

# 挥发及半挥发有机物污染场地蒸汽抽提修复技术原理与影响因素

刘少卿<sup>1</sup>, 姜林<sup>2</sup>, 黄喆<sup>1</sup>, 李艳霞<sup>1</sup>, 林春野<sup>1\*</sup>

(1. 北京师范大学环境学院, 水环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875; 2. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037)

**摘要:**土壤蒸汽抽提技术(soil vapor extraction, SVE)因其对挥发性/半挥发性有机物污染土壤治理的有效性、经济性和环境友好性,被广泛用于该类有机物污染土壤的修复. 本文介绍了 SVE 技术的基本原理和工程技术实施的基本步骤,并且讨论了影响 SVE 修复技术的因素和 3 种 SVE 强化技术,最后概述了我国对 SVE 技术的研究和应用.

**关键词:**土壤蒸汽抽提;土壤修复;挥发性;半挥发性;有机物

中图分类号:X53 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)03-0825-09

## Basic Principle and Impact Factors of Soil Vapor Extraction (SVE) Technology for Remediation of Contaminated Soils by Volatile and Semivolatile Organics

LIU Shao-qing<sup>1</sup>, JIANG Lin<sup>2</sup>, HUANG Zhe<sup>1</sup>, LI Yan-xia<sup>1</sup>, LIN Chun-ye<sup>1</sup>

(1. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China)

**Abstract:** Because soil vapor extraction (SVE) is an effective, economic, and environmentally benign technology to remediate soils contaminated by volatile and semivolatile organics, it has been widely used in the remediation of these soils. The objectives of this paper were to introduce the basic principle of SVE and general steps of constructing SVE engineering, discuss major impact factors on remediation efficiency of SVE technology, and describe three kinds of enhanced SVE technologies. Finally, study and application progress of SVE technologies in China was introduced.

**Key words:** soil vapor extraction (SVE); soil remediation; volatile; semivolatile; organics

土壤是陆地植物生长的根基,是陆表生态系统的重要组成部分,也是物质生物地球化学循环最活跃的圈层. 当土壤中有害物质含量超过土壤的自净能力时,会引起土壤组成、结构和功能的变化,导致土壤污染. 我国受有机物(农药、石油烃和 PAHs)污染的农田面积达  $3.6 \times 10^7 \text{ hm}^2$ ; 其中农药污染面积约为  $1.6 \times 10^7 \text{ hm}^2$ , 油田开采造成的严重石油污染土地面积达  $1 \times 10^4 \text{ hm}^2$ , 石油炼化业也使大面积土地受到污染<sup>[1]</sup>. 油田勘探、开采和油品储存、运输和使用过程中发生的各种泄漏事故,造成了严重的土壤石油污染<sup>[2,3]</sup>. 土壤污染关系到农产品质量、人体健康和生态安全,因此土壤生态环境的保护、治理与修复已引起广泛关注. 因此世界各国开始重视污染土壤修复技术的研发与应用.

针对石油产品中挥发性/半挥发性有机物(VOCs/SVOCs)污染土壤,目前一般采用蒸汽抽提(soil vapor extraction, SVE)、生物通风及两者复合技术修复<sup>[2~4]</sup>. 自 80 年代美国工程兵公司研发了蒸汽抽提技术以来,该技术广泛应用于挥发性/半挥发

性有机物污染土壤的修复<sup>[4]</sup>. 据美国超级基金统计,1982~2005 年采用蒸汽抽提、焚烧、固化/稳定、生物修复等技术修复了美国 1 104 个污染场地土壤;其中,蒸汽抽提技术修复场地的数量和土壤体积均列首位<sup>[4]</sup>. SVE 亦被称为“土壤通风”或“真空抽提”,是一种土壤原位修复技术. 因其对挥发性/半挥发性有机物污染的土壤及地下水治理的有效性、经济性和环境友好性,20 世纪 80 年代被美国环保局(EPA)列为“革命性技术”大力倡导应用<sup>[4]</sup>. 近年来,研究人员不断改进 SVE 技术,研发了 SVE-生物通风复合技术、热强化 SVE 技术、空气注射 SVE 技术等.

本文归纳和阐释了 SVE 技术的原理、影响因素及应用,以期为我国挥发性/半挥发性有机物污染土壤的修复提供参考和借鉴,对我国石油化工污染场

收稿日期:2010-07-27;修订日期:2010-09-13

基金项目:北京市科委重大项目(D08040000360000);中央高校基本科研业务费专项

作者简介:刘少卿(1987~),男,硕士研究生,主要研究方向为环境化学, E-mail: liushaoqing@mail.bnu.edu.cn

\* 通讯联系人, E-mail: c.lin@bnu.edu.cn

地的修复具有一定的实际意义。

## 1 SVE 技术基本原理

有机污染物进入土壤/沉积物多孔介质后的迁移转化途径包括:①微生物和化学降解,②吸附与解吸,③通过多孔介质迁移到地下和地表水体,④动植物吸收及降解,⑤通过孔隙气体与大气交换迁移

到大气.土壤蒸汽抽提技术基于多孔介质孔隙气体与大气的交换,采用空气注射和/或抽提人为驱动力,加速孔隙气体与大气的交换速率,进而促进多孔介质中挥发性/半挥发性有机物从固相和液相到气相转变、从微孔向大孔隙扩散.为增加压力梯度和空气流速,很多情况下同时向污染土壤/沉积物中注入空气和从该区域抽出孔隙气体(图1).

