



文章栏目: 土壤热修复技术应用专题

DOI 10.12030/j.cjee.201905138

中图分类号 X53

文献标识码 A

焦文涛, 韩白玉, 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.

JIAO Wentao, HAN Ziyu, LYU Zhengyong, et al. Key issue and expectation of soil electrical resistance heating remediation technology[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(9): 2027-2036.

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

焦文涛¹, 韩白玉^{1,*}, 吕正勇², 马栋³, 胡健¹, 田焱¹, 代子俊¹, 王静¹

1. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域国家重点实验室, 北京 100085

2. 北京高能时代环境修复股份有限公司, 北京 100015

3. 国科大(北京)环境技术有限公司, 北京 100190

第一作者: 焦文涛(1978—), 男, 博士, 副研究员。研究方向: 土壤及地下水污染修复学等。E-mail: wtjiao@rcees.ac.cn

*通信作者: 韩白玉(1989—), 男, 博士, 助理研究员。研究方向: 固体废弃物处置等。E-mail: zyhan@rcees.ac.cn

摘要 为解决我国近年来重污染企业搬迁遗留的有机污染土壤问题, 土壤电阻加热修复技术 (electrical resistance heating, ERH) 等热处置技术日益受到重视。ERH 是目前修复挥发性、半挥发性有机污染土壤最具有潜力的原位热修复技术之一, 其污染物去除率及土壤性质变化是用于评估该土壤修复技术的核心指标。在查阅文献的基础上, 系统分析了热处置及电阻加热技术相关原理与适用范围, 并对 ERH 处置过程中土壤性质可能发生的变化进行了深入讨论, 以期为我国有机污染土壤原位热修复技术的推广和应用提供参考。

关键词 土壤修复; 热脱附; 电阻加热技术; 原位

在二次工业革命至自动化产业升级的过程中, 人类活动对能源的需求日益增大, 对自然土壤的污染亦日趋严重。我国环境保护部与国土资源部 2014 年发布《全国土壤污染状况调查公报》后, 我国土壤污染程度之深已受到社会各界的重视^[1]。在土壤污染物中, 挥发性、半挥发性污染物因具有高迁移能力和高毒性而受到广泛的关注^[2]。目前, 土壤热脱附修复技术是处置该类污染物最有效的办法之一^[3]。该技术利用间接或直接的加热方法, 将土壤加热至特定温度, 使土壤中的挥发性、半挥发性污染物挥发^[4]或与其他物质发生共沸^[5]、亦或发生分解反应^[6], 使其最终进入气相, 再被下一工序处理。按照土壤处置位置, 热脱附技术分为原位与异位加热。其中异位加热技术须对污染场地进行挖掘、运输、回填等, 但对目前部分距人口密集城市区域近的挥发性污染场地并不适用。

土壤电阻加热技术 (electrical resistance heating, ERH) 是现阶段发展较快的一种能耗低、效率高、施工相对简单的原位热脱附技术。该技术利用焦耳定律将土壤均匀加热至水沸点, 达到热脱附条件^[7]。土壤热脱附对土壤污染物处置效果明显, 但对土壤加热会影响土壤性质, 从而会改变土

收稿日期: 2019-05-24; 录用日期: 2019-06-28

基金项目: 国家重点研发计划资助项目 (2018YFC1802100); 中国科学院 STS 项目 (KFJ-STZ-ZDTP-039)

壤功能性^[8],故在土壤修复过程中,将污染物去除与土壤功能性保存相结合,对于土壤修复技术效果评估至关重要^[9]。相较于常规土壤加热技术(燃气、电加热棒),电阻加热不仅对土壤施加低温热场(<150℃),且有电场(<9.8 V·cm⁻¹)存在^[10]。该技术对土壤性质的影响更为复杂。然而,目前关于ERH修复过程结合污染物去除与土壤性质变化的综合研究报道很少;同时,关于ERH、热修复、微波修复后土壤性质变化的研究也非常有限。本研究在查阅热处置土壤性质变化相关资料的基础上,结合森林火灾与土壤电动修复相关研究,对ERH修复过程中土壤功能性变化等关键问题进行了分析讨论并提出对策,以期为我国有机污染土壤原位修复技术的应用提供参考。

