

氯代有机化合物污染土壤的修复技术

赵志强 牛军峰 全 燮

(大连理工大学环境科学与工程系 大连 116012)

摘 要 大多数氯代有机化合物具有较高的沉积物—水分配系数, 故在环境系统中其主要存在于土壤和沉积物中。因此土壤中氯代有机化合物的修复技术研究对于减少其在环境中的存量是十分重要的。氯代有机化合物污染土壤的修复技术主要可分为分离浓缩技术、转化分解技术和植物修复技术三大类。本文就各技术中的具体类型以及不同技术之间的结合使用作了系统概述。

关键词 氯代有机化合物; 难降解有机物; 土壤修复技术

氯代有机化合物普遍具有较高的沉积物—水分配系数, 故在环境中, 氯代有机化合物大多数积聚在土壤里。由于其不仅难降解, 危害性大, 而且分布广, 所以关于氯代有机化合物污染土壤的修复技术成为污染土壤修复技术领域的一大研究热点。近年来, 欧美诸国已投入大量人力、财力开展氯代有机化合物污染土壤的修复技术研究。1995 年仅德国就投资 60 多亿美元进行土壤修复; 美国已投入 100 亿美元对一万多个政府超级基金项目中的上千个开展了土壤的修复技术研究。

1 分离浓缩修复技术

所谓的土壤中氯代有机化合物分离浓缩修复技术是指通过解吸、洗脱、吸附和浓缩等物理化学过程将氯代有机化合物从土壤中去掉的污染治理方法。以下将从它的不同作用原理来具体说明。

1.1 热解吸法

热解吸法是指在足够高的温度和充足的处理时间下, 在有氧化/非氧化空气的密闭燃烧室内使污染土壤表面或孔隙中的有机污染物变成气体从燃烧室中去除的方法。依据加热方式的不同, 又可分为: 水蒸汽蒸馏法^[1], 高频电流加热法^[2], 微波增强的热净化法等。其中微波增强的热净化作用是最近兴起的一种热解吸法, 它能实现有机污染物的原位修复。这是因为微波辐射能穿透土壤、加热水和有机污染物使其变成蒸汽从土壤中排出。此法适用于清除挥发和半挥发性成分, 并且对极性化合物特别有效, Kawala 等曾报道了微波加热系统现场模拟净化处理三氯乙烯污染土壤的过程^[3]。影响土壤中有有机氯农药热解析处理的主要因素有: 土壤处理温度、总的处理时间、不同温度下相应的处理时间以及土壤的特征。其中主要的土壤特征为: 土壤湿度、颗粒粒径分布和腐殖物质与土壤的比重。土壤水分的挥发不仅消耗大量能量, 还会影响处理时间, 而土壤颗粒的粒径将会影响有机氯农药的传质和吸收, 有机氯农药在腐殖质上的吸收也可能会影响其去除效率^[4]。

1.2 真空吸引法

土壤气体真空吸引法(SVE)是用处于负压状态的处理装置将土壤中的有机化合物从土壤中解吸出来, 再将解吸气体进行吸附处理的一种物理化学修复技术。对于受挥发性有机

氯化物污染的土壤的净化来说, SVE 法是一种很有效的方法。在日本千叶县、熊本县等地已采用。一般利用粒状活性炭来吸附因负压作用而从土壤中解吸出来的气体, 但是活性炭的寿命短, 必须频繁交换, 同时, 在活性炭的交换过程中会对人体健康造成影响, 故三宅酉作建议使用纤维活性炭进行吸附。纤维活性炭不仅解吸速度快, 还可用水蒸汽解吸活性炭上的氯代有机化合物, 且活性炭可反复再生。另外, 三宅酉作还开发了用 SVE 法吸引土壤气体的处理装置^[5]。