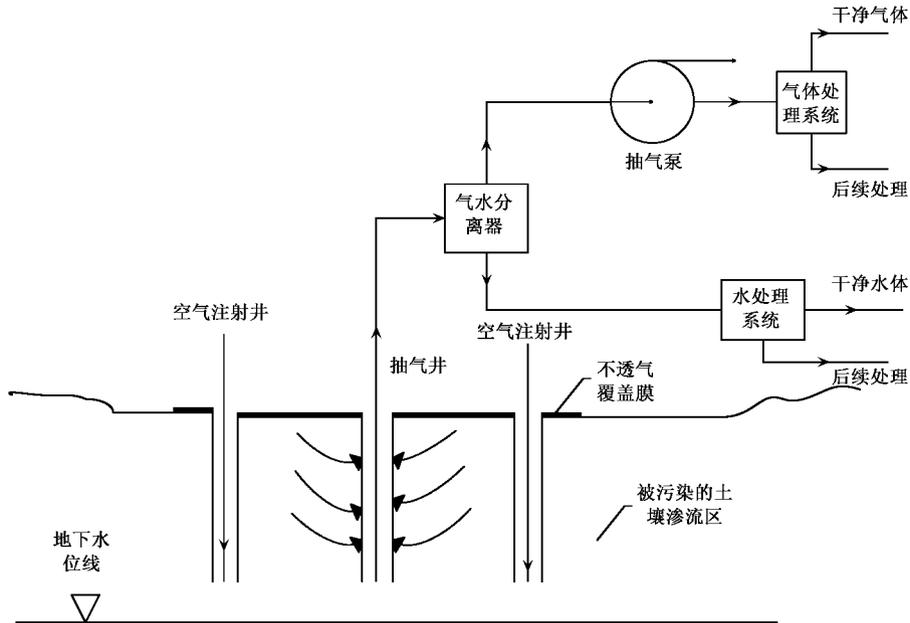


图1 一般的SVE工程示意<sup>[5]</sup>

Fig. 1 Schematic graph of generic soil vapor extraction system

图1展示了SVE系统工程示意图,主要包括空气注射井和抽气井、气水分离器、吹风机和/或真空泵、尾气处理系统,一层覆盖在污染区域地表的不透气塑料膜(以防止注气和抽气过程中的空气流短路)以及废水处理系统.注气井和抽气井的底部一般在地下潜水面以上.

## 2 SVE 的影响因素

SVE对土壤中VOCs/SVOCs的去除主要受以下物理化学过程控制:污染物气体在大孔隙或中孔隙的水平层流运移,VOCs/SVOCs从微孔隙向中孔隙/大孔隙的扩散,挥发过程,吸附解吸和生物降解以及扩散作用过程<sup>[5]</sup>.图2示意了VOCs在高度异质土壤/沉积物多孔介质污染区域的赋存形态和迁移转化过程<sup>[5]</sup>:①以气态形式存在于孔隙中,②以非水相液态形式存在于土壤颗粒间的毛细管孔隙中,③以溶解态形式存在于孔隙水中,④以吸附态形式存在于矿物颗粒表面及有机质中.在注气和抽

气过程中,VOCs/SVOCs通过层流、挥发、解吸、过散等过程,随孔隙气体迁移到地表.

图3中阐释了VOCs/SVOCs在土壤/沉积物中赋存形态和迁移转化受多孔介质性质和污染物性质的影响,其中 $c_a$ 、 $c_w$ 和 $c_s$ 分别代表VOCs在气相、液相和固相中的分配浓度, $K_H$ 代表亨利常数, $K_p$ 代表固-气两相分配常数, $K_d$ 代表固-液两相分配常数, $\rho_b$ 代表土壤容重.因此,SVE的运行效果受到一些因素的影响和制约,主要包括有机污染的饱和蒸汽压、环境温度、气体抽气速率、土壤通气性、土壤湿度以及土壤有机质含量等.

### 2.1 有机物的饱和蒸汽压与环境温度

一定温度下,与同种物质的液态(或固态)处于平衡状态的蒸汽所产生的压强叫饱和蒸汽压.饱和蒸汽压随温度变化,温度越高,蒸汽压越大,当然还和物质化学结构有关.纯液体的饱和蒸汽压与温度的关系用克劳修斯-克拉贝龙(Clausius-Clapeyron)方程式描述.

