的脱附效果与其沸点具有较大关联性^[9-10]。蒋村等^[11]研究了热传导原位热脱附技术对氯苯污染土壤修复影响因素，结果表明，当土壤设定温度为100℃时，90%土壤样品氯苯去除率达99%以上。土壤粒径、土壤含水率对土壤氯苯热脱附去除效果也有较大影响。

目前，针对ISERH技术的基础性研究的报道较少，对修复过程中基础参数、修复机理等了解不足，亦缺少对ISERH设备的研究。因此，本研究拟通过自主研发的ISERH设备，开展ISERH修复氯代烃污染土壤研究，分析热脱附过程中土壤温度变化及设定温度、加热时间、污染物种类、吸附时间等因素对污染物热脱附去除效果的影响及其作用机制，以期为ISERH技术基础研究和氯代烃污染场地修复工程设计提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试土壤的处理

供试土壤。土壤采自苏州某未污染地块黏土层洁净土壤，将土壤中碎石等杂物去除后自然风干，磨碎后过8目筛(孔径2mm)备用。

模拟污染土壤的配制。向加热罐中加入100kg土壤、30kg纯水和一定量目标污染物1,2-二氯乙烷和氯苯；目标污染物理化性质如表1所示。保持土壤含水率为25%~30%，加盖密封老化，通过分批多次加入、边加入边搅拌的方式使污染物、水分和土壤尽量混匀。污染物在加入过程中会大量挥发，因此，热脱附实验前对各采样点位进行取样测定污染物含量，作为土壤污染物实际初始含量。

表1 目标污染物理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of target contaminants

污染物	密度/(kg·m ⁻³)	沸点(101.3 kPa)/℃	辛醇-水分配系数	与水的共沸点/℃	溶解度/(g·L ⁻¹)	电导率(25℃)/(S·m ⁻¹)
1,2-二氯乙烷	1.256	83.483	1.48	72	0.87(水, 20℃)	3×10 ⁻⁸
氯苯	1.106	131.687	2.84	90	0.048 8(水, 30℃)	7×10 ⁻¹¹

1.2 实验装置

ISERH实验设备包括实时监控系統、加热系統、补水系統、抽提系統、分离系統、冷凝系統、活性炭吸附系統等。其中，加热系統包括电极、温度传感器、抽提管、加热罐，加热罐采用ppv材料制作，内径50cm、高50cm，1次可处理土壤约100kg。电极U、V、W呈等边三角形分布，温度传感器T2设置在电极V和电极U连线中间，T1和T3等距离设置在电极V和电极U连线两侧，T1、T2、T3插入土壤深度分别为30、30、40cm，用以监测不同位置和不同深度土壤温度。图1(a)为加热罐示意图。其中，T3为设备控制加热温度，当T3达到设定温度后，设备自动停止加热。

采样点位布设。兼顾不同温度区域，在电极连线中间及其两侧等间距布设3个采样点位，间

距为 5 cm。采样深度分别为 5、20、35 和 45 cm，如图 1(b) 和图 1(c) 所示。样品编号分别为 a1(b1、c1)、a2(b2、c2)、a3(b3、c3)、a4(b4、c4)。