1 电阻加热技术对污染物的去除机理及效率

1.1 常规加热技术

热处置对地表与地下污染物都有去除效果,这些污染物主要包括石油烃(petroleum hydrocarbon, PHC)、多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbon, PAH)、多氯联苯(polychlorinated biphenyl, PCB)、杀虫剂和汞等。根据文献报道,可将污染物在热处置过程中的去除途径总结为迁移能力增强、分离能力增强、反应能力增强、热解及燃烧以及固定化^[11-14]。迁移与分离能力在低温阶段(100℃左右)的增强作用就十分明显^[13];在高温阶段(500℃)也持续进行^[12]。污染物在热处置过程中的分离与转化能力的增强始于200℃左右,增强程度与污染物本身热反应能力有关,污染物化学反应活性随温度的升高而增强^[13]。热解及燃烧所需温度超过400℃,在该温度条件下,部分土壤中较稳定的腐殖酸^[15]、木质素^[16]、低熔点无机盐等发生热解或焚烧,是土壤失重的主要阶段^[14]。土壤对污染物的固定作用表现在污染物活性固定及土壤晶格固定。活性固定作用所需温度为300℃以上,一般在复合污染条件下,温度使得各污染物有效态降低,而土壤晶格固定需较高温度(>500℃)。

热处置目标污染物及处置温度统计数据如表1所示。可以看出,加热温度与加热时间对各类污染物去除效果影响明显。但是,由于土壤非均相传热基质传热效率差,很难确保土壤达到污染物去除温度^[17]。土壤性质对土壤传热效率影响明显,较高的水分、孔隙率、有机质等都会导致土壤导热系数降低^[18],该类土壤热处置能耗更高。因此,部分异位热处置须进行破碎、烘干等预处理,以提高加热效率。

在相同热处置条件下,由于土壤的热化学性质差异,即使是同种污染物,去除率也会有所差异(表1)。因此,了解特定污染场地土壤性质(如土壤质地、水含量、孔隙率等物理性质)对完善热处置技术意义重大,如高水分、高有机质含量的污染土壤所需能量远高于低含量土壤,过高的温度及过长的持温时间将造成能源浪费,并破坏土壤原始结构。因此,热处置项目需大量的前期、中期检测,最大限度地节约能耗并保存土壤性质。

表1 目标污染物热处置应用中的重要参数

Table 1 Key factors of thermal remediation of the target contaminants

目标污染物	处置浓度/(mg·kg ⁻¹)	加热时间/min	加热温度/℃	去除率/%	来源
多环芳烃	0.8~5.7	30	300~700	>90	[19]
多环芳烃	—	10	350~500	>98.8	[20]
多氯联苯	147~155	30	350~900	>85	[19]
多氯联苯	500	60	150~450	64~98	[21]
有机磷污染	0.002~0.241	60	400	>92.4	[22]
有机磷污染	3 116	10~90	225	75~38	[23]
石油烃	2 700~2 900	5	220~260	92.6~97.2	[24]
石油烃	8 200	10~90	225	50~74	[25]

1.2 电阻加热技术

电阻加热 (electrical resistance heating, ERH) 是利用土壤低透水率与电热化学性质, 将电极插入土壤, 对土壤进行加热的一种热处置方式。美国与加拿大最早利用 ERH 进行了场地实验, 在短时间内, 污染物去除率就能够达到 90% 以上。因此, 该技术得到重视^[26-27]。由于 ERH 技术要求高、成本消耗大, 故我国最近几年才逐步引进此技术。

土壤水分对土壤热化学性质影响明显。在 ERH 加热土壤的过程中, 热量是由电流通过土壤多孔介质提供电阻而遣散能量提供的^[28]。含水量较高的土壤升温速率高于干燥土壤^[29]。上层土壤孔隙度高, 水分容易蒸发, 含水量一般较低; 而在下层土壤中, 水分不能完全蒸发, 含水量一般较高。此外, 离电极较近的土壤更容易干燥, 造成整个土壤电阻的增大, 因而热修复效率降低。因此, 在电加热土壤过程中, 需要加以电解液进行辅助^[27]。水分的流失与土壤电阻的关系是由土壤本身的性质决定的。有研究表明, 电阻加热土壤能够迅速到 100 °C^[30], 但水分与土壤孔隙结构限制了其升温区间, 最高能够升温至大约 120 °C^[7]。