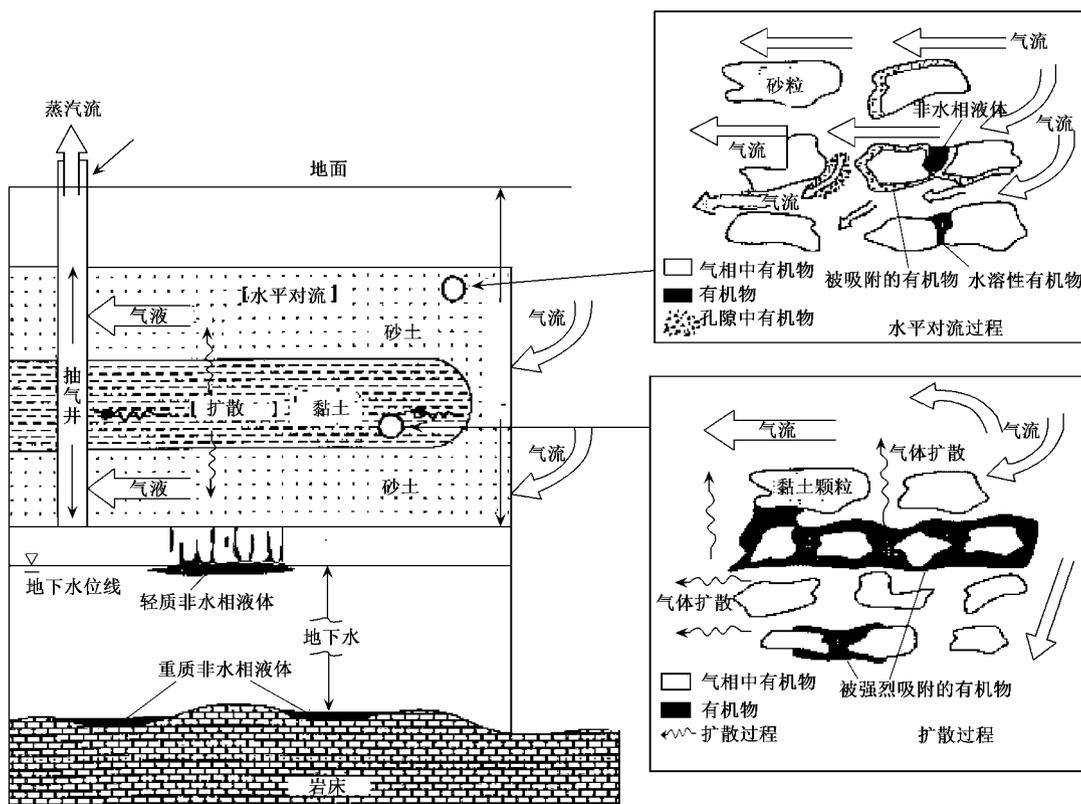


图 2 VOCs/SVOCs 在土壤/沉积物多孔介质中的赋存形态和迁移示意<sup>[5]</sup>

Fig. 2 Partitioning and transport processes of VOCs/SVOCs in the porous media of soil/sediment

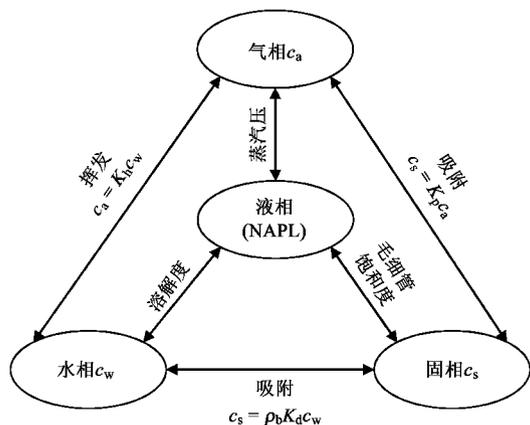


图 3 VOCs 在土壤中转化过程示意<sup>[5]</sup>

Fig. 3 Transformation of VOCs in soils

$$\lg P = A - \frac{B}{C + T}$$

式中,  $A$ 、 $B$ 、 $C$  均为常数,  $T$  为温度 (K),  $P$  为饱和蒸汽压 (Pa). 一般情况下, 当温度为 20℃ 时, 蒸汽压 > 133.3 Pa, 亨利常数 > 0.01 的有机物, 如己烷、苯、甲苯等可用 SVE 技术有效去除, 汽油产品中大部分组分满足 SVE 技术对蒸汽压的要求. 低挥发性有机

污染物不宜使用 SVE 技术修复. 影响气体蒸汽压的主要因素是环境温度, 环境温度越高, 有机物饱和蒸汽压越大, 越易挥发, 有利于 SVE 技术修复. 此外, 土壤环境温度升高, 有助于土壤颗粒中吸附态有机物的解吸, 加速 VOCs 蒸汽态形成. 文献 [6 ~ 8] 报道对于中等分子量的有机化合物, 温度每升高 10℃, 蒸汽压升高 4 倍. 研究发现加热土壤从 20 ~ 100℃ 导致三氯乙烯 (TCE) 的挥发性增加了 11 ~ 18 倍, 在空气和水中的扩散系数增加了 1.3 ~ 1.5 倍. Hilberts 等<sup>[9]</sup> 用蒸汽喷射加热技术验证了加热能增强去污能力的假设. Oma 等<sup>[10]</sup> 针对施工现场条件, 采用 4 种不同电加热技术: 直流电弧加热, 交流电弧加热, 直流电阻加热, 交流电阻加热, 以二氯酚与六氯苯为研究对象, 在实验室做了半挥发测试, 结果表明: 直流电弧加热技术能有效去除高沸点有机污染物. Price 等<sup>[11]</sup> 用无线电波加热技术加快土壤净化, 治理时间可从 2 a 缩短到 4 个月左右. Poppendieck 等<sup>[12]</sup> 研究了微波加热技术对土壤气相抽提的可行性, 结果表明, 当环境温度上升使污染物饱和蒸汽压达到 70 Pa 以上时, SVE 技术就能够去除大部分的

有机污染物<sup>[5]</sup>. Heron 等<sup>[13]</sup>以 TCE 污染物为研究对象,在二维土箱中开展了电阻加热强化研究,实验结果表明,在 23℃ 下,TCE 的去除效率很低,预计去除时间需要 1 年多;在 85℃ 和 100℃ 下,TCE 的迁移通量分别增加了 2.6 倍和 19 倍;在 100℃ 下,经过 37d 的 SVE 处理,TCE 的去除效率达到 99.8%.

