

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.05.012

任家强, 宋昕, 何跃. 柴油污染土壤低温热处理及其对土壤理化性质的影响. 土壤, 2020, 52(5): 956–961.

## 柴油污染土壤低温热处理及其对土壤理化性质的影响<sup>①</sup>

任家强<sup>1,2</sup>, 宋昕<sup>1\*</sup>, 何跃<sup>3\*</sup>

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042)

**摘要:** 石油化工厂加工、储藏、运输过程以及储油罐的泄露等易造成土壤柴油污染。热处理技术常用于修复各类挥发性和半挥发性污染土壤, 但加热可能会改变土壤理化性质, 因此本文综合评价了低温热处理对柴油污染土壤的修复效率及其对土壤理化性质的影响。对柴油污染土壤低温热处理进行参数优化, 结果显示: 在 250 °C 加热 10 min 后, 土壤总石油烃含量为 358.7 mg/kg, 总石油烃去除率为 94%, 低于土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准中规定的一类用地总石油烃筛选值 826 mg/kg。过高的温度和过长的加热时间反而会带来过多的能耗, 并对土壤理化性质造成负面影响。低温热处理后土壤颜色由浊黄橙变为灰黄棕, 土壤 pH 由 7.39 降为 6.88, 阳离子交换量由 16.9 cmol/kg 变为 14.8 cmol/kg, 田间持水量从 0.32 g/g 土变为 0.29 g/g 土, 土壤有机碳降低约 10%, 硝态氮和铵态氮含量加热后增加分别超过 5 倍和 15 倍, 土壤质地和全氮变化不显著。加热前后的土壤元素分析结果和土壤颜色变化说明加热过程中烃类炭化转化为“热解炭”, 是污染土壤中柴油去除的主要反应机制。本研究表明低温热处理技术可以快速高效地修复柴油污染土壤, 合理优化低温热处理的加热温度和加热时间是使低温热处理成为一种修复柴油污染土壤的绿色可持续性修复技术的关键。

**关键词:** 污染土壤; 低温热处理; 柴油; 土壤性质

**中图分类号:** X53      **文献标志码:** A

### Low-Temperature Thermal Treatment of Diesel-Contaminated Soil and Its Effect on Soil Physicochemical Properties

REN Jiaqiang<sup>1,2</sup>, SONG Xin<sup>1\*</sup>, HE Yue<sup>3\*</sup>

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

**Abstract:** The production, storage and transportation of diesel are likely to cause diesel contamination in soil. Thermal treatment is commonly used to remediate volatile and semi-volatile contaminated soils. However, heating can alter soil properties. This paper gives a comprehensive assessment on the removal efficiency of diesel-contaminated soil using low-temperature thermal treatment (LTTT) and the impact of LTTT on soil physicochemical properties. The optimization results of LTTT experiments showed that the total petroleum hydrocarbon (TPH) removal efficiency was 94% after LTTT at 250 °C for 10 min, resulting in a residual TPH concentration of 358.7 mg/kg, lower than the risk screening level of 826 mg/kg. Overheating and/or excessive heating duration can lead to excessive energy consumption and adversely affect the physicochemical properties of soil. The comparison on soil properties showed that soil color changed from yellowish orange to grayish brown, and the slight decreasing trends were observed as follows: soil pH from 7.39 to 6.88, CEC from 16.9 cmol/kg to 14.8 cmol/kg, and water holding capacity from 0.32 g/g soil to 0.29 g/g soil. In addition, soil organic carbon decreased by about 10%, while NO<sub>3</sub>-N and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N values increased by more than 14 and 4 times, respectively. No significant change was observed in soil texture and total nitrogen. It was inferred based on the elemental analysis and change in soil color that pyrolytic carbon was formed in LTTT process, which was the main removal mechanism of diesel by LTTT in contaminated soil. Therefore, it can be concluded that LTTT is a fast and

①基金项目: 中国科学院科技服务网络计划(STS 计划)项目(KFJ-STZ-ZDTP-039)和中国科学院重点部署项目(KFZD-SW-303)资助。

\* 通讯作者(xsong@issas.ac.cn; heyue@nies.org)

作者简介: 任家强(1994—), 男, 陕西铜川人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤与地下水环境污染修复。E-mail: jqren@issas.ac.cn

efficient soil remediation technology, and the optimization of heating temperature and time is the key to make LTTT a green and sustainable remediation technology for applications on diesel-contaminated soil.