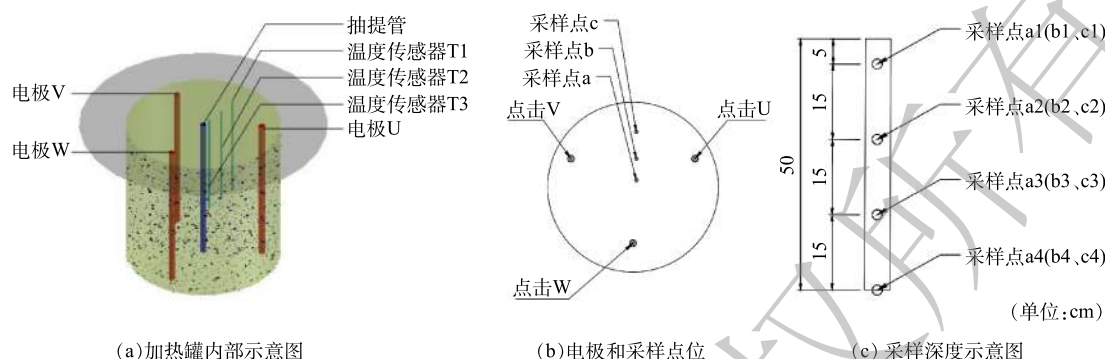


图 1 加热罐内部示意图、电极和采样点位平面图、采样深度示意图

Fig. 1 Interior diagram of the heating tank, planform of electrode and sampling site, sketch map of sampling depth

1.3 实验方法

1,2-二氯乙烷与水的共沸点 (72 °C) 较氯苯与水的共沸点 (90 °C) 低，故首先选择共沸点较低的 1,2-二氯乙烷开展热脱附实验研究；然后，在 1,2-二氯乙烷污染土壤热脱附研究的基础上开展氯苯污染土壤热脱附实验研究。

在土壤中加入 1,2-二氯乙烷后，老化 48 h^[12]。利用 ISERH 设备对污染土壤和未污染土壤进行加热，记录加热过程中土壤温度和电阻的变化，检测分析加热前后土壤中硫酸根 (SO_4^{2-})、氯离子 (Cl^-) 及土壤酸碱性的变化，用以分析 1,2-二氯乙烷对土壤温度变化的影响及其影响机制。

污染物热脱附去除效果影响因素。以 1,2-二氯乙烷为目标污染物，初始含量为 0~560 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，老化时间 48 h，设定不同的加热温度 (72、95 °C) 和不同的加热时间 (12、24、36 h)，加热过程中当尾气中浓度为零并持续 1 h 时，停止加热和抽提，约 14 h 后再次加热。加热时间 12、24 和 36 h 为累计有效加热时间。考察设定温度和加热时间对 1,2-二氯乙烷热脱附去除效果的影响。

向浅层 1,2-二氯乙烷含量为 0~10.92 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、深层 (深度 ≥ 35 cm) 约为 0~37.94 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的土壤加入氯苯，老化 48 h。氯苯初始含量为 238~1 239 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，设定温度为 95 °C，加热 24 h，考察复合污染体系中污染物热脱附去除效果。

以氯苯为目标污染物，分别老化 24 和 48 h，设定温度为 95 °C，加热 24 h，考察老化时间对氯苯热脱附去除效果影响。

1.4 分析方法

将土壤从加热罐中取出，立即用 VOCs 取样器在设定深度取 2 g 左右土壤放入装有饱和食盐水的顶空瓶中，迅速称量，密封。1,2-二氯乙烷和氯苯检测方法采用顶空/气相色谱-质谱法，仪器参数设置参考文献 [11, 13]，分析仪器主要为气相色谱仪 (Agilent 7890B 型，美国安捷伦科技公司)、质谱仪 (Agilent 5977A 型，美国安捷伦科技公司)。土壤阴离子检测：土壤阴离子提取参考文献中的方法^[14-15]、检测方法采用离子色谱法，仪器参数设置参考文献 [16]，分析仪器主要为离子色谱仪 (IC-1000 型，美国赛默飞世尔科技有限公司)。

2 结果与讨论

2.1 加入 1,2-二氯乙烷对土壤温度变化的影响

T2 为 2 电极连线间的温度监测点，土壤通过电流直接加热而升温，此处温度最高，且受土壤理化性质影响最大，因此，以 T2 点监测到的温度为代表，分析土壤温度变化。从图 2(a) 可以看

出, 不含污染物土壤的温度呈直线升高, 而污染土壤升温速度呈先快后慢趋势, 温度变化符合 ExpAssoc 方程拟合结果, R^2 分别为 0.996 和 0.976。