电相分布是 ERH 重要的影响因素。热量以三相电的形式直接供应给处置土壤, 六相电也是由三相电转化得来的。六相系统比三相系统有更均匀的加热分配, 然而六相电转换的成本较高^[31]。六相系统适用于实验室规模, 而三相系统对于中试、扩大规模更为适合^[32], 电相变换有利于防止加热区域中出现未升温区域^[31]。

ERH 技术对地下异质结具有很强的适应性, 在低渗透的淤泥和黏土中表现优良, 在高渗透的沙子和砾石也有较好的处置效果^[32]。土壤其他性质 (如土壤颗粒的大小) 也对 ERH 处置效果有明显的影 响^[7]。ERH 通常在建筑物和公共访问区域内进行, 不会扰乱正常的业务操作。ERH 还可以与其他处理技术相结合, 以优化和提高它们的性能。有研究^[33]发现, 由于 ERH 加热温度相对较低, 在整个处置过程中, 有机污染物发生无机降解的同时伴随生物降解, 且在温度低于 70 °C 时, 生物降解会占主导地位。

在相同 ERH 处置条件下, 由于土壤的热化学性质差异, 即使是同种污染物, 去除率也会有所差异 (表 2)。目前关于 ERH 的报道中, 目标污染物主要集中在含氯污染物, 其处置效果受 ERH 加热条件、土壤性质及污染物本身热化学特性的影响明显。

土壤 ERH 处置技术现阶段的实施过程中存在的缺点有: 由于机理限制, ERH 加热温度一般不超过 120 °C, 因而其对热稳定较高的污染物 (如高环多环芳烃、高沸点醇有机溶剂、长链卤代烃等) 去除能力不足^[10]; 由于低渗透区域土壤毛细管结构较少, 水分、电流路径不足, 导致低渗透污染区域处置能耗较大^[7]; 土壤 ERH 处置过程中离子补充可改变土壤盐分赋存状态, 故存在土壤盐渍化风险。

表 2 目标污染物 ERH 处置应用中的重要参数
Table 2 Key factors of ERH disposal of target contaminants

目标污染物	处置浓度/($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	加热时间/d	加热温度/°C	电场强度/($\text{V}\cdot\text{cm}^{-1}$)	去除率/%	来源
三氯乙烯	4 831	>60	70~100	—	99.87	[33]
三氯乙烯	888	0.125	<100	8.57	96.95	[34]
三氯乙烯	3 800	60	<50	—	85	[10]
1,4-二恶烷	140	186	87~101	—	99.8	[8]
四氯乙烯	27	18	30~40	9	33	[35]
非水相液体符合污染	930~940	135	<100	—	99	[7]
含氯有机污染物	1 000	220 365	<100	—	90	[27]

2 电阻加热技术引起的土壤性质变化

2.1 热处置引起的土壤性质变化

2.1.1 土壤有机质

土壤的热处置不可避免地会导致土壤有机质的变化,因为污染物去除所需的温度一般都超过了土壤有机质主要成分保持稳定的温度。据报道,热处置过程中土壤有机质有3种消解机制,包括物理挥发(蒸馏)、缩合转化(炭化)、氧化(燃烧)^[36]。土壤有机质消解程度取决于其主要成分。挥发性有机物、木质素和半纤维素的降解发生在100~200℃^[16],而腐殖酸和黄腐酸的脱羧反应直到300℃以上才发生^[37],温度升至500℃时,可导致烷基化合物、脂类等稳定化合物挥发^[38],同时发生碳化反应^[39]。另外,热处置除了可以减少土壤有机质总量,还可改变剩余有机质的结构,使其芳香化从而结构更加致密^[40]。由于ERH处置温度较低,使土壤有机质变化不明显。YI等^[41]将土壤在200℃下加热15min,有机质含量的降低幅度可能只有10%左右。