1.3 土壤淋洗技术

淋洗技术是指利用物理化学过程去除非饱和或近地表饱和区土壤中污染物的方法。即先用水或含有某些能够促进土壤环境中污染物溶解或迁移的化合物(或冲洗助剂)的水溶液渗入或注入到被污染的土壤中, 然后再将这些含有污染物的水溶液从土壤中抽提出来并送到污水处理厂进行再处理的过程。由于大多数氯代有机化合物沉积物—水分配系数较大, 仅用水将其从土壤中淋洗下来的可能性不大, 所以高效的冲洗助剂对于该技术的应用显得尤其重要。表面活性剂是常用的污染土壤清洗剂, 非离子型表面活性剂海卫 X-100(Triton X-100)曾被用来清洗土壤中的三氯甲烷, 同时研究了土壤中有有机质含量、海卫 X-100 的浓度及其与土壤/污染物接触时间等因素对清洗效率的影响^[6]。Sun 等则研究了海卫 X-100 对土壤吸附 p, p' -滴滴涕、2, 2', 4, 4', 5, 5'-六氯联苯和 1, 2, 4-三氯苯性能的影响^[7]。由于化学表面活性剂不易降解且造成二次污染, 人们又转向使用生物表面活性剂, 它们通常比合成性表面活性剂的化学结构更为复杂, 单个分子占据更大的空间, 因而临界胶束浓度(CMC)较低, 清洗土壤有机物效果较好, 且更易生物降解。例如: 从 *Sapindus mukorossi* 果皮中提取的生物表面活性剂曾被应用于土壤中六氯苯(HCB)的清洗; 0.5%、1.0%生物表面活性剂溶液去除土壤中六氯苯的效率分别为清水的 20 倍和 100 倍^[8]。除表面活性剂外, 有机溶剂也可用来清除土壤中的有机污染物。如甲醇、2-丙醇等溶剂被用来萃取清洗土壤中高浓度的 p, p' -滴滴涕(DDT)、 p, p' -滴滴滴(DDD)、 p, p' -滴滴异(DDE)。当溶剂/土壤比为 1:6 时, 农药去除率可达 99%, 其中清除效率与萃取次数、溶剂/土壤比及土壤湿度有关^[9]。

2 转化分解修复技术

使土壤中的氯代有机化合物分解或转化为其它无毒或低毒性物质而得到去除的方法称为氯代有机化合物的土壤转化分解修复技术。由于氯代有机化合物转化和分解的机理各异, 所以转化分解修复技术的方式不同。主要有以下几类:

2.1 化学修复技术

化学修复技术主要依靠掺和的化学修复剂与土壤污染物发生化学反应, 从而使污染物得以降解或去除毒性。因此, 它一般不需要抽提含有污染物的土壤溶液到污水处理厂进行再处理这一环节。化学还原剂和氧化剂的加入, 不仅能够降低土壤污染物的毒性或降低土壤中污染物的含量, 而且可能形成毒性更大的副产物, 并降低土壤中有机物的水平。对于氯代有机化合物而言, 通常加入还原剂(如零价铁)使土壤中的氯代有机化合物进行脱氯反应, 但不能使其完全矿化, 脱氯还原产物仍需进一步处理。化学脱氯作用的反应速率不仅受到土壤水溶液的不良影响, 而且在实际应用中还涉及复杂的操作过程。因此, 今后的工作将主要针对上述问题的解决而开展^[10, 11]。

2.2 光催化修复技术

光催化氧化技术是一项新兴的深度氧化水处理技术,它有不需另加化学试剂、可在低压下进行、对温度要求不高、而且不产生光环化产物、催化剂成本也较低等许多优点。Pelizzetti 等人曾将光催化技术应用于含有 2-氯酚、2,7-二氯二苯并-二恶英(DCDD)和阿特拉津(Atrazine)土壤的修复。首先他们将污染土壤与 TiO_2 催化剂混合后配成悬浮水溶液,然后用模拟的太阳光进行照射,实验得出以下结论:(1)非常难降解的五氯代二恶英(PCDD)能在 TiO_2 存在下进行光解;(2)当光催化剂与土壤质量比为 1/5(总悬浮液浓度为 60g/L)时,光降解过程仍然十分有效;(3)悬浮态的 TiO_2 能与污染土壤很好地进行接触。该项技术只是进行了初步的实验可行性探讨,具体实施与应用还有待于进一步的验证^[12]。

2.3 电化学修复

电化学修复是指使用低能级的直流电流(几个安培/ m^2)穿过污染的土壤,通过电化学分解和电动力学迁移的复合作用使污染物从土壤中去除的过程。有研究表明,电化学法对污染物的转移和去除主要取决于以下几个因素:电极反应、pH 值、土壤表面化学、水系统的平衡化学、污染物的电化学特征和土壤基质的水文特征。而污染物去除的关键在于阳极反应形成的酸面的转移^[13]。这一技术与表面活性剂的配合使用对于去除土壤中不混溶性、非极性有机污染物有良好的效果^[14]。实验证明双连续微胶可以促进土壤和粘土中多氯联苯的电化学降解。双连续微胶是由热力学稳定的水、油和表面活性剂组成的混合物,其不仅可将多氯联苯从土壤中解吸出来,而且还可成为电化学降解的良好反应媒介。实验时,将多氯联苯污染的土壤与微胶混合,再进行超声震荡,然后放入电解槽中进行电解。结果表明,在微胶中电解有利于多氯联苯从土壤或沉积物中的去除^[14]。