**Key words:** Contaminated soil; Low temperature thermal treatment; Diesel; Soil properties

石油烃是目前环境中广泛存在的一类有机污染物, 主要包括汽油、煤油、柴油、润滑油、石蜡和沥青等。柴油作为一种典型的轻质石油产品, 是饱和烃(60%~80%)和芳香烃(20%~40%)的混合物, 广泛应用于船、卡车、汽车和火车等。柴油污染十分普遍, 常见于石油化工厂加工、储藏、运输过程以及储油罐的泄露等。柴油进入土壤环境后, 会对人体、动植物造成严重危害<sup>[1-2]</sup>。

针对土壤柴油污染, 目前国内外可用于修复柴油污染土壤的技术包括热修复<sup>[3]</sup>、化学氧化<sup>[4-5]</sup>、土壤洗涤<sup>[6-8]</sup>、生物修复<sup>[9-10]</sup>和气相抽提<sup>[11]</sup>等。化学氧化和土壤洗涤修复效率较高, 但对土壤理化性质影响较大<sup>[4-7]</sup>。生物修复, 包括植物修复和微生物修复, 对土壤环境要求较高, 且修复周期较长<sup>[9-11]</sup>。而热处理技术因其具有适用范围广、快速高效等优势, 成为最为常见的修复技术之一。

根据加热温度的不同, 热修复技术可以划分为低温热修复(100~350 °C)和高温热修复(350~600 °C), 以及需要更高温度的焚烧技术(> 600 °C)。热修复技术可以应用于处理多种污染物, 包括 PAHs<sup>[12-14]</sup>、PCBs<sup>[15]</sup>、石油烃<sup>[3,16-17]</sup>和 Hg<sup>[18-19]</sup>等。应用热修复技术的关键因素在于加热温度、加热时间和污染土壤特征。目前研究大多关注热修复中污染物的去除, 然而对土壤加热可能会改变土壤的性质<sup>[13-20]</sup>, 进而影响修复后土壤的再利用(生态用地和农用地), 仅有极少数关于热修复对土壤性质影响的研究。Vidonish 等<sup>[21]</sup>发现石油烃污染土壤在 420 °C 高温热解 3 h 后土壤有机碳降低, pH 升高, 用热解后土壤培养的植物生长状况比污染土壤培养的植物好。同时他们也发现石油烃污染土壤焚烧后土壤理化性质被严重破坏, 用焚烧后土壤培养植物, 植物生长受到严重抑制。Pape 等<sup>[22]</sup>发现, 当两种无污染土壤在不同温度(105~1 000 °C)加热, 蔬菜生长会受到抑制, 主要原因在于土壤理化性质的改变, 尤其是氮的损失。目前研究大多关注高温热修复技术对土壤性质的影响<sup>[13, 20-22]</sup>, 尽管低温热处理采用的加热温度比其他高温热修复技术(高温热解吸、热解和焚烧等)低, 但是低温热处理对土壤理化性质的影响不容忽视, 因此目前缺乏综合考虑低温热处理对土壤污染的去除效率和其对土壤性质的影响。

本文针对柴油污染土壤, 采用热处理小试装置, 研究加热温度和时间对柴油污染土壤低温热处理效率的影响, 同时系统研究低温热处理前后土壤理化性质的变化, 为低温热处理技术的工艺设计和运行提供参考, 为后续的柴油污染场地精准和可持续修复提供指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