## 2.2 气体抽气速率

抽气引起的真空及注入土壤孔隙中的空气会促使土壤中非水相液体 (NAPLs) 的挥发、孔隙水中溶解态污染物挥发以及吸附态有机污染物的解吸,进而提高 SVE 技术的修复效果<sup>[14]</sup>. 因此,提高抽气速率,在不导致土壤介质中优先流的条件下,一般能缩短 SVE 技术修复污染场地的时间. 但是,提高抽气速率,需要增加设备投资和能耗,而且经常导致拖尾效应. 过高的抽气速率还可能导致土壤介质中的优先流,因而极大地降低修复效率. 因此,确定最佳抽气速率极为重要. Crow 等<sup>[15]</sup>设计和实施了 SVE 系统,用以修复汽油污染的毛细管区域,结果表明随着抽气速率增加,汽油去除速率增加,土壤中汽油蒸汽浓度下降速率取决于抽气流速. Fall 等<sup>[16]</sup>设计了类似的 SVE 系统,但采用间歇抽气运行模式,结果表明该运行模式与 Crow 等<sup>[15]</sup>的连续运行模式所需要的修复时间基本相同. Alvim-Ferraz 等<sup>[17]</sup>运用一维土柱模拟了不同抽气速率下 SVE 对环己胺去除的影响,结果表明不同的抽气速率对环己胺的修复效率都在 97% 以上,但是从修复速度和成本上综合评估,低抽气速率更适合作为 SVE 的最佳抽气速率. 在实际的 SVE 修复过程中,最佳抽气速率随场地特性而变化. 一般情况下,要完成修复目标,需要抽气体积达到 5 000 个土壤孔隙体积,抽气速率为每天 10 个土壤孔隙体积<sup>[5]</sup>. Charles 等<sup>[18]</sup>运用混合整数法与 AIR 3D 模型软件优化设计 SVE 修复的抽气速率和布井位置等参数. 但是,由于土壤特性的空间变异,气体在多孔介质中的运移路线极其复杂,最佳抽气速率的确定往往需要在系统运行过程中摸索确定.

## 2.3 土壤通气性

土壤本征渗透率是定量表述土壤通气性能的参数. 其数值可通过土壤饱和导水率,采用下列方程估算:

$$k = K \frac{\mu}{\rho g}$$

式中, $k$  是土壤本征渗透率 ( $\text{cm}^2$ ), $K$  是饱和导水率 ( $\text{cm/s}$ ), $\rho$  为流体密度 ( $\text{g/cm}^3$ ), $g$  为重力加速度

( $\text{cm/s}^2$ ), $\mu$  是水的黏度 [ $\text{g}/(\text{cm} \cdot \text{s})^{-1}$ ]. 当土壤  $k \geq 10^{-8} \text{ cm}^2$  时,采用 SVE 技术修复挥发及半挥发有机物污染场地一般是有效的;当  $10^{-8} \text{ cm}^2 \leq k \leq 10^{-10} \text{ cm}^2$  时,需要针对具体场地进一步评估 SVE 技术的有效性;当  $k \leq 10^{-10} \text{ cm}^2$  时,一般不建议采用 SVE 技术修复挥发及半挥发有机物污染场地. 对于实际的 SVE 工程设计,场地土壤导气性通常受到孔隙度、孔隙大小和分布、饱和度、土壤质地异质性等因素影响. Fen 等<sup>[19]</sup>研究表明,土壤颗粒粒径、土壤孔隙度、土壤渗透性的空间变异对 SVE 技术修复效率有很大影响. 在大尺度的场地修复过程中,由于土壤质地和水分含量的空间变化,特别是土壤水分的纵向分异,将导致土壤导气率的空间变化. James 等<sup>[20]</sup>研究了土壤本征导气率与 SVE 净化时间的关系,结果表明土壤本征导气率对于 VOCs 的去除时间有重要影响,本征导气率越高,VOCs 的去除时间越短. Frank 等<sup>[21]</sup>研究认为,土壤的通透性是主要因素,是设计 SVE 系统的标准,他研究了用气压装置改变土壤内部结构,以改善土壤导气率. 这类技术能够加快气体流通,加快污染物净化效率;在加快治理速度,降低治理成本方面存在着巨大潜力.

## 2.4 土壤湿度

土壤含水量是影响 SVE 应用的重要因素,水分、空气、以及 NAPLs 竞争土壤孔隙,水分含量升高导致空气流动通道的减小,SVE 修复效果降低<sup>[22,23]</sup>. Johnson 等<sup>[24]</sup>用土柱实验研究了土壤湿度对 VOCs 分布的影响,结果表明湿土的修复时间是沙土的 2~3 倍. Fisher 等<sup>[25]</sup>的实验结果表明,抽气 25 h 能去除干燥土壤中 97% 的甲苯,而对于潮湿的土壤,抽气 70h 仅去除 72% 的甲苯. Albergaria 等<sup>[26]</sup>运用一维土柱模拟了不同湿度条件下 SVE 技术对环己胺去除的影响,实验表明湿度越高,去除土壤中环己胺所需时间越长,效率越低. Yoon 等<sup>[27]</sup>研究了在一维条件下,湿度对 SVE 修复过程中 NAPL 态向气态转化过程的影响,结果表明在土壤湿度 61% 的条件下,液气转化过程受到限制,并且去除过程很快出现拖尾. 另一方面,土壤湿度对土壤中污染物的气相分布有很大影响,土壤湿度的增加会降低土壤微粒对有机分子的吸附,加快污染物治理进程. Harper 等<sup>[22]</sup>分别研究了湿度为 0%、16% 和 22% 这 3 种情况下的 SVE 传质过程,结果表明,在 22% 的湿度条件下,NAPL 态的去除过早地受到传质过程的限制而影响 SVE 的去除效果. Poulsen 等<sup>[28]</sup>研究表明,在干燥的土壤中,污染物被土壤颗粒吸附后会

降低自身的逸度值,影响污染物在土壤孔隙空气中的挥发速率,如果注入一定量的水以增加土壤含水量,则吸附态 VOCs 会释放出来,加快 SVE 修复速率.因此,土壤水分含量过高和过低都会降低 SVE 技术的修复效率.