2.1.2 土壤矿物学性质

黏土矿物晶格结构在过度加热脱水后,其结构可被破坏甚至分解。因此,热修复会引起土壤质地和矿物学的变化。土壤有机质燃烧过程中释放的铁和铝氢氧化物将矿物结构分解成的细小颗粒胶结,导致颗粒尺寸增大^[42]。土壤中矿物分解作用所需温度不同,因此,土壤矿物学特性决定其热处置过程中的分解状况。如高岭石一般在温度高于420℃后开始分解,而蒙脱石在700℃时依然保持稳定^[43]。400℃以下热修复场地土壤颗粒大小分布变化不明显^[44]。总之,土壤矿物学变化需要较高的温度,而ERH修复所能达到的最高温度受机理限制,不会对土壤矿物学特性产生显著影响。

2.1.3 土壤pH

在热修复过程中,土壤pH的变化也受加热时间和温度的控制。在低温热处置过程中(<250℃),土壤pH保持不变或略有下降。这种下降可能是由氧化反应,或是土壤中CO₂矿化后形成HCO₃⁻造成的^[45-46]。然而,当温度超过250℃时,土壤有机质会发生燃烧或热解,有机酸被破坏,从土壤溶液中去其酸化影响^[43,47];另外,高温下土壤胶粒的脱水作用将土壤中H⁺取代为碱性离子。因此,土壤有机质含量越高,其pH变化越明显。土壤中的CaCO₃对pH的变化具有缓冲作用^[46]。

2.1.4 土壤肥力变化

热处置后土壤肥力(N、P、K)变化与土壤有机质变化相关性较高。土壤有机质的降低可导致土壤中C与N元素含量的降低。在低温条件下(<200℃),矿化的有机N会转化成NO₃⁻与NH₄⁺^[48];而温度超过220℃时,N元素开始损失。土壤中P元素的耐热性能较高,即使土壤在高温下脱水,失重土壤总磷也不会发生明显变化^[41]。同时,随着土壤有机质的分解,部分稳定的有机磷被分解为无机磷,使生物可提取态P增多^[11]。ERH所处的低温阶段(<200℃)并不会造成肥力的明显变化^[41]。总之,关于热处置前后土壤肥力变化研究较少,对植物可吸收有效态肥料的讨论不够充分,难以对热处置后土壤肥力恢复起指导作用。

2.1.5 土壤金属

热处置过程中,土壤中重金属、碱金属的变化主要受温度及金属本身性质的影响。土壤中挥发性重金属汞在200℃左右仅剩40%左右^[49];另外,土壤砷元素也较易通过升温脱除^[50]。高温阶段稳定金属在土壤中的存留率随土壤中有机质的分解逐步增加,虽不再被活化,但其含量升高导致其生物毒性增大^[51]。除挥发性汞、半挥发性砷以外,ERH所处的低温条件下金属不会发生明显变化。

2.1.6 土壤微生物

土壤热处置能够明显影响土壤微生物功能性。有研究表明,当温度低于200℃时,大部分土

壤微生物存活^[52]，且微生物功能性在短时间内便能恢复。这说明在低温(<200℃)热处置条件下，温度对土壤微生物的作用多为抑制作用但并不致死^[53]。当温度达到300~400℃时，大部分微生物功能性丧失，且无法长时间存活。有研究^[54]表明，温度未达到300℃时，真菌与细菌的数量都急剧减少。在300℃热处置后，土壤生物功能性丧失，270d内很难恢复到原始水平^[55]。在500℃高温处置条件下，须引入菌种及相应的培养措施才能恢复土壤微生物及胞外酶(脲酶、过氧化氢酶等)功能性。另外，土壤低温热处置后，其耐热微生物群落多样性增加^[25]。