化学试剂: 四氯化碳(分析纯, 江苏强盛功能化学股份有限公司), 无水硫酸钠(分析纯, 西陇化工股份有限公司), 硅酸镁吸附剂(分析纯, 西陇化工股份有限公司)。无水硫酸钠和硅酸镁吸附剂均置于马弗炉中 400 °C 烘 4 h, 待冷却后置于磨口玻璃瓶中密封保存。0 号柴油, 购自中国石油天然气集团。

供试土壤为黄棕壤, 采自南京市郊区, 挑拣出小石子和植物碎屑, 风干后过 20 目筛备用。石油烃未检出。土壤有机质含量为 13.27 g/kg, pH 为 7.39, 风干含水率为 3.5%。

污染土壤制备: 柴油溶于 1:1(V/V)正己烷/丙酮, 柴油与正己烷/丙酮的混合液再与土壤混合, 反复搅拌至丙酮全部挥发。同样体积 1:1(V/V)正己烷/丙酮加入无污染土壤作为对照。混合后的土壤老化 2 周后密封保存备用。污染土壤中的总石油烃(TPH)实测浓度为 6 217 mg/kg。

### 1.2 试验设计

1.2.1 热处理试验装置 热处理试验采用热处理小试装置(图 1), 装置包括加热系统、抽提系统、冷凝系统和尾气处理系统。加热系统包括 SG-GL1200 型开启式管式炉(上海大恒光学精密机械有限公司)、异形石英工作管、石英舟、K 型热电偶温度计和加热带。抽提系统包括氮气瓶、进气管和出气管、压力计、气体流量调节计、气体控制阀门。冷凝系统包括冰浴的冷凝瓶及其连接的导管。尾气处理系统采用填充活性炭的吸收瓶。

热处理试验中, 将污染土壤放置于石英舟中, 并推入石英管中, 受热脱附出的污染物在载气的流动下被带入冷凝系统并转化为固/液态, 其他残余挥发性气体通过尾气处理系统被收集和处理。

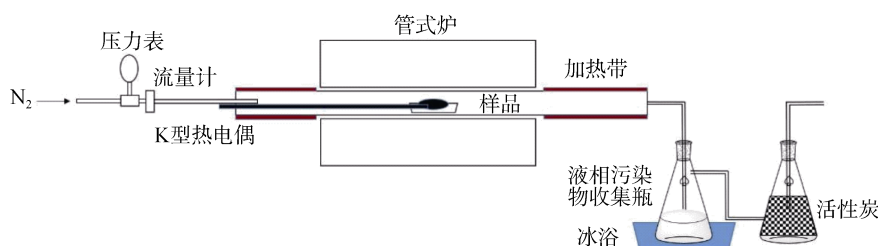


图 1 热处理试验装置

Fig. 1 Schematics of thermal treatment experimental apparatus

1.2.2 热处理试验方法 取 50 g 污染土壤装入热反应器中,热反应器推入工作管内。打开氮气瓶阀门,打开气体流量调节计,设置进气流速为 1.2 L/min,检测气密性。气密性检查完好后,持续通氮气 20 min 后开始加热。设置 5 个温度梯度(150、200、250、300、350 °C),加热 2 h。在最佳修复温度 250 °C,设置不同加热时间 5、10、20、40、60、120 min,分析热修复前后土壤中总石油烃浓度变化,确定最佳修复时间为 10 min。加热结束后,打开装置,取出土壤样品。每个处理均做 3 次平行。

在柴油污染土壤热处理参数优化的基础上,选取 3 个处理后的土壤(CK: 背景土壤,未添加柴油; T1: 柴油污染土壤; T2: 柴油污染土壤在 250 °C 加热 10 min)测定其理化性质。

### 1.3 样品分析

1.3.1 污染土壤总石油烃(TPH)测定 主要仪器: F2000-II K 型红外测油仪(吉林欧伊尔环保科技发展有限公司)。测定方法: 土壤中 TPH 的测定参考 HJ 637—2012<sup>[23]</sup>。将土壤样品研磨成粉并过 60 目筛,准确称取 5.000 g 土壤样品和 10 g 无水硫酸钠放入离心管内。3 次四氯化碳超声提取,离心后合并提取液体,定容至 50 ml,进行上机测样。