## 2.5 土壤有机质含量

土壤有机质是由脂肪链和芳香环链接而成的大分子有机物.由于其分子内部同时具有极性和非极性区域,因此能同时吸附极性和非极性有机污染物.土壤有机质是土壤中重要的吸附剂,即使含量很低,也能大量吸附土壤中的有机污染物,进而影响 SVE 修复挥发/半挥发有机物污染场地的效率. Sun 等<sup>[29]</sup>实验结果表明,当土壤中有有机质含量从 6.8% 升高到 28.5% 时,SVE 修复萘污染土壤的效率从 75% 下降到 5%. Albergaria 等<sup>[26]</sup>运用一维土柱研究了土壤有机质含量对环己胺去除的影响,表明土壤有机质含量越高,采用 SVE 技术去除土壤中环己胺所需时间越长,效率越低.但是,当土壤中有有机污染物含量过高时,如形成非水相液体(NAPL),土壤有机质含量对 SVE 技术修复有机物污染土壤的效率影响很小;仅当土壤中 NAPL 随修复进程逐渐消失,土壤有机质吸附有机污染物导致的 SVE 技术修复效率的下降才会凸显出来.

## 2.6 其他因素

土壤结构和分层是影响 SVE 修复的重要因素.如果修复区域内含有砾石层或裂隙,在抽气过程中,气体会优先沿着孔隙较大的砾石层或裂隙运动,而不流经修复区域大部分的土壤孔隙,产生优先流现象.优先流的产生会极大地降低 SVE 技术修复有机物污染场地的效率,是导致拖尾效应的主要原因之一.因此,采用 SVE 技术修复类似区域时,科学合理布设注气井和抽气井以及相应的管道至关重要.

归纳总结以上各种因素,SVE 修复技术一般适用下述场地条件和污染物(表 1).

## 3 SVE 强化修复技术

由于 SVE 修复技术的适用性受到土壤导气性、土壤湿度、有机物挥发性等因素的影响,以及其在修复地下水位附近毛细饱和区域的困难;因此,近些年发展了一些以 SVE 过程为主的热强化修复技术.此外,结合生物降解技术的优点,又发展了新型的生物强化 SVE 修复技术.

### 3.1 蒸汽/热空气注射-SVE 修复技术

蒸汽注射-SVE 技术将热蒸汽注入污染区域,以

表 1 土壤蒸汽抽提(SVE)修复技术的适用范围<sup>[30]</sup>

Table 1 Parameters of soils and contaminants and SVE effectiveness

项目	一般适用于	一般不适用于
污染物		
主要形态	气态或蒸发态	固态或强吸附态
蒸汽压(20℃)/Pa	$>1.33 \times 10^4$	$<1.33 \times 10^3$
水中溶解度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$<100$	$>1000$
亨利定律常量	$>0.01$	$<0.01$
土壤		
温度/℃	$>20$	$<10$
湿度/%	$<10$	$>10$
空气传导率/ $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	$>10^{-4}$	$<10^{-6}$
组成	均匀	不均一
地下水深度 <sup>[31]</sup> /m	$>3$	$<0.9$

提高污染区域介质温度,进而加速有机污染的蒸发,提高流体流速,最终提高 SVE 技术修复效率.蒸汽注射-SVE 技术可以修复挥发性较低的有机物污染场地.这项技术在美国一些污染场地已经成功运用.例如,利用蒸汽注射-SVE 技术成功地修复了美国南加利福尼亚州维塞利亚市中的 Edison 林地中杂芬油以及相关的有机物污染场地.1984 年美国加州 Rainbow 输油管道破裂,大约 70 000 ~ 135 000 加仑的柴油泄漏到周围的土壤,在地下水位区域形成 NAPL.1991 年开始采用蒸汽注射-SVE 技术修复该污染区域.设计系统包括 35 个蒸汽注射井和 38 个抽气井.蒸汽注射井的间距约为 20 m,而抽气井的间距约为 15 m.经过约 2 年的修复,从污染区域抽取出大约 16 000 加仑的柴油.蒸汽注射-SVE 技术的运用很大程度上增加了对 NAPL 的修复效果.与蒸汽注射-SVE 强化技术相似,热空气注射-SVE 强化技术也得到了较为广泛的应用.而且,热空气注射-SVE 强化技术的费用一般低于蒸汽注射-SVE 强化技术的费用.热空气注射技术的优点是不会增加土壤湿度,但是空气的热容量低于蒸汽的热容量,因此,热空气注射的升温效果低于蒸汽注射.

### 3.2 电磁波加热-SVE 修复技术

电磁波(radio frequency heating, RFH)技术利用高频电压产生的电磁波对污染场地土壤加热,加速土壤中有机污染物挥发和解吸(即从固相和液相向气相转化),同时也可提高流体的流速进而增加 SVE 技术修复有机物污染土壤的速率及效率.研究表明,利用该技术加热可使土壤温度升高到 300℃

以上;因此绝大部分有机物污染的土壤都能运用 RFH-SVE 技术修复<sup>[5]</sup>. RFH-SVE 技术修复污染场地过程中,随着土壤湿度的逐渐降低,土壤介质的导热能力下降,加热的效率会逐渐降低.因此,必须输入水分以保持适合的土壤湿度. RFH 系统的设计及操作参数与土壤特性有关<sup>[32]</sup>.

1996 年,美国 Kai 公司采用 RFH-SVE 技术修复加油站泄漏污染场地.采用电磁波的功率和频率分别为 5 kW 和 27.12 MHz.在 3 周的修复过程中,大约 2 300 kW·h<sup>-1</sup> 能量被输入到污染区域土壤.加热装置附近土壤温度从 8℃ 升高到 100℃,距离加热装置约 2 m 处土壤温度升高到 40℃.经过 3 周的修复,土壤中汽油的浓度下降了 2 倍,地下水位附近区域汽油浓度下降了一个数量级.