由图 2(b) 可以看出, 在热脱附过程中, 污染土壤电阻较未受污染土壤低。张辉等^[17]的研究结果表明, 在土壤中加入有机污染物后, 土壤电阻增大, 而本研究结果却与之相反。这可能是因为在土壤中对土壤进行了加热, 在加热过程中土壤和污染物理化性质发生了变化, 从而导致土壤电阻减小。对热脱附前后土壤中主要阴离子 SO_4^{2-} 和 Cl^- 检测后发现, 未污染土壤加热后 SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量分别提高了 10.92 和 2.79 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 污染土壤加热后 SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量分别提高了 121.92 和 49.82 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。BEYKE 等^[18]的研究结果表明, 氯代烃类污染物在热脱附过程中会发生脱氯分解反应。在本研究中, 污染土壤热脱附后土壤 pH 由 7.5~7.8 降低为 6.8~6.9; 同时, 实验过程中发现电极经常发生腐蚀, 这证实了热脱附过程中有酸性物质或腐蚀性气体产生。因此, 污染土壤热脱附前后 SO_4^{2-} 和 Cl^- 增加现象可能有 2 方面原因: 一是通过 ISERH 对土壤加热, 导致土壤中离子释放出来^[19]; 二是 1,2-二氯乙烷在热脱附过程中发生脱氯分解^[18], 导致土壤偏酸性, 并进一步促进了土壤中离子的释放。土壤中自由离子含量升高, 提高了土壤导电性能, 使土壤升温速度变快。随着加热时间的增加, 土壤温度逐渐升高, 而含污染物土壤在相对较低温度即沸腾并产生大量气体, 导致热量散失增加, 进而导致后期土壤升温速度逐渐降低, 直至达到设定温度后升温速度变为 0。

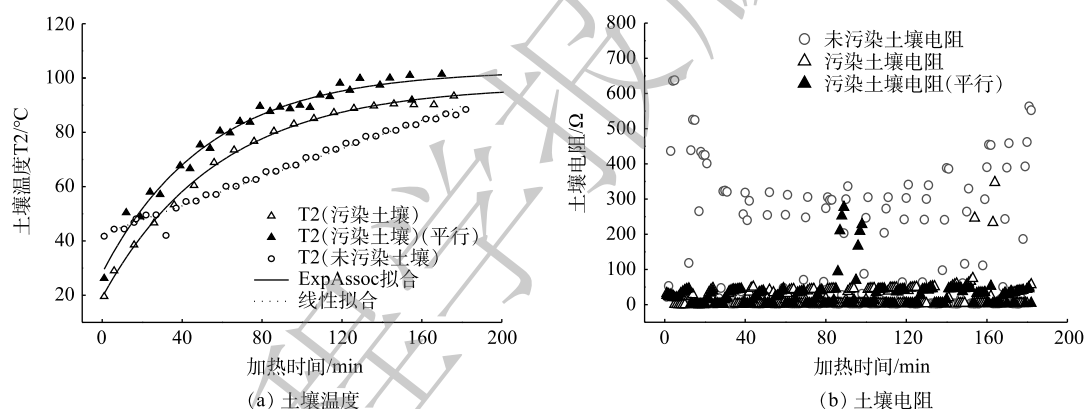


图 2 热脱附过程中土壤温度 (T2) 和土壤电阻变化

Fig. 2 Change of soil temperature (T2) and soil resistance in the process of thermal desorption

2.2 设定温度对 1,2-二氯乙烷热脱附去除效果的影响

由图 3 可以看出, 设定热脱附温度为 72 °C 时, 50% 土壤样品中 1,2-二氯乙烷去除率为正值, 含量较修复前降低; 50% 土壤样品中 1,2-二氯乙烷去除率为负值, 含量较修复前增加。这是因为, 虽然 1,2-二氯乙烷与的水理论共沸点为 72 °C, 但在实际加热过程中, 当温度达到 72 °C 时, 土壤、水和 1,2-二氯乙烷三者组成的体系并未共沸, 冷凝系统中未见大量冷凝水, 尾气中也未监测到高浓度污染物。这说明, 大部分污染物未转化成气体被抽提去除, 而是在水分、水蒸气等因素影响下在土壤中发