2.2 通电条件下土壤基本性质的变化

2.2.1 土壤物化性质

在电动修复过程中，对土壤施加直流电场时，土壤中水分子发生电解反应，阳极产生氢离子，阴极产生氢氧根离子，导致阳极土壤pH降低而阴极pH升高^[56]。然而ERH须施加交流电场^[34]，电解产生的阴阳离子会迅速结合，故不会发生明显的阴阳离子迁移及pH变化。对土壤施加直流电场后，大量离子释放至土壤中，导致土壤电导率显著增加^[57]，土壤中会有pH越高则电导率越低的规律性变化^[58]，但较低的电场(0.25~0.375 V·cm⁻¹)不会发生明显的离子富集现象^[59]。有研究^[35]将电动输送与化学氧化技术结合，将氧化剂注入土壤中，并通过电场及加热的促进作用促使氧化剂激活，从而达到土壤修复效果。而在土壤电阻加热过程中，交流电场使阴、阳极所产生的离子呈动态平衡状态，故离子不会大量释放，反而为保持土壤电导率，须及时补充水分及离子浓度^[34]。另外，在ERH过程中，土壤温度逐渐升高，可导致土壤中可溶态离子增多，使土壤电导率随之增高。总之，ERH需土壤离子及电导率呈动态平衡状态，因此，其对土壤离子的影响不明显。但土壤电动输送与电阻加热技术都需对土壤施加电极，使得原位化学氧化、电动输送、电阻加热修复技术的耦合具有较高的可行性。

2.2.2 土壤微生物

电场通过影响微生物细胞膜磷脂定位、细胞膜通透性、细胞形态、直接氧化细胞组分进而影响微生物的活性^[60-61]；此外，电场通过影响土壤pH，增加离子流动，提高土壤供养能力进而影响土壤微生物群落^[52]。电场对微生物的作用可分为刺激作用、休克作用和致死作用。对土壤施加适当的电场，初始阶段电场对微生物有明显的刺激生长作用^[62]；当电场强度大于1.14 V·cm⁻¹时，土壤部分微生物出现“休克”现象，导致微生物发生应激反应，停止施加电场后其生物活性恢复^[61]；当电场强度超过3 V·cm⁻¹时，其对微生物的致死作用开始明显，对存活的微生物具有刺激作用^[63]。电场对微生物的作用主要由电极反应造成，在ERH修复过程中电极切换频繁，其相较直流电场对微生物群落的影响较低。

3 土壤电阻加热技术研究展望

基于现存相关文献，尚未发现完全针对ERH处置过程中土壤性质变化的相关报道，故ERH处置过程中土壤性质实际变化趋势尚无法给出明晰的判断。现从本文所阐述的问题出发，对未来ERH技术研究提出4点展望。

1) 目前我国所面临的土壤污染种类繁多，ERH技术对多环芳烃、石油烃、多氯联苯等常见有机污染物的处置效果及作用机制并不明确。因此，研究常见污染物在ERH处置过程中的迁移转化规律和阐明污染物在土-水-气界面的行为机制，可为ERH技术进一步发展与应用奠定科学基础。

2) ERH受土壤基本性质影响明显，反过来又能够改变部分土壤性质。因此，其关键影响参数较为复杂，开展ERH修复过程中关键影响参数(如电场强度、处置时间、土壤水分、盐度、电导率等)对加热效率的影响的研究，可为优化工程设计、避免能源浪费、实现精准修复提供数据支撑。

3) ERH对部分高沸点污染物处置能力有限。因此，须展开以ERH为核心，化学氧化、微生物

修复、电动传输等为辅的综合修复工艺下的污染物去除效果研究及作用机制。

4) 今后, 开展土壤 ERH 处置过程中污染物迁移规律研究、高效加热与精准修复研究、综合修复技术效果及机制研究, 阐明 ERH 处置污染物脱附过程及机理, 明晰其主要控制参数, 建立土壤修复评价体系等, 无疑对土壤 ERH 修复的规模化应用具有重要的促进意义。

