

有机污染物污染土壤的植物修复

易筱筠, 党志, 石林

(华南理工大学化工学院, 广东 广州 510641)

摘要:综述了植物修复土壤有机污染物污染的机理及应用等的研究进展状况,提出了未来植物修复的研究重点。

关键词:植物修复; 有机污染物; 土壤

中图分类号:X173 **文献标识码:**A **文章编号:**1000 – 0267(2002)05 – 0477 – 03

Phytoremediation of Soil Polluted by Organic Contaminants

YI Xiao-yun, DANG Zhi, SHI Lin

(Chemical Engineering School, South China University of Technology, Guangzhou 510641, China)

Abstract: Phytoremediation is an emerging technology for remediation of contaminated soil. As a cheap, convenient and efficient technology, it has received a great interest, more and more people have been involved in this field. In this paper, the latest progress of phytoremediation of soils polluted by organic contaminants is reviewed.

Keywords: Phytoremediation; organic contaminants; soil

一些有机污染物,如石油烃类、多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、含氯溶剂、炸药、农药等,其中不少都是致畸、致癌、致突变物质。这些污染物存在于土壤中不仅可以使农作物减产甚至绝收,而且可通过植物和动物进入到食物链中来,给人类生存和健康带来严重影响。修复有机物污染的土壤的方法主要有物理、化学以及生物的方法。生物修复包括微生物修复和植物修复,目前研究最多的是微生物修复。但微生物降解对环境条件的要求较苛刻,微生物群落间的相互竞争、温度、营养物等都会影响处理效果。植物修复则是利用植物的生长吸收、转化、转移污染物而修复土壤的一种方式,是一种经济、有效、非破坏型的修复方式,被认为是一种有潜力的优美的自然的土壤修复技术^[1]。

1 植物修复的机理

1.1 直接吸收

植物可直接吸收土壤中的有机污染物。进入植物体内的有机污染物会在植物根部富集或迁移到植物其它部分,而本身形态、性质没有发生变化,这称为植物提取。一部分会通过植物蒸腾作用挥发到大气中。大多数有机污染物在植物的生长代谢活动中发生不同程度的转化或降解,被转化成对植物无害的物质(不一定对人畜无害),储存在植物组织中。只有较少的一

部分被完全降解、矿化成二氧化碳和水^[1,3]。

影响根系吸附吸收的主要因素是有机污染物的物理化学性质,如辛醇 – 水分配系数(Kow)、电离常数、在土壤溶液中的浓度等^[1]。

植物蒸腾作用强度、有机物在土壤水中浓度也会直接影响有机污染物的吸收速率^[1]。

用植物修复有机污染物污染的土壤的前提是要搞清楚这些物质在植物体内的转化和转移机理。有机污染物在根部和其它部分的分布和迁移通常是不一样的。比如 TNT 容易在植物根部富集;六氯苯则可被根和叶吸收,但却观察不到它们在植物体内的迁移;三氯乙酸也可被根和叶吸收,且污染物会在根和叶之间发生双向迁移^[1]。Gordon(1998)研究了杂交杨树对 TCE(三氯乙烯)的修复^[4],结果发现杂交杨树可有效吸收 TCE,并且可把它降解成三氯乙醇、氯代酮,最后降解成二氧化碳。KucEROVÁ 等(2000)研究了 PCB 被 *Solanum nigrum* 毛根吸收后的代谢转化情况^[5],发现有 72% 的 PCB 发生了转化,其中单氯联苯的代谢产物为单羟基氯代联苯和双羟基氯代联苯,二氯联苯的代谢产物为单羟基二氯联苯。

1.2 根部释放的酶可催化降解有机污染物

如脲水解酶可以降解 4 – 氯苯脲,去硝化酶和漆酶可以分解弹药废物 TNT(三硝基甲苯),去卤代酶可以把氯代溶剂(如三氯乙烯)降解成氯离子、二氧化碳和水。但酶对环境要求较高,不适宜的酸度、过高的金属浓度或细菌毒素都会使酶失活或被破坏。酶在植物组织内或根区附近得到保护,释放到土壤中后,可保持降解活性几天^[2]。

1.3 根际微域微生物群落的降解作用

收稿日期: 2001 – 12 – 01

基金项目:国家自然科学基金项目(20077008);广东省环保基金项目(2001 – 27)

作者简介:易筱筠(1970—),女,博士,讲师,从事环境工程及土壤修复研究。

植物脱落物给根区微生物和真菌提供养料,促进它们的生长代谢,这些微生物可以降解土壤中的有机污染物。实际上植物根系释放的酶和根际微域微生物群落的降解作用被认为是植物修复土壤有机物污染的主要途径^[7]。