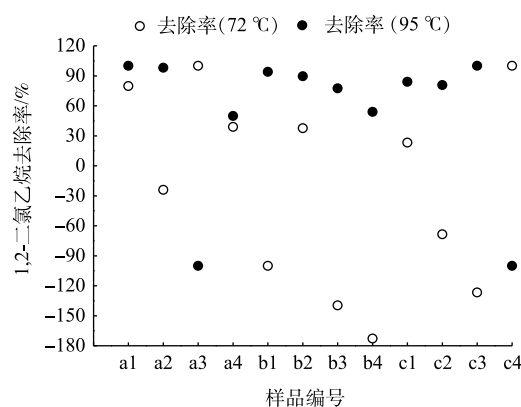


图 3 热脱附温度为 72 °C 和 95 °C 时土壤中污染物去除效果

Fig. 3 Removal efficiency of contaminants at setting temperature of 72 °C and 95 °C respectively

生了迁移和重新分配。这亦说明在该工艺条件下，电阻热脱附技术对土壤修复效果不佳，需提高设定温度。因此，在实际修复工程中，设定温度应高于污染物与水的共沸点。

当设定热脱附温度为 95 °C 时，土壤中 1,2-二氯乙烷的去除效果明显改善，80% 土壤样品中的 1,2-二氯乙烷去除率达 50%~100%，且浅层土壤污染物含量下降较深层土壤更明显。这说明 ISERH 技术对浅层土壤修复效果优于深层土壤。因此，在实际 ISERH 修复项目以及修复效果评估时，应重点关注深层土壤修复效果。

2.3 热脱附加热时间对 1,2-二氯乙烷热脱附去除效果的影响

图 4 为设定热脱附温度为 95 °C，加热 12、24 和 36 h 后，土壤中 1,2-二氯乙烷热脱附去除效果。a3 和 c4 初始含量为 0，去除率为负数，此处不作 a3 和 c4 去除率分析。由图 4 可以看出，随着加热时间的延长，1,2-二氯乙烷去除率逐渐提高。加热 36 h 后，浅层土壤样品 a1、a2、b1、b2、c1、c2 污染物去除效率为 94.29%~100%；深层土壤 a4、b3、b4 和 c3 去除率为 78.29%~85.92%。

在热脱附实验过程中发现，尾气中污染物含量为 0 后，取土样检测，结果显示土壤中仍含有大量污染物。停止加热和抽提一段时间（约 14 h）后再次加热，尾气中又有较高浓度污染物。这可能是由于，持续加热和抽提一段时间后，土壤中易去除的污染物逐渐挥发被抽提出去，但仍有大量污染物位于土壤深处未被去除；此时，尾气中污染物含量很低，能耗主要用于水分的蒸发和抽提；停止加热和抽提后，土壤污染物缓慢迁移扩散，由高含量区域向低含量区域扩散，从土壤向水相和气相转移；在下次加热过程中，又有大量污染物被抽提出去，使得尾气中污染物含量升高，土壤污染物含量进一步降低。这说明，在热脱附过程中，尾气中污染物含量为 0 时，土壤中污染物含量有可能仍然很高。采用间歇加热和抽提的方式，可提高 ISERH 技术能耗有效利用率。

2.4 不同污染体系中氯苯和 1,2-二氯乙烷的去除率

复合污染体系氯苯去除率和单一污染体系 1,2-二氯乙烷的去除效率如表 2 所示。浅层土壤 1,2-二氯乙烷和氯苯去除率分别为 97.72%~100% 和 89.87%~96.75%，深层去除率分别为 33.63%~90.12% 和 75.77%~78.95%。单一污染体系浅层土壤 1,2-二氯乙烷去除率和复合污染体系浅层土壤氯苯去除率均较深层土壤高，这与 2.2 节报告的实验结果一致，浅层土壤 ISERH 修复效果优于深层土壤。