参 考 文 献

- [1] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. [农业环境科学学报](#), 2017, 36(9): 1689-1692.
- [2] KAUFMANN K, CHAPMAN S J, CAMPBELL C D, et al. Miniaturized test system for soil respiration induced by volatile pollutants[J]. [Environmental Pollution](#), 2006, 140(2): 269-278.
- [3] 吴嘉茵, 方战强, 薛成杰, 等. 我国有机物污染场地土壤修复技术的专利计量分析[J]. [环境工程学报](#), 2019, 13(8): 2015-2024.
- [4] SABOUR M R, SEYEDJALALI S H, DEZVAREH G. Comprehensive model for remediation of sandy soils contaminated with volatile organic compounds using thermal enhancement of soil vapor extraction method[J]. [Water, Air & Soil Pollution](#), 2017, 228(7): 228-239.
- [5] ZHAO C, MUMFORD K G, KUEPER B H. Laboratory study of non-aqueous phase liquid and water co-boiling during thermal treatment[J]. [Journal of Contaminant Hydrology](#), 2014, 164(4): 49-58.
- [6] STARK H, YATAVELLI R L N, THOMPSON S L, et al. Impact of thermal decomposition on thermal desorption instruments: Advantage of thermogram analysis for quantifying volatility distributions of organic species[J]. [Environmental Science & Technology](#), 2017, 51(15): 8491-8500.
- [7] GORM H, STEVEN C, STEFFEN G N. Full-scale removal of DNAPL constituents using steam-enhanced extraction and electrical resistance heating[J]. [Groundwater Monitoring & Remediation](#), 2010, 25(4): 92-107.
- [8] OBRELE D, CROWNOVER E, KLUGER M. In situ remediation of 1,4-dioxane using electrical resistance heating[J]. [Remediation Journal](#), 2015, 25(2): 35-42.
- [9] FARAG A M, HULL R N, CLEMENTS W H, et al. Restoration of impaired ecosystems: An ounce of prevention or a pound of cure? Introduction, overview, and key messages from a SETAC-SER workshop[J]. [Integrated Environmental Assessment and Management](#), 2016, 12(2): 247-252.
- [10] TRUEX M J, MACBETH T W, VERMEUL V R, et al. Demonstration of combined zero-valent iron and electrical resistance heating for in situ trichloroethene remediation[J]. [Environmental Science & Technology](#), 2011, 45(12): 5346-5351.
- [11] 唐昊渊. 含油污泥热处置资源化试验研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2008.
- [12] 徐栋梁, 崔乾民, 陈志新. 热脱附技术在首钢土壤修复生产线中的应用[J]. [工程与技术](#), 2017(1): 35-40.

- [13] FALCIGLIA P P, GIUSTRA M G, VAGLIASINDI F G A. Low-temperature thermal desorption of diesel polluted soil: Influence of temperature and soil texture on contaminant removal kinetics[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(1): 392-400.
- [14] 张倩, 许端平, 董泽琴, 等. 汞污染土壤热解吸处理过程中不同形态汞的温度效应[J]. *环境科学研究*, 2012, 25(8): 870-874.
- [15] 程亮, 张保林, 徐丽, 等. 腐殖酸热分解动力学[J]. *化工学报*, 2014, 65(9): 3470-3478.
- [16] HAN Z, GUO Z, ZHANG Y, et al. Pyrolysis characteristics of biomass impregnated with cadmium, copper and lead: Influence and distribution[J]. *Waste and Biomass Valorization*, 2017, 9(2/3): 1-8.
- [17] LU Y, LU S, HORTON R, et al. An empirical model for estimating soil thermal conductivity from texture, water content, and bulk density[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78(6): 1859.
- [18] ABUHAMDEH N H, REEDER R C. Soil thermal conductivity effects of density, moisture, salt concentration, and organic matter[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(4): 1285-1290.
- [19] 张怡斐. 市政污泥热处理过程中主要污染物的迁移转化[D]. 上海: 上海交通大学, 2011.
- [20] 赵涛, 马刚平, 周宇, 等. 多环芳烃类污染土壤热脱附修复技术应用研究[J]. *环境工程*, 2017, 35(11): 183-186.
- [21] QI Z, CHEN T, BAI S, et al. Effect of temperature and particle size on the thermal desorption of PCBs from contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(6): 4697-4704.
- [22] 刘新培. 热脱附技术在有机磷农药污染土壤修复过程中的应用研究[J]. *天津化工*, 2017, 31(1): 57-60.
- [23] GAO Y F, YANG H, ZHAN X H, et al. Scavenging of BHCs and DDTs from soil by thermal desorption and solvent washing[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(3): 1482-1492.
- [24] 于颖, 邵子婴, 刘靓, 等. 热强化气相抽提法修复半挥发性石油烃污染土壤的影响因素[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(4): 2522-2527.
- [25] WANG J, ZHAN X, ZHOU L, et al. Biological indicators capable of assessing thermal treatment efficiency of hydrocarbon mixture-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2010, 80(8): 837-844.
- [26] PARKER J, KIM U, KITANIDIS P K, et al. Stochastic cost optimization of multistrategy DNAPL site remediation[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 2010, 30(3): 65-78.
- [27] JENNIFER L, POUL R, POUL C J. Assessment of groundwater quality improvements and mass discharge reductions at five in situ electrical resistance heating remediation sites[J]. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 2014, 34(1): 27-28.
- [28] MARTIN E J, MUMFORD K G, KUEPER B H. Electrical resistance heating of clay layers in water-saturated sand[J]. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 2016, 36(1): 54-61.
- [29] 周昱, 徐晓晶, 保焱, 等. 电加热在土壤气相抽提(SVE)中的实验研究[J]. *科学技术与工程*, 2014, 14(3): 277-280.