在脱落物中,含有糖、醇、蛋白质和有机酸等^[2]。不同的植物释放出的脱落物在组成和数量上都差异很大。脱落物中的某些酚类物质可以支持降解 PCB 的细菌的生存,但不是所有植物都能释放这样的酚。到目前为止,植物根系与微生物群落的相互作用、根际微域对植物修复的促进作用的机理还不是很清楚^[9]。

1.4 根际矿化作用

在根土界面上共生着的一些菌根真菌和其他共生微生物,可以矿化有机污染物^[1,2,10]。

2 植物修复方法的优缺点

植物修复优点很多^[3],如操作简单、费用低,因此较容易被公众接受;由于是原位修复,对环境的改变少;可以进行大面积处理;与微生物相比,植物对有机污染物的耐受能力更强^[2];植物根系对土壤的固定作用有利于有机污染物的固定,植物根系可以通过植物蒸腾作用从土壤中吸取水分,促进了污染物随水分向根区迁移,在根区被吸附、吸收或被降解,同时抑制了土壤水分向下和其它方向的扩散,有利于限制有机污染物的迁移等等。

主要的缺点有:修复时间比其他方法要长一些;与植物生长一样,受气候的影响比较大;污染物有可能在植物中富集,有些代谢中间产物甚至可能比原污染物毒性更大,形成二次污染;某些污染物的溶解性提高了,因而可能造成污染扩散。

3 未来植物修复的研究重点

3.1 修复植物的筛选

针对不同种类、浓度的有机污染物,筛选对污染物耐受性强,生物量大的植物,研究环境因素对其修复效果的影响。对重金属污染,这方面的筛选工作已经进行了很多,而对有机污染,筛选工作还很不够。Jordahl 等(1997)的研究发现杂交杨树是一种较理想的修复用植物,除具有生长期长、生长速度快、容易繁殖、对污染物耐受程度高、适应性强、耐涝等特点外,它还是多年生植物^[10]。Rubin 等(2001)也研究了杂交杨树对甲基叔丁基醚(methyl-tertiary-butyl-ether,简称 MTBE,一种汽油添加剂)的修复效果。当 MTBE 浓度范围为 $(300-1\ 600) \times 10^{-9}$ 时,用杂交杨树幼苗处理,一个星期内,MTBE 减少了 30%,比空白对照组增高了一倍,但杂交杨树幼苗对 MTBE 的修复作用主要是转移,很少转化^[11]。Martinez 等(2000)用 *Cyperus laxus* 处理石油污染的土壤已进入中试阶段,他们认为当污染土壤中总石油烃浓度不超过 $20\ 000 \times 10^{-6}$ 时,植物修复能取得很好效果,如果浓度过高,就必须进行预处理^[12]。Dowty 等(2001)筛选出两种植物: *P. hemitomon* 和 *S. lancifolia*, 可用来处理湿地石油泄露污染,并发现前者短期处理效果最好,而后者长期效果更好^[13]。

Best 等(1999)在研究了 3 种水生植物和 4 种湿地植物对 TNT 的修复工作后提出在筛选修复植物时需要关注的几个要点:植物对有机污染物的耐受性大小、一定条件下植物清除污染物的速率、植物的生物量、污染物在植物体内以及环境中的归宿及转化^[14]。Liste 等(2000)比较了 9 种植物对有毒污染物的修复效果^[15],发现它们的降解率均比空白对照组高,他们提出评价筛选结果的方法可以是少量土壤的全土分析,分析污染物的完全提取率,或土壤抽样调查,分析多环芳烃向根部迁移的可能性。除了对特定污染物的耐受性外,Narayanan 等(1999)总结筛选的大概原则首先是植物吸水 and 蒸发能力要强,这样把污染物通过水分迁移到根区的能力就强;其次所选植物容易存活、且生长速度快,比如杨树,用 1 到 1.5 m 长的截枝就很容易繁殖,他们还列举了湿地植物 *cattail*、热带植物 *eucaestablish*、草本植物紫花苜蓿等^[7]。我们认为研究植物释放酶的种类也是筛选修复用植物时需要注意的一个重要方面。

3.2 污染物在植物体内的代谢转化机理的研究

继续系统研究污染物在植物体内的代谢转化机理,这对筛选修复用植物和制订修复方案有决定性作用。深入研究有机污染物在植物体中转移、转化、代谢的动力学,确定速控步骤,以便控制修复效果。研究开发新型、便捷可靠的分析植物组织中有有机污染物及其代谢产物的分析方法也是非常有意义的课题。