### 3.3 生物强化 SVE 修复技术

土壤生物通风(SBV)技术一般是利用土壤中的微生物对不饱和区中的有机污染物进行生物降解的一种原位修复技术.可采用向不饱和区注入空气(或氧气)、添加营养物质(氮、磷、钾等)和接种特异工程菌等措施来提高生物通风过程中微生物的降解速率. SBV 修复技术也是一类原位修复技术.实际上, SBV 修复技术在设计上与 SVE 修复技术极为相似,主要区别在于 SBV 修复技术针对的是挥发性相对较低的可降解有机污染物.应当指出,无论是 SVE 修复技术,还是 SBV 修复技术,污染物都会通过挥发和降解 2 种途径从污染场地中去除.只是 SVE 修复技术的设计目标是实现污染物最快速度的挥发,而 SBV 修复技术的设计目标是实现污染物最快速度的降解.因此, SBV 的通气速率较小,而 SVE 较大.所以,在实际运行过程中,通过调节抽气、注气流速,实现 SVE 修复技术和 SBV 修复技术交替运行,完成挥发性污染物和可降解污染物复合污染场地的修复. Hinchee 等<sup>[33]</sup> 研究表明,一般每天 1 个土壤孔隙体积的通风速率能够满足 SBV 技术修复污染土壤的需求.最近的一些 SBV 中试试验和场地实际修复示范工程显示,最佳的通气量一般为每天 0.25 ~ 0.5 个土壤孔隙体积.由于可生物降解的有机污染物和挥发性有机污染物往往同时存在于污染场地,因此,采用生物强化 SVE 技术能够更有效地修复该类型污染场地.

## 4 SVE 工程的实施步骤

由于 SVE 技术的应用受到有机物特性和土壤特性及场地地理/地质条件等因素条件的制约,因此

采用 SVE 技术修复污染场地,一般按照以下步骤实施.

### 4.1 场地调查和评估

场址特征及污染调查是开展土壤和地下水修复的必要程序.通常需要经过场址特征及污染调查,才能确定污染的程度或范围,为进一步实施全面修复工程提供基础数据.场地特征调查和评估一般包括以下 2 点. ① 污染物方面:污染源、污染物释放量、污染物分布、污染物物理化学性质; ② 土壤基本性质:颗粒组成、比重、容重、孔隙度、渗透系数、有机质含量、含水率、pH 值、土壤质地、地下水位及水流方向等.场地调查是获取第一手场地资料的必要手段,对于后续的 SVE 工程有重要作用<sup>[34]</sup>.

### 4.2 室内模拟实验

通过室内土柱模拟实验研究,确定 SVE 工程的一些设计参数,如土壤导水率、污染物扩散系数等.土柱实验一般包括以下几个部分:一个装有 3 ~ 5 kg 污染场地土壤,直径 5 ~ 10 cm、高 30 ~ 50 cm 的圆柱,活性炭吸附柱,气体流量计,真空泵,真空压力表以及分析仪器.图 4 为一个典型的土柱模拟实验装置系统.如果场地土壤介质中存在较大的石块或者有较高的空间异质性时,室内土柱模拟的结果与场地实际情况差异较大<sup>[5]</sup>.

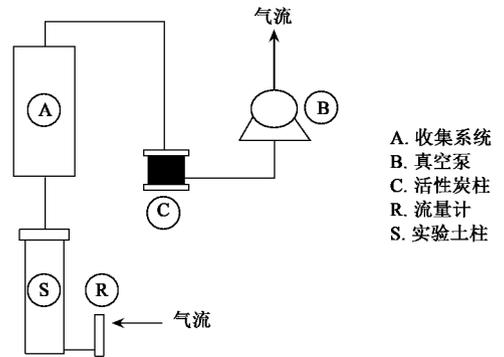


图 4 实验室内土柱模拟装置示意<sup>[15]</sup>

Fig. 4 Schematic graph of the soil column simulation in lab

### 4.3 现场中试试验

现场中试是为了获得工程现场的设计和运行参数. SVE 修复有机物污染土壤的去除效率主要受抽气量(用抽气时间和孔隙体积数表示)、抽气速率、土质、土壤含水率及温度等参数的影响.因此,通过现场中试试验确定: ① 抽气井真空(或注气井压强)与抽气量(或注气量)关系; ② 抽出气体污染物浓度与时间关系; ③ 抽气速率、治理时间与污染物去除

率的关系;④土壤含水率与污染去除率的关系.研究确定单井有效半径、井头压力、抽/注气流量等参数.图5为现场中试试验的示意图,主要由抽气井,监测井,真空泵,尾气处理系统以及气体收集分析系统.中试试验主要分为阶梯性测试(主要确定抽风机功率等参数)和连续性测试(主要确定抽气效果和效率)<sup>[5]</sup>.中试试验是实现最终SVE系统整体运行的重要过程.但是,当场地受到突发性挥发性有机物污染,并且环境风险情况较危急时,中试场地试验可以忽略<sup>[5]</sup>.