- [30] FRIIS A K, HERON G, ALBRECHSEN H J, et al. Anaerobic dechlorination and redox activities after full-scale electrical resistance heating (ERH) of a TCE-contaminated aquifer[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2006, 88(3): 219-234.
- [31] BUETTNER H M, DAILY W D. Cleaning contaminated soil using electrical heating and air stripping[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1995, 121(8): 580-589.
- [32] BEYKE G, FLEMING D. In situ thermal remediation of DNAPL and LNAPL using electrical resistance heating[J]. *Remediation Journal*, 2010, 15(3): 5-22.
- [33] POWELL T, SMITH G, STURZA J, et al. New advancements for in situ treatment using electrical resistance heating[J]. *Remediation Journal*, 2010, 17(2): 51-70.
- [34] MARTIN E J, KUPPER B H. Observation of trapped gas during electrical resistance heating of trichloroethylene under passive venting conditions[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2011, 126(3/4): 291-300.
- [35] CHOWDHURY A I A, GERHARD J I, REYNOLDS D A, et al. Low permeability zone remediation via oxidant delivered by electrokinetics and activated by electrical resistance heating: proof of concept[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(22): 13295-13303.
- [36] CERTINI G. Effects of fire on properties of forest soils: A review[J]. *Oecologia*, 2005, 143(1): 1-10.
- [37] JOSE A, GONZALEZ P, FRANCISCO J, et al. The effect of fire on soil organic matter: A review[J]. *Environment International*, 2004, 30(6): 855-870.
- [38] SCHULTEN H R, LEINWEBER P. Thermal stability and composition of mineral-bound organic matter in density fractions of soil[J]. *European Journal of Soil Science*, 1999, 50: 237-248.
- [39] HAN Z, GUO Z, ZHANG Y, et al. Potential of pyrolysis for the recovery of heavy metals and bioenergy from contaminated *broussonetiapapyrifera* biomass[J]. *Bioresources*, 2018, 13(2): 2932-2944.
- [40] KIERSCH K, KRUSE J, REGIER T Z, et al. Temperature resolved alteration of soil organic matter composition during laboratory heating as revealed by C and N XANES spectroscopy and Py-FIMS[J]. *Thermochimica Acta*, 2012, 537: 36-43.
- [41] YI Y M, PARK S, MUNSTER C, et al. Changes in ecological properties of petroleum oil-contaminated soil after low-temperature thermal desorption treatment[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2016, 227(4): 108-118.
- [42] DIXON J B, WEED S B, DINAUER R C. Minerals in soil environments[J]. *Soil Science*, 1989, 150(2): 675-727.
- [43] KETTERINGS Q M, BIGHAM J M, LAPERCHEV. Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in sumatra, indonesia[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(3): 1108-1117.
- [44] PAPE A, SWITZER C, MCCOSH N, et al. Impacts of thermal and smouldering remediation on plant growth and soil ecology[J]. *Geoderma*, 2015, 244: 1-9.