对比单一污染体系 1,2-二氯乙烷去除率和复合污染体系氯苯去除率可以看出，复合污染体系中 1,2-二氯乙烷初始含量为 0 的土壤样品，氯苯去除率（78.95%~96.69%）均较单一污染体系 1,2-二氯乙烷去除率（90.12%~100%）低。

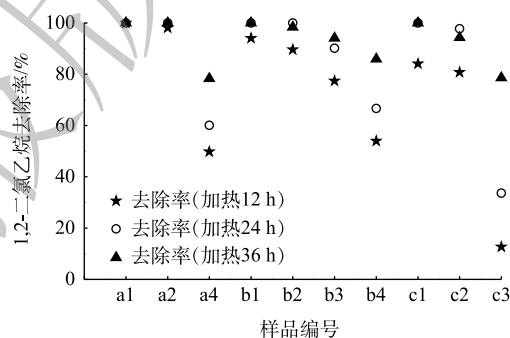


图 4 加热时间对土壤中污染物去除效果影响

Fig. 4 Effect of heating time on removal efficiency of contaminants

表 2 不同污染体系中氯苯和 1,2-二氯乙烷去除率

Table 2 Removal efficiency of chlorobenzene and 1,2-dichloroethane in different polluted systems

样品编号	复合污染体系		单一污染体系
	1,2-二氯乙烷含量/(mg·kg ⁻¹)	氯苯去除率/%	1,2-二氯乙烷去除率/%
a1	0	96.69	100.00
a2	0	94.82	100.00
a4	37.94	75.77	60.06
b1	0	90.35	100.00
b2	0	89.87	100.00
b3	0	78.95	90.12
b4	13.54	83.23	66.66
c1	0	92.23	100.00
c2	0	93.40	97.72
c3	28.10	77.23	33.63

这是因为,相较于氯苯,1,2-二氯乙烷辛醇-水分配系数比小、挥发性强、沸点低,更容易从土壤中热脱附去除。在复合污染体系中,预先存在1,2-二氯乙烷的土壤样品,氯苯去除率(75.77%~76.95%)较单一污染体系1,2-二氯乙烷去除率(33.63%~66.66%)高。其主要原因是,首先存在的1,2-二氯乙烷占据了土壤中高能级的吸附点位,而后加入的氯苯只能吸附在低能级的吸附点位^[20],故其与土壤颗粒间的吸附作用较弱,IESRH过程中更容易被去除。这说明,土壤中氯代烃 IESRH 去除效率与污染物性质和土壤吸附作用有关。复合污染土壤中先期加入的少量1,2-二氯乙烷,促进了后加入的氯苯的热脱附去除。

2.5 老化时间对1,2-二氯乙烷热脱附去除效果的影响

图5为老化24和48h土壤中氯苯的去除率。可以看出,老化24h的污染土壤,经IESRH处理后,深层土壤和浅层土壤均得到了较好修复,氯苯含量为0~114 mg·kg⁻¹,平均45 mg·kg⁻¹,去除率均在92%以上,平均去除率为96.22%。老化48h的土壤,氯苯去除率较老化24h的土壤低,土壤修复后氯苯含量为26~164 mg·kg⁻¹,平均87 mg·kg⁻¹,去除率为75%~96%,平均去除率为86.92%。老化24h的土壤氯苯去除效率较老化48h的土壤约高10%,这说明老化时间对氯苯去除效果有明显影响。这是因为,土壤中含有有机质、矿物质、水分等成分,他们对有机物均具有吸附作用^[21-22],且随着老化(吸附)时间的延长,污染物与土壤之间的吸附作用更加“牢靠”^[20],解吸就更加困难。因此,污染物在土壤中的老化时间越长,土壤原位热脱附修复难度越大,污染去除效果越差。