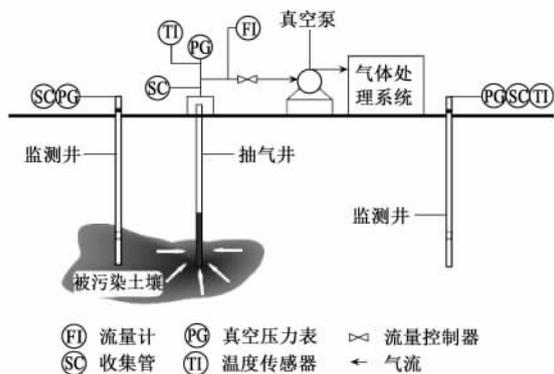


图5 SVE现场中试试验系统示意

Fig. 5 Schematic graph of pilot test of SVE system on site

#### 4.4 SVE系统整体安装和运行

整套SVE系统设备一般包括抽风机,颗粒过滤罐,汽水分离罐,真空压力表,温度传感器,尾气处理设备(焚烧炉或活性炭过滤柱),废水处理设备以及加热装置(可选项).整个安装过程之前,应当结合室内模拟数据,场地中试试验数据以及运行成本、时间、修复目标等方面,选择适当的注气/抽气井数目和位置,抽气速率,抽气方式,每日运行时间等关键参数,以达到在最短时间、以最低成本去除大量有机污染物.针对原位土壤蒸汽抽提,如果SVE运行过程中,导致了地下水位上升,必须停止运行一段时间使地下水位回落到原来的水平.由于受吸附和气体扩散的限制,连续抽排治理过程中VOCs浓度快速下降,导致拖尾效应.为解决拖尾效应,可降低抽气速率,或停止运行一段时间.此外,选择合适的尾气处理系统也很重要,当尾气浓度较高时,可以采取焚烧处理;当浓度较低时,可采用活性炭过滤处理.焚烧产生的热量可以注入污染区域,实现热空气注射-SVE强化处理,提高修复效率.

#### 5 我国开展SVE技术研究、应用概况以及展望

我国在SVE技术研究方面起步较晚,主要集中在

在机制研究及模型计算方面.杨乐巍等<sup>[35]</sup>选取砂土作为实验室一维土柱通风实验的研究对象,考察了不同含水量条件下,苯在气-水-油-固四相共存的土壤蒸汽抽提体系中的相间传质过程;用局部相平衡模型及非平衡动力学模型预测结果,并与实验结果进行了比较.贺晓珍等<sup>[36]</sup>以我国南方典型土壤红壤(黏粒含量高的土壤)为实验土样,选用最常见的挥发性有机物苯作为目标污染物,采用一维土柱模拟SVE过程,研究了通风流量、土壤含水率以及间歇操作对苯污染红壤去污过程的影响.王喜和何炜<sup>[37~40]</sup>等分别研究了通风方式,抽气速率等因素对SVE修复效率的影响,并初步使用模型预测SVE的修复时间.黄国强等<sup>[41]</sup>采用Galerkin三角形有限单元法对复合地表边界的竖井土壤蒸汽抽提(SVE)稳态流动问题进行了数值模拟分析,采用一个稳定的交替方向有限差分(ADI)解出传质微分方程,从而实现多维情况下竖井SVE修复的完整模拟过程.马海斌等<sup>[42]</sup>在假定土壤中非水相液态有机物及抽排气体都为理想状态下,应用拉乌尔定律及达西方程,建立了一种简化机制模型,并给出了求解步骤及计算机求解程序算法流程.在应用方面,在北京市科委的资助下,相关科研单位正在原北京焦化厂场址污染场地开展原位和异位SVE技术的示范研究.

SVE技术具有设备简单、操作灵活、较高的净化效率、治理过程中对工作人员及周围环境危害小、治理费用低等特点,因此是最值得推荐的土壤污染治理技术<sup>[43]</sup>.以后研究与工程应用方面重点应当集中以下4点:①SVE技术修复场地过程中污染物浓度与去除时间的定量数学关系;②SVE实际工程技术中,包括真空压力,气体浓度等关键参数或因素的数值模拟;③SVE工程技术的优化设计与其他强化技术的耦合开发;④提高室内模拟实验对现场SVE技术的理论指导度.

#### 参考文献:

- [1] 李培军,刘宛,孙铁铮,等.我国污染土壤修复研究现状与展望[J].生态学杂志,2006,25(12):1544-1548.
- [2] 詹研,中国土壤石油污染的危害及治理对策[J].环境污染与防治,2008,30(3):91-93.
- [3] 刘五星,骆永明,滕彦,等.我国部分油田土壤及油泥的石油污染初步研究[J].土壤,2007,39(2):247-251.
- [4] USEPA. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (12<sup>th</sup>) 2007 [R]. EPA-542-R-07-012.
- [5] US Army Corps of Engineers. Soil Vapor Extraction and Bioventing [R]. Washington, DC: 2002.
- [6] Jury W A, Winer A M, Spencer W F, et al. Transport and transformations of organic chemicals in the soil-air-water