- [45] 高艳菲. 六六六和滴滴涕污染场地土壤的修复[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [46] MA F, ZHANG Q, XU D, et al. Mercury removal from contaminated soil by thermal treatment with FeCl₃ at reduced temperature[J]. *Chemosphere*, 2014, 117(1): 388-393.
- [47] TEREFE T, MARISCAL-SANCHO I, PEREGRINA F, et al. Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study[J]. *Geoderma*, 2008, 143(3/4): 273-280.
- [48] GLASS D W, JOHSON D W, BLANK R R, et al. Factors affecting mineral nitrogen transformations by soil heating[J]. *Soil Science*, 2008, 173(6): 387-400.
- [49] 杨乾坤, 王兴润, 朱文会, 等. 氯盐对含汞土壤热脱附的影响[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(5): 2479-2487.
- [50] 罗婷, 孙健雄, 夏科. 土壤砷污染研究综述[J]. *环境与发展*, 2017, 29(8): 11-12.
- [51] BONNARD M, DEVIN S, LEYVALI C, et al. The influence of thermal desorption on genotoxicity of multipolluted soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010, 73(5): 951-960.
- [52] MENNO V D V, KEMPENAAR M, VAN M, et al. Impact of soil heat on reassembly of bacterial communities in the rhizosphere microbiome and plant disease suppression[J]. *Ecology Letters*, 2016, 19(4): 375-382.
- [53] 刘发林. 模拟火干扰对森林土壤微生物活性及氮矿化的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(7): 2188-2196.
- [54] GEMA B M, BAATH E. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures to simulate a range of fire intensities[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(12): 2517-2526.
- [55] BADIA D, MARTI, C. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils[J]. *Arid Land Research and Management*, 2003, 17(1): 23-41.
- [56] 陆小成, 陈露洪, 毕树平, 等. 污染土壤电动修复及供能方式研究进展[J]. *污染防治技术*, 2004, 16(3): 85-93.
- [57] KIM S H, HAN H Y, LEE Y J, et al. Effect of electrokinetic remediation on indigenous microbial activity and community within diesel contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(16): 3162-3168.
- [58] 樊广萍, 仓龙, 周东美, 等. 土壤性质对铜-苣复合污染土壤电动-氧化修复的影响研究[J]. *环境科学*, 2011, 32(11): 3435-3439.
- [59] 肖琳. 低压电场下有机肥中镉的电动去除研究[C]//中国环境科学学会, 四川大学. 2014年中国环境科学学会学术年会论文集. 成都, 2014: 6169-6173.
- [60] PRESTON-MAFHAM J, BODDY L, RANDERSON P F. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilisation profiles a critique[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 42(1): 1-14.
- [61] 魏巍, 李凤梅, 杨雪莲, 等. 电动修复过程中电压对土壤中苣降解及微生物群落的影响[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(5): 1382-1388.

[62] YI J Y, CHOI J, JEON B Y, et al. Effects of a low-voltage electric pulse charged to culture Soil on plant growth and variations of the bacterial community[J]. *Agricultural Science*, 2012, 3(3): 339-346.

[63] 赵庆节, 沈根祥, 罗启仕, 等. 土壤电动修复中电极切换对土壤微生物群落的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(5): 937-940.

(本文编辑: 张利田, 曲娜, 郑晓梅)

Key issue and expectation of soil electrical resistance heating remediation technology

JIAO Wentao¹, HAN Ziyu^{1*}, LYU Zhengyong², MA Dong³, HU Jian¹, TIAN Yao¹, DAI Zijun¹, WANG Jing¹

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. Beijing GeoEnviron Engineering & Technology Co. Ltd., Beijing 100015, China

3. Beijing Environmental Technology Co. Ltd., University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China

*Corresponding author, E-mail: zyhan@rcees.ac.cn

Abstract In order to solve the problem of organic polluted soil left over from the relocation of heavy polluting enterprises in recent years, thermal remediation technologies such as electrical resistance heating (ERH), etc. have attracted an increasing attentions. ERH is one of the most potential in-situ thermal remediation technologies for the remediation of volatile and semi-volatile organics-contaminated soil. Pollutant removal efficiency and changes of soil property are the core indicators of soil remediation technology. In this review, the relevant principles and application scope of thermal disposal and ERH were systematically analyzed base on summarizing and analyzing of existing literatures. The possible changes in soil properties during ERH disposal were further discussed. It is expected that the results will provide reference for the popularization and application of in-situ thermal disposal technology in organics-contaminated soil remediation.

Keywords soil remediation; thermal desorption; electrical resistance heating; in site