1.3.2 土壤理化性质测定 土壤颜色采用蒙赛尔

标准比色卡比色; pH 用土水比 1:2.5 提取,利用 pH 计测定;电导率土水比 1:5 提取,使用电导率仪测定;有机质采用重铬酸钾氧化-硫酸消化法测定;土壤质地用激光粒度仪法确定;土壤矿物用 X 射线衍射法测定;阳离子交换量采用乙酸铵交换法测定; C、N 元素分析采用元素分析仪;持水量采用环刀法测定; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>采用紫外分光光度法测定, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>采用靛酚蓝比色法测定<sup>[24]</sup>。

### 1.4 数据处理

试验数据应用 Microsoft Excel 2016 和 SPSS17.0 统计软件进行数据处理及统计分析,采用 Origin 9.1 软件进行制图。

## 2 结果与讨论

### 2.1 柴油污染土壤低温热处理修复效果

在污染土壤热处理中,加热温度是非常重要的一个影响土壤热处理效果的因素。基于前期污染土壤热处理预试验,选择在加热时间为 2 h 的条件下的不同加热温度,即 100、150、200、250、350 °C,进行热处理试验,试验结果见图 2A。随着加热温度的增加,污染土壤总石油烃(TPH)去除率也不断增加,当加热温度高于 250 °C 时(包括 250 °C),污染土壤 TPH 去除率达到了 99% 以上。

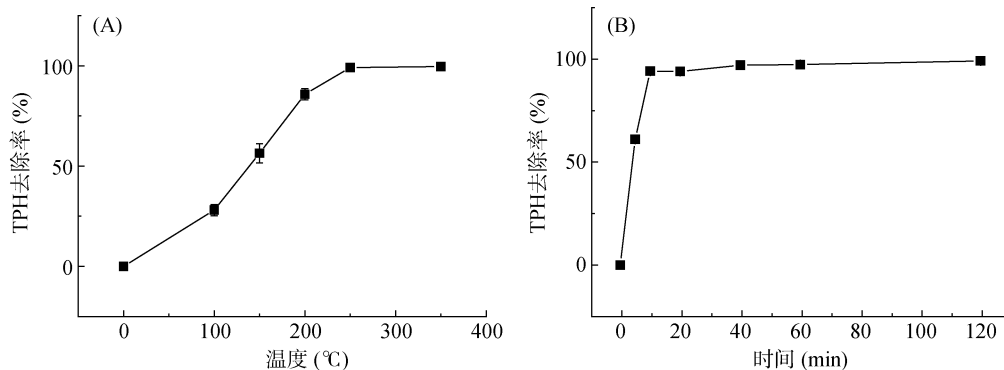


图 2 土壤热处理温度(A)和时间(B)对总石油烃去除的影响

Fig. 2 Effects of heating temperature (A) and retention time (B) on TPH removal from soil

热处理技术的主要优势之一在于其较短的修复 时间。因此,在 250 °C 时,选取不同加热时间 5、

10、20、40、60、120 min 进行热处理试验。试验结果表明(图 2B), 在加热温度 250 °C, 加热时间为 10 min 进行热处理后, 土壤 TPH 含量为 358.7 mg/kg, 污染土壤 TPH 去除率为 94%。随后随着加热时间的增加, 污染土壤 TPH 去除率缓慢增加, 当加热时间为 120 min 时, 污染土壤 TPH 去除率达到了 99% 以上。

以上试验结果表明, 当加热温度 250 °C, 加热时间为 10 min 进行热处理后, 污染土壤 TPH 大部分去除, 低于土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(GB 36600—2018)中规定的一类用地总石油烃筛选值 826 mg/kg<sup>[25]</sup>。加热温度 250 °C 远低于热解和焚烧的温度, 可以明显地降低土壤修复中的能源消耗。