- ecosystem [J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 1987, **99**:120-164.
- [7] Heron G, Christensen T H, Enfield C G. Henry's law constant for trichloroethylene between 10 and 95°C [J]. *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**:1433-1437.
- [8] Heron G. Using elevated temperatures to enhance in-situ remediation in low-permeable soils and groundwater [A]. In: *Proceedings of ATV Meeting on Groundwater Contamination*[C]. Denmark; Academy of Technical Sciences, 1997. 257-271.
- [9] Hiberts B. *Proceedings of contaminated soil* [A]. In: *First Institute TNO Conference on Contaminated Soils* [C]. The Netherlands Organization for Applied Science Research, 1985. 679.
- [10] Oma K H, Farnsworth R K, Timmerman C L. Characterization and treatment of gaseous effluents from in-situ vitrification [J]. *Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle*, 1984, **4**(4): 319-341.
- [11] Price S L, Kasevich R S, Johnson M A, *et al.* Radio frequency heating for soil remediation [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1999, **49**(2):136-145.
- [12] Poppendieck D G, Loehr R C, Webster M T. Predicting hydrocarbon removal from thermally enhanced soil vapor extraction systems 1. Laboratory studies [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1999, **69**(1): 81-93.
- [13] Heron G, Zutphen M V, Christensen T H, *et al.* Soil heating for enhanced remediation of chlorinated solvents—a laboratory study on resistive heating and vapor extraction in a silty, low-permeable soil contaminated with trichloroethylene [J]. *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**:1474-1481.
- [14] Kaleris V, Croisé J. Estimation of cleanup time for continuous and pulse soil vapor extraction [J]. *Journal of Hydrology*, 1997, **194**:330-356.
- [15] Crow W L, Anderson E P, Minugh E M. Subsurface Venting of Vapors Emanating From Hydrocarbon Product on Ground Water [J]. *Ground water Monitoring Review*, 1987, **7**(1):51-56.
- [16] Fall E W, Pickens W E. In-situ hydrocarbon extraction [J]. *Environmental Consultants California Environment Science and Technology*, 1988, **22**(3):349.
- [17] Alvim-Ferraz M C M, Albergaria J T, Matosa C D. Soil remediation time to achieve clean-up goals II - Influence of natural organic matter and water contents [J]. *Chemosphere*, 2006, **64**:817-825.
- [18] Charles S, Sawyer M K. Optimal flow rates and well locations for soil vapor extraction design [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, **32**:63-76.
- [19] Fen C S, Chang C K. Influence of spatial variability of soil properties on mass removal for a soil vapor extraction system [J]. *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers*, 2007, **30**(6):997-1007.
- [20] James J, Wilson D J. Soil clean up by in-situ aeration. XIV. Effects of random permeability variations on soil vapor extraction clean-up times [J]. *Separation Science and Technology*, 1994, **29**(6):701-725.
- [21] Frank U, Barkley N. Remediation of low permeability subsurface formations by fracturing enhancement of soil vapor extraction [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1995, **40**:191-201.
- [22] Harper B M, Stiver W H, Zytner R G. Influence of water content on SVE in a silt loam soil [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1998, **124**:1047-1053.
- [23] Poulsen T G, Moldrup P, Yamaguchi T, *et al.* Predicting soil-water and soil-air transport properties and their effects on soil-vapor extraction efficiency [J]. *Ground Water Monitoring and Remediation* 1999, **19**(3):61-70.
- [24] Johnson R L, Palmer C D, Keely J F. Mass transfer of organics between soil, water and vapor phases; implications for monitoring, biodegradation and remediation [A]. In: *Proceedings of the NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater-Prevention, Detention and Restoration*[C]. National Water Well Association, Dublin, Ohio, 1987. 493-507.
- [25] Fischer U, Schulin R, Keller M, *et al.* Environmental and numerical investigation of soil vapour extraction [J]. *Water Resource Research*, 1996, **32**:3413-3427.
- [26] Albergaria J T, Alvim-Ferraz M C M, Matosa C D. Remediation efficiency of vapor extraction of sandy soils contaminated with cyclohexane; Influence of air flow rate, water and natural organic matter content [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **143**: 146-152.
- [27] Yoon H K. Effect of water content on transient nonequilibrium NAPL - gas mass transfer during soil vapor extraction [J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2002, **64**:1-18.
- [28] Poulsen G T, Moldrup P, Yamaguchi T, *et al.* VOC vapor sorption in soil: soil type dependent model and implications for vapor extraction [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1998, **124**(2):146-155.
- [29] Sun H W, Masafumi T, Michihiko I, *et al.* Short-and long-term sorption/desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons onto artificial solids; effects of particle and pore sizes and organic matters [J]. *Water Research*, 2003, **37**:2960-2968.
- [30] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [31] USEPA. How to evaluate alter native cleanup technologies for underground storage tank sites; A Guide for Corrective Action Plan Reviewers II soil vapor extraction 2004 [R]. EPA-510-R-04-002.
- [32] 黄国强, 李凌, 李鑫钢, 等. 土壤污染的原位修复[J]. *环境科学动态*, 2000, **3**:25-27.
- [33] Hincsee R E, Ong S K. A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons in soil [J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1992, **42**(10):1305-1312.
- [34] USEPA. *Site Characterization for Subsurface Remediation*[R]. EPA 625/R-91/026, Washington DC: 1991.
- [35] 杨乐巍, 沈铁孟, 肖锋, 等. 含有非水相液体(苯)的土壤气相

- 抽提体系传质实验研究[J]. 土壤学报, 2008, **45**(6): 1046-1050.
- [36] 贺晓珍,周友亚,汪莉,等. 土壤气相抽提法去除红壤中挥发性有机污染物的影响因素研究[J]. 环境工程学报, 2008, **2**(5): 679-683.
- [37] 王喜,陈鸿汉,刘菲,等. 依据挥发性污染物浓度变化划分土壤气相抽提过程的研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, **28**(5): 903-907.
- [38] 王喜,陈鸿汉,刘菲,等. 依据 VOC 浓度变化优化场地 SVE 通风流量的研究[J]. 环境工程(增刊), 2008, **26**: 192-195.
- [39] 何炜,陈鸿汉,刘菲,等. 土壤气相抽提去除土壤中汽油烃污染物柱试验研究[J]. 环境污染与防治, 2007, **29**(3): 186-189.
- [40] 何炜,陈鸿汉,刘菲,等. 通风速率对汽油污染土壤通风效率的影响及修复时间的预测[J]. 农业环境科学学报, 2007, **26**(6): 2062-2066.
- [41] 黄国强,李鑫钢,姜斌,等. 竖井 SVE 修复有机污染土壤的数值模拟分析[J]. 化工学报, 2003, **54**(8): 1134-1140.
- [42] 马海斌,夏新,李金惠,等. 油污染土壤气体抽排去污影响因素分析及机理模型[J]. 环境保护, 2002, **10**: 43-45.
- [43] USEPA. How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites. Office of Solid Waste and Emergency Response, US Environmental Protection Agency[R]. EPA 510-B-95-007, Washington, DC: 1995.