2.4 微波分解与放射性辐射分解

2.4.1 微波分解 利用微波能量影响化学反应是近几年的事情,其不仅能使反应时间大为减少,在某些情况下,还能促进一些具体反应。在短短几分钟之内,无机氧化物与其它一些物质的混合物可以迅速达到 1200~1300℃。因此,人们想到在一密封系统内利用微波迅速升至高温,将土壤中的多氯联苯之类的氯代有机芳烃分解的土壤去污方法。利用微波能量热解六氯苯、五氯苯酚、2,2',5,5'-四氯联苯的 2,2',4,4',5,5'-六氯联苯的实验结果表明,在向土壤中加入 Cu_2O 或 Al 粉末,并加入浓度为 10mol/L 的 NaOH 溶液后,氯代芳烃分解速率更快。微波处理后,只有微量的分解产物从土壤中溢出,大多数的产物可能矿化,也可能紧紧吸附于土壤中^[15]。

2.4.2 放射性分解 Roger 等人报道了利用钴-60(^{60}Co)产生的 γ 射线对人为污染土壤的 2,3,7,8-四氯二苯并-p-二恶英(TCDD)进行分解的研究结果,并确定了一些重要参数(土壤含水量、表面活性剂类型/浓度、平衡时间和辐射剂量)及其最佳范围。为了探讨在土壤控制氧化和还原条件的重要性,进行了清除剂(N_2O 、 O_2 、2-丙醇)的研究。在选择反应条件下分析了反应副产物。把标准土壤(EPA SSM-91)用 2,3,7,8-四氯代二恶英(TCDD)人为污染到 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 土,在存在 25%的水和 2%的表面活性剂(RA-40)与高辐射量(800kgy)的条件下,获得了大于 92%的 TCDD 分解率,从而使土壤中最终 TCDD 的浓度下降到 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 土。清除剂与副产物的研究和假设指标分析计算的结果表明:TCDD 的分解主要由于直接辐射引起,并继而进行还原脱氯反应^[16]。后来, Roger 等人还研究了利用 γ -

辐射降解土壤中含氯二恶英的技术和经济可行性。用 800kgy 剂量的 γ 射线辐射, 可使土壤中 99% 的二恶英降解。此外, 还测定了破坏的起始途径, 确定了几个控制参数, 建立了降解的物料平衡。并在本地污染土壤中成功地验证了该模式的可应用性, 在 450kgy 剂量时破坏了约 75% 的二恶英。最后, 作者还利用土壤辐射的理论和概念建立了健全的工程设计依据, 并作了初步经济评估, 验证了辐射是比焚烧更经济的实用方法^[17]。

2.5 生物修复技术

在氯代有机化合物污染的土壤中, 人们发现了一定数量的降解菌群, 这些降解菌群的协同作用能够使氯代有机化合物逐步降解。而生物修复技术正是利用这些特殊菌群的作用来减少污染现场有害物的浓度或使其完全无害化的一种修复技术, 其新颖之处在于治理较大面积的土壤污染。然而对于难降解氯代有机化合物, 常常需要接种高效降解菌。例如: 阿特拉津在土壤中的半衰期超过一年, Nasser 从长期使用这种农药的土壤中分离到一个含有多种微生物的混合培养物; 在液体培养中, 7 天就可以将 0.56mmol/L 的阿特拉津矿化 96%; 在土壤中, 它可以将 0.14mmol/L 的阿特拉津在 25 天内完全降解, 145 天后, 它的中间产物羟基氯乙异丙嗪也在土壤中完全消失。同位素分析表明, 含有 0.14mmol/L 的阿特拉津的土壤, 接种降解菌后, 阿特拉津的矿化速度比不接种时提高了 20 倍^[18]。在表层土壤中由于氧气充足, 常常发生氯代有机化合物的好氧生物降解, 而在一定深度的土壤中往往处于缺氧状态, 在这种情况下, 氯代有机化合物发生厌氧脱氯反应。对于氯代有机化合物而言, 厌氧降解虽能使其还原脱氯, 但不能使其彻底矿化, 有时降解产物比原母体毒性更大。由于厌氧降解可使多氯代有机化合物转化为低氯代有机化合物, 而好氧降解对于低氯代有机化合物的降解特别有效, 因此先进行厌氧脱氯, 然后进行好氧处理氯代有机化合物的两段生物法得到了发展。此外, 生物修复不仅能够通过就地处理、生物反应器等形式来实现, 而且还能够实现原位修复, 故生物修复技术是一种效果良好并有着广泛应用前景的土壤氯代有机化合物修复技术。