3.3 土壤中有有机污染物的增溶

植物修复的效果很大程度上受污染物的可生物利用性影响,因为植物吸收和酶降解有机污染物的速度很快,污染物在土壤中的转移扩散成为速控步骤。在植物修复土壤有机物污染时,选用合适的添加剂增溶有机污染物的研究还很少,今后应该在这方面投入研究。Shermata 等(2000)研究了环糊精对土壤中 TNT 及其代谢物的解吸和溶解发现其洗脱效果很好^[16]。环糊精本身是生物代谢物,容易生物降解,可以增溶有机物也可增溶金属离子,所以采用环糊精增溶也是应该考虑研究的一个方向。当然受其结构和增溶机理的限制,环糊精的增溶普适性不如表面活性剂强,对特定污染物必须选择特定环糊精,而且不是对所有有机污染物都能找到适当的环糊精。但是有机污染物被增溶后迁移性更大,存在扩散的危险,另外表面活性剂对植物生长本身的影响也有待研究。采用化学方法增溶土壤中有有机污染物,使之能更快被植物吸收,这个研究领域前景诱人,还有大量的工作需要做。

3.4 转基因技术的应用

转基因技术用在土壤有机污染的修复还未见报道,并且转基因技术的环境安全性目前尚无定论。

3.5 深入研究根际微域对修复作用影响的机理

Arthur 等(2000)的研究结果表明阿特底津在一种植物的根区土壤中的半衰期大约为在无植物的对比土壤中的半衰期的四分之一^[6],而根区土壤中阿特底津的降解菌的数量比对比土壤中的相应数量多 9 倍,并且发现特定植物根系对不同性质的土壤影响不同,在某些土壤中,根区污染物降解菌的数量甚至比对比土壤中还要少。Nichols 等(1997)发现同种植物根区

的微生物群落数量在污染土壤中比未污染土壤中多^[17]。所以根际微域的特殊性质不仅与植物特性,还与土壤特性、污染特性有关,与此相关的研究还没展开。

Shupack 等(2000)用从植物根系分离出来的根区土进行了丙烯醇的降解实验,并考察了温度对降解率的影响,发现温度降低将使降解矿化率降低,但个别豆科植物即使在 0℃也能保持较好的降解率^[18]。Fang 等(2001)在研究植物修复除草剂污染时发现一些植物的种植并未影响根区土壤的降解菌数量,而根区土壤对阿特拉津的矿化率甚至比未种植植物的土壤降低了^[18]。他们认为可能是实验用植物的根系脱落物不含有能促进降解菌生长的物质,也不能诱导微生物可能的降解途径,而且还有可能作为碳源或氮源与阿特拉津竞争,导致矿化率下降。植物整体对阿特拉津的降解可能来自植物自身代谢或被释放的酶降解。

3.6 污染物在土壤中的吸附-解吸机理和迁移规律

在植物修复过程中,污染物从土壤的解吸常常是速控步骤。研究各种条件下的吸附-解吸机理将给设计修复过程新的启示。

3.7 施肥对植物降解的影响

宋玉芳和孙铁珩等在研究了有机肥对苜蓿草及水稻降解土壤中 PAHs 和矿物油的影响后,认为有机肥对不同植物和不同有机污染物的影响不同,但基本呈正相关。其原因是有机肥与苜蓿根际土著真菌和细菌、水稻根际细菌数量呈明显正相关,而与水稻根际真菌数量无关,说明有机肥对植物降解有机污染物的影响源自其对根际细菌、真菌的影响^[19]。Lin(1998)也探讨了施肥对植物修复的有利影响^[20]。

3.8 与微生物修复结合

Kelley 等(2001)研究发现杨树根提取液可以刺激二氧杂环乙烷降解菌 CB1190 的降解活性,而不管是否投加 CB1190,在种植杨树的土壤中,二氧杂环乙烷都比在未种植的土壤要快得多,种植杨树与投加 CB1190 联合修复可以得到很好的效果^[21]。Siciliano 等(1999)的实验结果指出,接种工程菌可以提高野黑麦对土壤中 2-氯苯甲酸和 3-氯苯甲酸污染的修复效果,但对 2,3-二苯甲酸和 2,5-二氯苯甲酸没什么影响。而在营养液中,却观察不到接种工程菌对植物修复的促进效果,他们认为可能存在一种未知的土壤因素在起作用^[22]。

3.9 其他影响因素

耕作方式、根的生长状态等因素显然也会影响植物修复的效果,而这方面的研究还很少。

参考文献:

[1] Alkorta I, Garbisu C. Phytoremediation of organic contaminants in soils[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 79: 273-276.