## 2.2 低温热处理对土壤理化性质的影响

目前在土壤热修复研究和工程应用中, 加热可能会改变土壤性质, 进而影响土壤功能, 因此有必要开展低温热处理对土壤性质影响的研究。

2.2.1 低温热处理对土壤颜色和质地的影响 如图 3 所示, 热处理后土壤颜色发生变化。250 °C 加热 10 min 后, 污染土壤颜色由浊黄橙变为灰黄棕, 色调没有变化(10 YR), 彩度(4→3)轻微降低, 明度(7→4)降低。与有机碳效果类似, 柴油热解产生的热解炭会使土壤颜色变黑<sup>[21]</sup>。



(CK: 背景土壤, 未添加柴油; T1: 柴油污染土壤; T2: 柴油污染土壤在 250 °C 加热 10 min)

图 3 不同处理对土壤颜色的影响

Fig. 3 Effects of different treatments on soil colors

低温热处理对土壤质地影响较小(表 1)。背景土壤砂粒含量为 110 g/kg, 粉粒含量为 539 g/kg, 黏粒含量 351 g/kg。热处理后, 污染土壤砂粒含量从 102 g/kg 降到 99 g/kg, 粉粒含量从 544 g/kg 增加到 553 g/kg, 而黏粒含量从 354 g/kg 降低到 348 g/kg。一般而言, 因为土壤矿物分解需要较高的温度, 因此 400 °C 以下, 土壤质地一般不会发生很大的变化<sup>[22, 28]</sup>。然而也有意外情况, Badía 和 Martí<sup>[29]</sup>发现, 当 250 °C 加热 60 min 后, 土壤黏粒含量由 320 g/kg 降低到 170 g/kg, 相应的砂粒含量由 230 g/kg 增加到 310 g/kg。土壤加热过程中, 较小的黏粒会通过胶结作用团聚成粉粒, 从而导致黏粒含量的降低和粉粒含量的升高。土壤质地分组的改变会影响其他的土壤功能, 例如保水能力。

表 1 不同处理对土壤部分理化性质的影响

Table 1 Effects of different treatments on soil physicochemical properties

| 处理 | 全碳(g/kg)                             | 有机碳(g/kg)    | pH         | 田间持水量(g/g 土) | 全氮(g/kg) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/kg) |
|----|--------------------------------------|--------------|------------|--------------|----------|--------------------------------------|
| CK | 9.10 b                               | 7.70 c       | 7.39 a     | 0.28 b       | 0.80 b   | 14.33 b                              |
| T1 | 13.90 a                              | 16.78 a      | 7.39 a     | 0.32 a       | 0.80 b   | 9.03 b                               |
| T2 | 13.70 a                              | 15.16 b      | 6.88 b     | 0.29 b       | 0.90 a   | 57.85 a                              |
| 处理 | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg) | CEC(cmol/kg) | 电导率 (mg/L) | 黏粒(g/kg)     | 粉粒(g/kg) | 砂粒(g/kg)                             |
| CK | 1.73 b                               | 16.8 a       | 155 b      | 351          | 539      | 110                                  |
| T1 | 1.23 b                               | 16.9 a       | 143 b      | 354          | 544      | 102                                  |
| T2 | 19.86 a                              | 14.8 b       | 399 a      | 348          | 553      | 99                                   |

注: 表中同列数据小写字母不同表示不同处理土壤间差异达  $P < 0.05$  显著水平。

2.2.2 低温热处理对土壤全碳含量和有机碳的影响 表 1 的元素分析表明, 背景无污染土壤全碳含量 9.1 g/kg, 污染土壤在 250 °C 加热 10 min 后, 全碳含量从 13.9 g/kg 变为 13.7 g/kg。柴油污染土壤全碳含量比背景土壤高, 这是其全碳含量计算中包括了柴油中的碳元素。柴油污染土壤热处理后全碳含量与加热前相比略微降低, 污染土壤热处理后全碳含量是背景土壤碳含量 1.5 倍多, 然而柴油大部分被去除(图 2B), 结合柴油污染土壤热处理后颜色变黑, 说明柴油在热处理过程中发生了炭化, 大幅提高了热处理后土壤的碳含