3 植物修复技术

植物去除土壤中的氯代有机化合物的机理复杂, 既可通过吸收并转移至木质素中浓缩固化, 也可将其降解。总的来说, 植物主要通过 3 种机制去除环境中的氯代有机化合物, 即植物直接吸收氯代有机化合物、植物直接释放分泌物和酶去除氯代有机化合物和植物增强根区微生物矿化氯代有机化合物的作用。

当氯代有机化合物直接被植物吸收以后, 要么被植物分解, 要么通过木质化作用使其转化成二氧化碳和水, 或转化成无毒性作用的中间代谢产物(如: 木质素等)储存在植物细胞内, 达到去除环境中氯代有机化合物的作用。环境中大多数的含氯溶剂和短链的脂肪族化合物都是通过此途径去除的^[19]。Bucken 等研究发现植物可直接吸收环境中微量的除草剂阿特拉津^[20]。

植物可直接向根区土壤中释放能直接降解有关化合物的酶, 例如: 脱卤酶可降解含氯的有机溶剂如三氯乙烯, 生成 Cl^- 、 H_2O 和 CO_2 ^[19]。

另外, 植物可释放一些物质到土壤中, 以有利于降解有毒化学物质, 并可刺激根区微生物的活性。这些物质包括酶及一些有机酸, 它们与脱落的根冠细胞一起为根区的微生物提供重要的营养物质, 促进根区微生物的生长和繁殖。研究表明, 植物根区的微生物明显比空

白土壤中多^[21]; Siciliano 等通过研究也发现草原地区微生物对 2-氯苯甲酸的降解率提高了 11~63%^[22]。

4 不同修复技术之间的结合作用

如上所述,有关土壤氯代有机化合物的修复技术各有利弊,如土壤淋洗法不仅易造成地下水污染,而且处理费用昂贵;生物法、植物法虽可实现原位修复,但只能处理一些常规的氯代有机化合物且处理周期长;而常规的物理化学法对土壤扰动大且成本高。为此,人们在单独使用各种土壤修复技术的同时,尝试着将不同技术之间进行组合或结合,结果表明,这些技术的联用表现出良好的处理效果,下面就几种新兴联用技术作一简介。

4.1 植物与生物技术的结合

植物以多种方式协助微生物转化氯代有机化合物,其根际在生物降解中起着重要的作用并可以加速许多农药以及三氯乙烯的降解^[23]。首先,植物根区的菌根真菌与植物形成共生作用,并有着独特的酶途径,用以降解不能被细菌单独转化的有机物;其次,植物根区分泌物刺激了细菌的转化作用。植物可向土壤环境中释放大量分泌物(糖类、醇类和酸类等),其数量约占年光合作用产量的 10~20%,细根的迅速腐解也向土壤中补充了有机碳,这些有机碳的增加阻止了有机物向地下转移,加强了微生物矿化有机物的速率^[19]。如:阿特拉津的矿化与土壤中的有机碳含量有直接关系。另外,植物还可为微生物提供生存场所并可转移氧气使根区的好氧转化作用能够正常进行。植物—微生物界面相互作用以加速降解的研究是当今世界的活跃领域,也是氯化有机化合物土壤修复技术的一个良好发展方向。