[2] Schnoor J L, Licht L A, McCutcheon S C, et al. Phytoremediation of organic and nutrient contaminamts[J]. *Env Sci Tech*, 1995, 29(7): 318A-323A.

[3] Macel T, Macková M, Káš J. Exploitation of plants for the remove of organics in environmental remediation. 2000, 18: 23-34.

[4] Gordon M, Choe N, Duffy J, et al. Phytoremdiation of trichloroethylene with hybrid polars[J]. *Environ Health Perspect*, 1998, 106(4): 1001-

1004.

[5] KucEROVÁ P, Macková M, Chromá L. Metabolism of polychlorinated biphenyls by *Solanum nigrum* hairy root clone CNC-90 and analysis of transformation products[J]. *Plant and Soil*, 2000, 225: 109-115.

[6] Arthur E L, Perkovich B S, Anderson T A. Degradation of an atrazine and metolachlor herbicide mixture in pesticide-contaminated soils from two agrochemical dealerships in IOWA[J]. *Water air and soil pollution*, 2000, 119: 75-90.

[7] Naranan M, Erickson L E, Davis L C. Simple plant-based design strategies for volatile organic pollutants[J]. *Environmental Progress*, 1999, 18(4): 231-242.

[8] Fang C, Radosevich M, Ffuhman J J. Atrazine and phenanthene degradation in grass rhizosphere soil[J]. *Soil Biology& Biochemistry*, 2001, 33: 671-678.

[9] Inga S, Sari T, Lassila N, et al. Microbial biofilms and catabolic plasmid harbouring degradative fluorescent pseudomonads in Scot pine mycorrhizospheres developed on petroleum contaminated soil[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1998, 27(2): 115-126.

[10] Jordahl J L, Foster L, Schnoor J L. Effect of hybrid polar trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation[J]. *Env Tox Chem*, 1997, 16(6): 1318-1321.

[11] Rubin E, Ramaswami A. The potential for phytoremediation of MIBE[J]. *Wat Rev*, 2001, 35(5): 1348-1353.

[12] Martinezz M G, Santos A G, Cruz L G, et al. Diagnostix and resulting approaches to restore petroleum-contaminated soil in a Mexican tropical swamp[J]. *Water Science and Technology*, 2000, 42(5-6): 377-384.

[13] Dowty R A, Shaffer G P, Hester M W, et al. Phytoremediation of small-scale oil spills in fresh marsh environments: a mesocosm simulation[J]. *Marine Environmental Research*, 2001, 52(3): 195-211.

[14] Best E P H, Sprecher S L, Larson S L, et al. Environmental behavior of explosives in groundwater from the Milan army ammunition plant in aquatic and wetland plant treatments. removal, mass balances and fate in groundwater of TNT and RDX[J]. *Chemosphere*, 1999, 38(14): 3383-3396.

[15] Liste H H, Alexander M. Plant-promoted pyrene degradation in soil[J]. *Chemphere*, 2000, 40: 7-10.

[16] Shermata T W, Hawari J. Cyclodextrins for desorption and solubilization of 2, 4, 6-trinitrotoluene and its metabolites from soil[J]. *Environmental Science & Technique*, 2000, 34: 3462-3468.

[17] Nichols T D, Wolf D C, Rogers H B. Rhizosphere microbial populations in contaminated soils[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1997, 95: 165-178.

[18] Shupack D P, Anderson T A. Mineralization of propylene glycol in root zone soil[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2000, 118: 53-64.

[19] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍. 两种植物条件下土壤中矿物油和多环芳烃(PAHs)的生物修复研究[J]. *应用生态学报*, 2001, 12(1): 108-112.

[20] Lin Q, Mendelssohn I A. The combined effects of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 1998, 10: 263-274.

[21] Kelley S L, Aaichison E W, Deshpande M, et al. Biodegradation of 1, 4-dioxane in planted and unplanted soil: effect of bioaugmentation with amycolata sp. CB1190[J]. *Water Research*, 2001, 35(16): 3791-3800.

[22] Siciliano S D, Germida J J. Enhanced phytoremediation of chlorobenzoates in rhizosphere soil[J]. *Soil Biology& Biochemistry*, 1999, 31: 299-305.