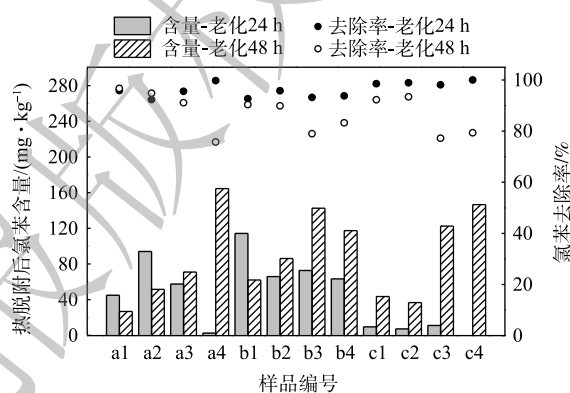


图5 老化时间对氯苯去除效果影响

Fig. 5 Effect of aging time on removal efficiency of chlorobenzene

3 结论

1) 在氯代烃污染土壤 IESRH 修复过程中,土壤SO₄²⁻和Cl⁻含量升高,土壤电阻降低,土壤升温速度呈先快后慢的趋势。

2) 当设定温度为72℃时,1,2-二氯乙烷发生了迁移和重新分配,并未被有效去除;提高设定温度至95℃、延长加热时间至36h,则1,2-二氯乙烷去除率为78.29%~100%。在修复效果上,浅层土壤修复效果优于深层土壤;在能量利用率上,间歇加热模式的抽提效果优于连续加热模式下的抽提效果。

3) 污染物性质和污染物与土壤间吸附作用是影响热脱附效果的主要因素。单一污染土壤的1,2-二氯乙烷去除率高于氯苯;在先加入1,2-二氯乙烷后再加入氯苯的复合污染土壤中,氯苯去除率高于1,2-二氯乙烷去除率。老化时间越长,导致土壤对污染物的吸附越牢固,进而使污染物热脱附去除效果越差。

参考文献

- [1] 张学良,李群,周艳,等.某退役溶剂厂有机物污染场地燃气热脱附原位修复效果试验[J].环境科学学报,2018,38(7): 2868-2875.
- [2] 李玉双,胡晓钧,宋雪英,等.城市工业污染场地土壤修复技术研究进展[J].安徽农业科学,2012,40(10): 6119-6122.

- [3] OBERLE D, CROWNOVER E, KLUGER M. In situ remediation of 1,4-dioxane using electrical resistance heating[J]. *Remediation Journal*, 2015, 25(2): 35-42.
- [4] 张学良, 廖朋辉, 李群, 等. 复杂有机物污染地块原位热脱附修复技术的研究[J]. *土壤通报*, 2018, 49(4): 993-1000.
- [5] KUEPER B H, STROO H F, VOGEL C M, et al. Chlorinated Solvent Source Zone Remediation[M]. Springer New York, 2014: 528-530.
- [6] JOHNSON P, DAHLEN P, KINGSTON J T, et al. Critical evaluation of state-of-the-art in situ thermal treatment technologies for dnapl source zone treatment. State-of-the-practice overview[EB/OL].[2020-08-01]. <https://www.researchgate.net/publication/235135930>.
- [7] HEGELE P R, MUMFORD K G. Gas production and transport during bench-scale electrical resistance heating of water and trichloroethene[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2014, 165: 24-36.
- [8] HAN Z Y, JIAO W T, YAO T, et al. Lab-scale removal of PAHs in contaminated soil using electrical resistance heating: Removal efficiency and alteration of soil properties[J]. *Chemosphere*, 2020, 239: 1-8.
- [9] 王瑛, 李扬, 黄启飞, 等. 污染物浓度与土壤粒径对热脱附修复DDTs污染土壤的影响[J]. *环境科学研究*, 2011, 24(9): 1016-1022.
- [10] 勾立争, 刘长波, 刘诗诚, 等. 热脱附法修复多环芳烃和汞复合污染土壤实验研究[J]. *环境工程*, 2018, 36(2): 184-187.
- [11] 蒋村, 孟宪荣, 施维林, 等. 氯苯污染土壤低温原位热脱附修复[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(7): 1720-1726.
- [12] 徐文杰, 赵泉林, 张振中, 等. 2, 6-二硝基甲苯在土壤中的吸附行为[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(4): 2542-2547.
- [13] 宋守鑫. 哈尔滨周边地区土壤中27种挥发性有机物的测定[D]. 长春: 吉林大学, 2013
- [14] 吕亮, 刘帅. 离子色谱法测定土壤中氯离子的含量[J]. *农学学报*, 2011, 1(9): 39-42.
- [15] 曹建涛, 张海洋. 离子色谱法测定土壤中氯离子与传统方法的比较[J]. *科技资讯*, 2010(11): 161.
- [16] 刘冰冰, 刘佳, 张辰凌, 等. 离子色谱法同时测定地下水中8种无机阴离子[J]. *化学分析计量*, 2020, 29(6): 28-32.
- [17] 张辉, 陈太聪. NAPLs污染土壤电阻率影响因素研究[J]. *工业安全与环保*, 2017, 43(2): 5-10.
- [18] BEYKE G, FLEMIGN D. In situ thermal remediation of DNAPL and LNAPL using electrical resistance heating[J]. *Remediation Journal*, 2005, 15(3): 5-22.
- [19] 焦文涛, 韩自玉, 吕正勇, 等. 土壤电阻加热技术原位修复有机污染土壤的关键问题与展望[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(9): 2027-2036.
- [20] 王磊, 孙成, 龙涛. 反应时间对对硝基氯苯在土壤上的吸附与解吸行为的影响[J]. *土壤*, 2015, 47(5): 973-978.
- [21] 张坤峰, 何江涛, 刘明亮, 等. 土壤中有机碳含量对三氯乙烯的吸附影响实验[J]. *岩石矿物学杂志*, 2009, 28(6): 649-652.
- [22] HEO J H, LEE D H, KOH D C, et al. The effect of ionic strength and hardness of trichloroethylene-contaminated synthetic groundwater on remediation using granular activated carbon[J]. *Geosciences Journal*, 2007, 11(3): 229-239.