4.2 电磁波加热与其它修复技术的结合

对土壤进行电磁波加热(Radio frequency heating, RFH)处理,不仅可控制污染物的加热,而且还可以提高土壤中污染物的去除率。单独使用 RFH 并不能去除污染物,但是在与其它技术联用(如土壤水蒸气浸取、地下水曝气、生物修复等)时,RFH 可以提高污染物的去除率。因为加热可以改变土壤、地下水和污染物的物理、化学和生物特性,使它们更易于处理,所以降低了处理时间和费用。RFH 技术曾与土壤水蒸气浸取技术联用修复五氯乙烷(PCE)污染的土壤,实验表明:当使用 RFH 使土壤加热至 90℃时,土壤中 PCE 的去除率增加了 8 倍。影响 RFH 效率的因素有:电磁波频率、功率、天线的长度、个数、位置与方向,电相位和土壤的特性。其中土壤的电特性—介电常数和导电率将直接影响土壤吸收电磁波能量的能力^[24]。

4.3 动电法和化学法的结合(Lasagna 法)

Lasagna 法由于其层状的构型而得名。它适合于修复含污染物质的低渗透性土壤。首先通过电流将污染物质迁移至处理区域(这些处理区域直接安装在污染土壤中),然后将污染物在处理区域去除或矿化。实质上, Lasagna 法是动电学法和化学法的复合作用。在电场作用下,离子进行电迁移,水溶液由于渗析作用携带污染物质进行定量流动,然后在处理区进行吸附去除或降解去除。国外对此技术已开展了一些扩大和中试试验,讨论了电极类型(如固体电极、粒状活性炭电极)、处理区域作用形式(活性炭吸附^[25]、零价铁还原^[26])和不同土质的影响。比如:在含四氯乙烯(TCE)的土壤中,曾进行活性炭吸附的 Lasagna 法实验,其中 98%的 TCE 得以去除^[25]。

5 结束语

环境体系中的氯代有机化合物大部分存在于土壤和沉积物中, 可通过土壤进入大气和水体, 或通过饮用水或土壤—植物系统经由食物链进入人体, 危害人类健康, 因此, 关于土壤中氯代有机化合物修复技术的研究成为当今世界环境科学界的活跃领域。对于土壤中氯代有机化合物的修复技术的研究和开发, 我国目前几乎还是空白, 但随着国内环保法规的健全和水环境阶段性治理的逐渐完成, 这方面的工作将会越来越多。

参 考 文 献

- 1 加藤益雄. 污染土壤的湿式洗净法和水蒸汽蒸馏法净化技术[日]. 用水与废水. 1997, 39(10): 47~51
- 2 Richard N. Koustas. Review of Separation Technologies for Treating Pesticide—Contaminated Soil. J. Air Waste Manage Assoc., 1998, 98(5): 434~440
- 3 Kawala, Z. et al., Microwave—Enhanced Thermal Decontamination of Soil. Environ. Sci. & Technol., 1998, 32(17): 2602~2607
- 4 William L. Troxler, Steven K. Goh and Lynton W. R. Dicks. Treatment of Pesticide—contamination Soils With Thermal Desorption Technologies. J. Air. Wast. Manag. Assoc., 1993, 43(12): 1610~1619
- 5 三宅西作. 土壤气体吸引与纤维活性碳吸附相结合的土壤净化法[日]. 资源环境对策. 1997, 33(10): 16~19
- 6 Deitsch J. J., Smith J. A., Environ. Sci. & Technol., 1995, 29(4): 1069~1080
- 7 Sun S., Inskeep W. P., Boyd S. A., Environ. Sci. & Technol., 1995, 29: 903~913
- 8 Roy D., Kommalapati R. R., Mandava S. S., Valsaraj K. T., Constant, W. D., Environ. Sci. & Technol., 1997, 31(3): 670~675
- 9 Sahle—Demessie E., Meckes M. C., Richardson T. L., Environ. Progress 1996, 15(4): 293~300
- 10 CIRIA, In—Situ Methods of Remediation, London, Construction Industry Research Information Association, 1995
- 11 Kaplan D. I., et al., Remediation of Zero—Valent Iron Colloids by Sand Columns Application to Chemical Barrier Formation, J. environ. Qual., 1996, 25: 1086~1094
- 12 Pelizzetti, E., Minero, C., Carlini, V., Borgarello, E., Photocatalytic Soil Decontamination, Chemosphere, 1992, 25(3): 343~351
- 13 Alshawabkeh A. N., et al., Removal of Contaminants from Soils by Electrokinetics. A Theoretical Treatise, J. Environ. Sci. Health., 1992, A27(7): 1835~1861
- 14 Zhang Shiping and James F. Rusling, Dechlorination of Polychlorinated Biphenyls On Soils and Clay By Electrolysis in a Biocontinuous Microemulsion, Environ. Sci. & Technol., 1995, 29: 1195~1199
- 15 Rudolph A. Abramovitch, Huang Bangzhou, Mark Davis and Luke Peters, Decomposition of PCB's and Other Polychlorinated Aromatics in Soil using Microwave energy, Chemosphere, 1998, 37(8): 1427~1436
- 16 Roger J. Hilarides et al., Radiolytic Degradation of 2, 3, 7, 8—TCDD in Artificially Contaminated Soil. Environ. Sci. & Technol., 1994, 28(13): 2249~2258
- 17 Roger J. Hilarides et al., Feasibility, System design, and Economic Evaluation of Radiolytic Degradation of 2, 3, 7, 8—tetrachlorodibenzo—p—dioxin on Soil. Water Environ. Res., 1996, 68(2): 178~187