量。这与热解吸处理汽油或者可挥发性污染物等过程中, 污染物通过脱附挥发的去除机制不同<sup>[20]</sup>。Vidonish 等<sup>[16, 21]</sup>也发现缺氧环境下加热土壤, 污染物的化学键断开会形成自由基, 经历芳香缩聚反应, 产生炭质<sup>[21]</sup>。

土壤有机质含量是影响土壤肥力水平的重要指标<sup>[30]</sup>。低温热处理对土壤有机碳的影响见表 1。本研究中背景无污染土壤有机碳含量为 7.70 g/kg, 污染土壤在 250 °C 加热 10 min 后, 有机碳含量从 16.78 g/kg 变为 15.16 g/kg, 降低仅仅约为 10%。一般而言, 土

壤有机碳降低的程度与加热温度和时间有关,当加热温度不超过 300 °C,土壤有机碳不会急剧地降低<sup>[22, 27-28]</sup>。在污染土壤焚烧工艺中,土壤有机碳往往急剧降低,例如 Vidonish 等<sup>[21]</sup>研究发现在烃类污染土壤焚烧工艺中,当在 620 °C 加热 180 min 后,土壤有机质降低超过 90%<sup>[22, 27-28]</sup>。在我们的研究中,因为加热过程是在缺氧氛围,同时加热温度较低,导致土壤热处理后有机碳含量略有降低。柴油污染土壤相对于背景土壤的有机碳含量增加一倍,其原因在于柴油主要组分是烃类,在有机碳的测定中烃类也会被当做有机碳计算。柴油污染土壤加热后,柴油大部分去除,但是有机碳含量降低仅仅 10%,则是因为柴油热解炭化产生“热解炭”,使得热处理后的土壤仍保留较高的有机碳含量。

**2.2.3 低温热处理对土壤 pH、电导率和阳离子交换量影响** 低温热处理对土壤 pH 的影响如表 1 所示,背景土壤 pH 为 7.39,热处理后,污染土壤 pH 由 7.39 降为 6.88。一般而言,加热会提高土壤 pH<sup>[18, 21, 27, 31-32]</sup>,也有报道汞污染土壤在 160 °C 加热 60 min 后,土壤 pH 降低<sup>[33]</sup>。在我们的研究中,加热导致土壤 pH 降低,与背景土壤相比,污染土壤加热后 pH 降低幅度较小。土壤 pH 降低可能是因为土壤加热后,土壤有机质释放 CO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> 矿化形成 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 并且释放质子,导致土壤 pH 略微降低<sup>[19, 33]</sup>。背景土壤电导率为 155 mg/L,而污染土壤热处理后电导率由 143 mg/L 增加到 399 mg/L(表 1),加热会导致土壤电导率升高,结果与前人研究一致<sup>[34]</sup>。加热会导致有机质发生转化,释放盐基离子,提高土壤电导率。

低温热处理前后,土壤阳离子交换量的变化结果如表 1 所示。背景无污染土壤阳离子交换量为 16.8 cmol/kg,热处理后,土壤阳离子交换量降低,污染土壤阳离子交换量由 16.9 cmol/kg 降为 14.8 cmol/kg。

**2.2.4 低温热处理对土壤田间持水量的影响** 保持合适的田间持水量对于修复后土壤再次种植植物非常重要。如表 1 所示,背景土壤田间持水量为 0.28 g/g 土,热处理后,污染土壤田间持水量从 0.32 g/g 土降低为 0.29 g/g 土,与背景土壤相比,污染土壤加热后田间持水量几乎没有改变。Yi 等<sup>[27]</sup>发现热处理后土壤田间持水量由 0.272 g/g 土增加到 0.292 g/g 土;Vidonish 等<sup>[21]</sup>发现土壤热解后田间持水量变化不显著。试验中,原始柴油污染土壤田间持水量之所以最大,是因为土壤烘干过程中柴油也会挥发。

