

持久性有机污染物的根际修复及其研究方法

邢维芹 骆永明 李立平 刘世亮 丁克强

(中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心 南京 210008)

摘要 根际是具有特殊性质的土壤微生态环境,对土壤中持久性有机污染物的行为及生物修复具有重要作用。本文从微生物降解、植物过程、非生物降解、土壤吸附、挥发、淋溶等方面归纳了有机污染物根际修复的研究进展,并从细胞培养、添加根系分泌物或根系残留物、挥发污染物收集和残留态污染物测定等方面综述了有机污染物根际行为的研究方法及其优缺点。

关键词 持久性有机污染物;生物修复;根际行为;研究方法

中图分类号 X131.3

根际是在物理、化学和生物学特性上不同于周围土体的根表面的一个微域环境。持久性有机污染物的根际修复是指利用根际技术提高污染物生物降解的一种方法^[1,2]。植物本身能直接代谢吸收污染物,另外根系还能增加微生物数量和根际特殊微生物区系的选择性,改善土壤的理化性质,增加共代谢过程中所需根系分泌物的排放量,提高污染物的腐殖质化和吸附性能,从而增加污染物的生物有效性^[3]。与非根际土壤相比,根际土壤能加速持久性有机污染物如多环芳烃类(PAHs)杀虫剂和除草剂的去除^[4]。

本文旨在对近十几年来持久性有机污染物的根际行为及其方法的研究作一综述,以期能够更好地利用根际技术,对持久性有机污染物污染的土壤进行有效的修复。

1 持久性有机污染物的根际修复

持久性有机污染物在植物根际的修复包括根际微生物降解,根表面吸附,植物吸收和代谢,非生物降解,土壤吸附、挥发、淋溶等。

1.1 根际微生物降解

根际微生物能够降解许多有机污染物。对于高度亲脂性的除草剂和杀虫剂,氧化通常是微生物降解这些物质的第一步^[5],这一步可增加污染物的水溶性并且可能形成糖苷键。细胞色素 P450、过氧化物酶等都是氧化有机污染物的重要酶^[6],因此对这一类型的酶研究应该受到重视。根际微生物对有机

污染物的降解主要包括以下两种方式:一种是共代谢降解;另一种是污染物作为唯一的 C 源和能源被微生物降解(可称为非共代谢降解)。

1.1.1 共代谢降解 共代谢降解指的是对一些难降解的有机化合物,通过微生物的作用,化学结构被改变,但有机污染物本身并不能被微生物用作 C 源和能源,微生物必须从其他底物获取大部或全部 C 源和能源的代谢过程。另外,在有其他 C 源和能源存在的条件下,微生物酶活性增强,降解非生长基质的效率提高的现象,也称为共代谢作用。由于绝大部分持久性有机污染物不能作为微生物的 C 源和能源,因此在利用微生物进行持久性有机污染物的降解时,必须添加生物基质^[7]。试验证实,PAHs^[8]、苯酚^[9]、2,4-二氯苯氧基乙酸(2,4-D)^[10]和植物酚(如儿茶酚和香豆素)^[11]均可被共代谢降解。目前,从共代谢角度系统研究有机污染物降解的文献不多,植物根际的共代谢更是缺乏研究。由于对共代谢 C 源和能源选取还缺乏系统考虑,故还难以建立不同共代谢 C 源与不同有机污染物关系的选择优化理论。

1.1.2 非共代谢降解 在不能以共代谢的方式得到能量和 C 源的情况下,微生物也能利用有机污染物作为 C 源和能源,将其矿化为 CO₂ 和 H₂O。Lappin 等^[12]从小麦根际分离的一个微生物区系能够以除草剂二甲四氯丙酸为唯一 C 源和能源,该区系由两个 *Pseudomonas* 种构成,而单个纯培养菌都不能在二甲四氯丙酸上生长。该区系也能降解 2,4-D

和二甲四氯苯氧基乙酸,但不能降解 2,4,5-三氯苯氧基乙酸。Romero 等^[13]报道了丝状真菌和酵母能够以苾为唯一 C 源对其进行代谢。当用 6 种 PAHs 的混合物时, *Mycobacterium* sp. 可少量降解混合物中的苯并[a]苾 (B[a]P)^[14]。

生物修复过程是一种人为促进土壤中污染物去除的过程,因此通过各种方式促进土壤微生物的活性及其对污染物的降解应是人们努力的方向。从这个意义上说,共代谢降解应当在持久性有机污染物的修复中具有一定的应用前景。

1.2 植物过程

1.2.1 植物吸附 由于有机污染物亲脂性,它们很难进入植物体内部,因此通常所测得的根用植物样品中高 PAHs 浓度可能是由作物的表面吸附引起的,如胡萝卜^[15]。Schwab 和 Banks^[11]证明萘能被吸附到紫花苜蓿 (*Medicago sativa*) 和羊茅的成熟根上。Reilley 等^[16]也认为 PAHs 在植物根上吸附显著。因此,持久性有机污染物在根系表面的吸附对于其根际行为研究就显得相当重要。污染物吸附在生物活性较强的根表面对增加其转化可能有一定意义。

1.2.2 植物吸收和积累 植物吸收和积累的有机污染物只占土壤中总量的极少部分,并且能被植物根系吸收的 PAHs 局限于亲脂性较低的化合物,例如蒽^[17]、萘^[1]。有研究表明,植物根系中积累的 PAHs 的浓度与土壤中的浓度没有关系^[18]。