(本文编辑: 金曙光, 郑晓梅)

Remediation of chlorohydrocarbon contaminated soil by in-situ electrical resistance heating

MENG Xianrong¹, GE Song², XU Wei^{1*}, WU Jiansheng¹, LI Changning³

1. Suzhou Environmental Science Research Institute, Suzhou 215007, China

2. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China

3. Suzhou Nuclear Power Research Institute, Suzhou 215004, China

*Corresponding author, E-mail: xw82514@163.com

Abstract The present research was to study the remediation of chlorohydrocarbon for contaminated soil by in-situ electrical resistance heating (ISERH) with independent designed ISERH equipment due to the lack of basic research and development of laboratory scale test equipment of ISERH. 1,2-dichloroethane and chlorobenzene were selected to be targeted contaminants to study the effects of temperature, heating time, pollutant species and aging time on the removal efficiency of contaminants during the ISERH process. The results showed that the content of SO_4^{2-} and Cl^- in chlorohydrocarbon contaminated soil increase $121.92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $49.82 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectively during ISERH process, resulting in a reduction of soil electric resistance, and a fast followed by slow tendency of soil temperature. Contaminants could not be removed effectively when temperature was at azeotropic point 72°C and heat for 12 h. Whereas the 1,2-dichloroethane removal efficiency increased to 78.29%~100% when the temperature increased to 95°C and heating time lengthened to 36 h. In the aspect of remediation effect, shallow soil layer was superior to deep soil layer. And on the energy-efficient side, the manner of intermittent heating and extraction possess an advantage over the continuous mode. Contaminant nature and absorption between contaminant and soil are the main factors affecting removal efficiency. The removal efficiency of 1,2-dichloroethane is higher than chlorobenzene, while which is invers in the combined pollution soil of pre-filled 1,2-dichloroethane and post-added chlorobenzene. The longer the aging time, the worse the thermal desorption efficiency. The experimental results can provide references for the engineering design of ISERH technology to industrial site remediation of chlorohydrocarbon.

Keywords in-situ electrical resistance heating; chlorohydrocarbon; soil remediation; combined pollution