**2.2.5 低温热处理对土壤养分的影响** 土壤养分含量是表征土壤健康状况的重要指标,低温热处理对

土壤养分状况的影响见表 1。热处理后,土壤全氮含量升高,污染土壤加热后 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量增加分别超过 5 倍和 15 倍。Pape 等<sup>[22]</sup>发现在 250 °C 加热,增加了一种土壤中的总氮含量,而相同的热处理条件导致另一种土壤总氮含量降低。Roh 等<sup>[35]</sup>研究发现 350 °C 加热土壤导致总氮由 2.2 g/kg 降低到 1.6 g/kg,当加热到 600 °C,总氮降低到 0.7 g/kg。Vidonish 等<sup>[21]</sup>发现 420 °C 热解会导致一种土壤总氮增加一倍,相同加热条件却会导致另一种土壤总氮降低 45%,在 650 °C 焚烧会导致总氮急剧降低。在阴燃中总氮几乎被完全降解<sup>[22]</sup>。一般而言,在低于 220 °C 条件下,土壤中总氮含量不会降低<sup>[36]</sup>。在我们的试验中,低温热处理后, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量大幅升高,主要是因为加热土壤会导致有机氮矿化为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N,这与 Glass 等<sup>[36]</sup>观察到的结果一致。

### 3 结论

1)柴油污染土壤低温热处理试验表明,随着加热温度的升高,污染土壤总石油烃(TPH)去除率也不断提高,当温度高于 250 °C 时,污染土壤 TPH 去除率达到了 99% 以上。在 250 °C 时,随加热时间延长,污染土壤 TPH 去除率也不断提高,加热 10 min 后,污染土壤 TPH 去除率为 94%,低于土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准中规定的一类用地 TPH 筛选值 826 mg/kg。

2)元素分析结合柴油污染土壤热处理后颜色变黑,说明柴油在热处理过程中发生了炭化,这是污染土壤中柴油去除的主要反应机制。

3)低温热处理后土壤颜色由浊黄橙变为灰黄棕,彩度、明度和土壤有机碳降低,土壤 pH、土壤质地、阳离子交换量、田间持水量、总氮等理化性质变化较小, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 加热后大幅升高