(下转第 309 页)

这对土壤作为大气 CO₂ 源和汇的潜力的准确评估至关重要。但此工作的有效性一方面依赖大量的实验数据; 另一方面取决于模型对温度、湿度、土壤类型、土地利用方式等影响因素的考虑, 这需要做大量的工作。本研究的目的是希望在这方面进行探索。

参 考 文 献

- 1 N. CH. Batjes, Soil Science, 1996, 47: 151~163
- 2 W. M. Post et al., American Scientist, 1990, 78: 310~326
- 3 Johnson and Kern, Water, air and Soil Pollution, 1995, 82: 593~615
- 4 D. S. Jenkinson, et al., J. Soil Science, 1977, 123: 424~434
- 5 W. J. Parton et al., Soil. Sci. Soc. Am. J., 1987, 51: 1173~1179
- 6 Abbas Elzein et al., Soil. Sci. Soc. Am. J. 1995, 59: 1328~1335
- 7 D. R. Huggins et al., Soil. Sci. Soc. Am. J. 1998, 62: 195~203
- 8 B. J. O'Brien et al., Soil Biol. Biochem, 1978, 10: 309~317
- 9 H. Dorr, et al., Radiocarbon, 31: 655~663
- 10 M. Bernoux, Soil Science, 1998, 163: 942~951
- 11 D. Arrouays et al., 1998, 157: 185~191
- 12 林心雄等, 土壤有机物质分解的控制因素研究, 土壤学报, 1995, 32(增 2): 41~48
- 13 李忠, 林心雄, 内蒙古草原植物—土壤系统中有机碳的转化, 土壤学报, 1995, 32(增刊 2): 7~17
- 14 H. D. Holland., John Wiley & Sons, New York, 1978: 350
- 15 W. R. Emanuel, et al., Ecology, 1984, 65: 971~979
- 16 D. R. Jenkinson et al., Soil Biol Biochem, 1991, 24: 295~308
- 17 Liski et al., European Journal of Soil Science, 1998, 49: 407~416
- 18 R. K. Dixon et al., Water, air and Soil Pollution, 1995, 85: 103~110



(上接第 293 页)

- 18 Nasser A. et al., Biodegradation, 1994, 5: 29
- 19 Schnoor J. L., Environ. Sci. & Technol., 1995, 29(7): 318A~323A
- 20 Burken J. G., J. Environ. Eng., 1996, 122(11): 958~963
- 21 Nichols T. D., et al., Water, Air and Soil Pollution, 1997, 95: 165~178
- 22 Siciliano S. D., Germida J. J., Environ. Toxicol. Chem. 1997, 16(6): 1098~1104
- 23 Anderson T. A., et al., Bioremediation in the Rhizosphere, Environ. Sci. & Technol., 1993, 27(13): 2630~2635
- 24 Stephen L. Price, Raymond S. Kasvich, Mark a. Johnson, et al., Radio Frequency Heating for Soil Remediation, J. Air & Waste Manag. Assoc., 1999, 49: 136~145
- 25 SA V. HO, Christopher Athmer, Scheridan P. Warner et al., The Lasagna Technology for In-Situ Soil Remediation, 1 Small Field Test., Environ. Sci. & Technol., 1999, 33: 1086~1091
- 26 SA V. HO, Christopher Athmer, Scheridan P. Warner, et al., The Lasagna Technology for In-Situ Soil Remediation, 2 Large Field Test., Environ. Sci. & Technol., 1999, 33: 1092~1099