4)目前我国热修复工程实施较多,但缺乏对修复后土壤性质变化进行综合评估,研究结果可为热修复后土壤的再利用(生态用地和农田等)提供借鉴。

### 参考文献:

- [1] 杜卫东, 万云洋, 钟宁宁, 等. 土壤和沉积物石油污染现状[J]. 武汉大学学报(理学版), 2011, 57(4): 311-322.
- [2] 刘五星, 骆永明, 滕应, 等. 石油污染土壤的生态风险评估和生物修复 II. 石油污染土壤的理化性质和微生物生态变化研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(5): 848-853.
- [3] 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.
- [4] 李永涛, 罗进, 岳东. 热活化过硫酸盐氧化修复柴油污染土壤[J]. *环境污染与防治*, 2017, 39(10): 1143–1146.
- [5] Lominchar M A, Santos A, de Miguel E, et al. Remediation of aged diesel contaminated soil by alkaline activated persulfate[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 622/623: 41–48.
- [6] 黄昭露, 陈泉源. 对柴油污染土壤洗涤修复表面活性剂的筛选及增效机制探究[J]. *环境科学与技术*, 2016, 39(4): 16–21, 167.
- [7] 李晓东, 许端平, 张倩, 等. SDBS 在土壤中的吸附及对淋洗柴油效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(7): 4390–4396.
- [8] 李莎莎, 孙玉焕, 胡学锋, 等. 表面活性剂对土壤中石油类污染物的洗脱效果研究[J]. *土壤*, 2016, 48(3): 516–522.
- [9] 高闯, 张全. 生物刺激与生物强化联合修复柴油污染土壤[J]. *化工环保*, 2015, 35(2): 142–146.
- [10] 刘沙沙, 陈志良, 董家华, 等. 生物通风法修复柴油污染土壤模拟实验研究[J]. *土壤*, 2014, 46(2): 339–346.
- [11] 刘沙沙, 陈志良, 刘波, 等. 土壤气相抽提技术修复柴油污染场地示范研究[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(1): 172–175, 181.
- [12] Risoul V, Richter H, Lafleur A L, et al. Effects of temperature and soil components on emissions from pyrolysis of pyrene-contaminated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, 126(1/2/3): 128–140.
- [13] 陈星, 宋昕, 吕正勇, 等. PAHs 污染土壤的热修复可行性[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(10): 2833–2844.
- [14] 夏天翔, 姜林, 魏萌, 等. 焦化厂土壤中 PAHs 的热脱附行为及其对土壤性质的影响[J]. *化工学报*, 2014, 65(4): 1470–1480.
- [15] Risoul V, Renaud V, Trouvé G, et al. A laboratory pilot study of thermal decontamination of soils polluted by PCBs. Comparison with thermogravimetric analysis[J]. *Waste Management*, 2002, 22(1): 61–72.
- [16] Vidonish J E, Alvarez P J J, Zygorakis K. Pyrolytic remediation of oil-contaminated soils: reaction mechanisms, soil changes, and implications for treated soil fertility[J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2018, 57(10): 3489–3500.
- [17] Li D C, Xu W F, Mu Y, et al. Remediation of petroleum-contaminated soil and simultaneous recovery of oil by fast pyrolysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(9): 5330–5338.
- [18] Huang Y T, Hseu Z Y, Hsi H C. Influences of thermal decontamination on mercury removal, soil properties, and repartitioning of coexisting heavy metals[J]. *Chemosphere*, 2011, 84(9): 1244–1249.
- [19] Ma F J, Zhang Q, Xu D P, et al. Mercury removal from contaminated soil by thermal treatment with FeCl<sub>3</sub> at reduced temperature[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 388–393.
- [20] Vidonish J E, Zygorakis K, Masiello C A, et al. Thermal treatment of hydrocarbon-impacted soils: a review of technology innovation for sustainable remediation[J]. *Engineering*, 2016, 2(4): 426–437.
- [21] Vidonish J E, Zygorakis K, Masiello C A, et al. Pyrolytic treatment and fertility enhancement of soils contaminated with heavy hydrocarbons[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5): 2498–2506.
- [22] Pape A, Switzer C, McCosh N, et al. Impacts of thermal and smouldering remediation on plant growth and soil ecology[J]. *Geoderma*, 2015, 243/244: 1–9.
- [23] 中华人民共和国环境保护部. 水质 石油类和动植物油类的测定 红外分光光度法: HJ 637—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [24] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [25] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准: GB 36600—2018[S]. 北京: 中国标准出版社.
- [26] O'Brien P L, DeSutter T M, Casey F X M, et al. Implications of using thermal desorption to remediate contaminated agricultural soil: physical characteristics and hydraulic processes[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2016, 45(4): 1430–1436.
- [27] 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): 1–10.
- [28] Usman M. Comment on “thermal remediation alters soil properties - A review”[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 249: 107051.
- [29] Badía D, Martí 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.
- [30] 杨帆, 徐洋, 崔勇, 等. 近 30 年中国农田耕层土壤有机质含量变化[J]. *土壤学报*, 2017, 54(5): 1047–1056.
- [31] O'Brien P L, DeSutter T M, Casey F X M, et al. Wheat growth in soils treated by ex situ thermal desorption[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2017, 46(4): 897–905.
- [32] Bonnard M, Devin S, Leyval C, et al. The influence of thermal desorption on genotoxicity of multipolluted soil[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010, 73(5): 955–960.
- [33] Sierra M J, Millán R, López F A, et al. Sustainable remediation of mercury contaminated soils by thermal desorption[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(5): 4898–4907.
- [34] 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.
- [35] Roh Y, Edwards N T, Lee S Y, et al. Thermal-treated soil for mercury removal: soil and phytotoxicity tests[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(2): 415–424.
- [36] Glass D W, Johnson D W, Blank R R, et al. Factors affecting mineral nitrogen transformations by soil heating: a laboratory-simulated fire study[J]. *Soil Science*, 2008, 173(6): 387–400.