由于有机污染物亲脂性,它们只能通过植物根中的油通道系统被植物吸收(该机制只对某些植物种类如胡萝卜等特别重要)^[19]。但是 PAHs 通过叶和根机制的吸收效率很低^[20]。吸收到根中的 PAHs 不能在植物体中运输转移,而主要积累在根系中^[16],尤其在根皮层中^[18]。如 TNT 在狐尾藻 (*Myriophyllum aquaticum*) 根中的积累^[21]。水培试验中植物吸收的数量较多,根系中积累的 TNT 降解后被束缚到植物组织中^[22]。

1.2.3 植物代谢 有机污染物被吸收后,植物可通过木质化将有机物及其残片储藏在新的结构中,也可将它们矿化为 CO₂ 和 H₂O,去毒作用可将原来的化学物质转化为无毒或低毒的代谢物,储藏于植物细胞的不同位置^[24],也有可能转化为毒性更大的污染物^[25]。但是,对于大多数有机污染物,植物只能将其代谢而不能将其彻底矿化。近来有证据表明植物可矿化多氯联苯类 (PCBs) 化合物,但数据仍很缺乏^[6]。

植物对有机污染物降解的成功与否取决于有机污染物的生物可利用性,后者与化合物的相对亲脂性、土壤类型(有机质含量、pH、粘土矿物含量与类型)和污染物在土壤中的存在时间有关^[25]。

植物来源的某些酶能降解某些有机化合物,脱卤素酶、漆酶、过氧化物酶和磷酸酶可分别降解氯代溶剂、TNT、苯酚和有机 P 杀虫剂^[26]。普通植物对持久性有机污染物的降解能力很低,而转基因技术对增加植物的这种能力提供了一种新的有希望的途径。Doty 等^[27]报道了导入哺乳动物细胞色素 P450 2E1 的转基因植物提高了对卤代烃的代谢,被代谢的三氯乙烯 (TCE) 是对照植物的 640 倍,对二溴乙烯吸收和脱溴作用也有所增加。

用 ¹⁴C 标记的 B[a]P 和高羊茅进行的植物修复试验表明^[28],种植植物与未种植植物的处理土壤残留态 B[a]P 的含量分别为 440 g/kg 和 530 g/kg。植物可大大改善根际微生物的生活条件,增加根际土壤微生物的活性,为什么其去除土壤有机污染物的作用如此有限?原因可能与这些微生物对有机污染物的降解能力有限有关。土壤中能够降解脂溶性有机污染物的酶只是极少数,大多数植物根系分泌及根际微生物产生的酶只能以土壤中常见的有机物为底物,而对外来的高亲脂性的除草剂和杀虫剂降解能力很低。因此,从这个意义上来说,培育、筛选或驯化对亲脂性有机物降解能力高的微生物或植物对于持久性有机污染物污染土壤的修复具有重要意义。

1.3 非生物降解

有机污染物在根际的非生物降解主要有光解、水解和氧化还原。有些有机污染物(如 PAHs)能直接吸收紫外光并发生光解,光解和生物降解相结合是有机污染物转移和解毒的一个很有前途的新途径。土壤中有机污染物的水解主要有两种类型,一是在土壤孔隙水中发生的反应,二是发生在粘土矿物表面的反应。有些有机污染物,尤其是农药,很容易进行氧化或还原反应。前者如特丁磷、甲拌磷、异丙胺磷和涕灭威;后者如对硫磷、杀螟磷、氯硝醚^[29]。

1.4 土壤吸附

不同土壤类型中有机污染物降解差异较大的重要原因之一是不同土壤对污染物的吸附不同^[30]。土壤对有机污染物的吸附包括可逆吸附和不可逆吸附两种形式^[31],影响持久性有机污染物去向的主要是

不可逆吸收。不可逆吸附导致污染物与土壤固相部分,尤其是土壤有机质形成牢固的结合^[32],大大延长了有机污染物的降解过程。有机污染物与土壤固相通过不可逆吸附形成的结合残留态不能被传统的方法测出,因此可能导致对生物修复效果的估计出现偏差。

大多数亲脂性的有机污染物 ($K_{ow} > 10^4$),如多氯二苯并二恶英/呋喃(PCDD/Fs)、PCBs、PAHs等,都可被强烈吸附在土壤中的有机质上^[16]。一个极端的例子是沙子中PAHs的降解明显快于土壤,沙子吸附的PAHs在7天后即被分解到检测限以下,而土壤吸附的PAHs的生物降解出现了明显的延迟,土壤中的结合残留态PAHs大约为最初加入的23%^[33]。PAHs在土壤中的最后归属几乎完全由表面吸附所控制,3环或3环以上的PAHs容易被土壤强烈吸附。

1.5 淋溶、挥发及其他途径

对于大多数持久性有机污染物来说,由于本身极低的水溶性和土壤对其具有强烈的吸附作用使淋溶作用很弱。干燥土壤对杀虫剂的吸附作用比湿润土壤强,因此减少了其挥发,而杀虫剂在湿润土壤中的挥发较大,因为水和杀虫剂竞争吸附位点^[34]。

杀虫剂的迁移是由地表径流和潜水流引起的。灌溉条件下残留的杀虫剂在土壤剖面中有淋溶,在棉花轮作小区中0~50cm都可以发现二氯二苯三氯乙烷(DDT)和二氯二苯二氯乙烯(DDE)的存在,而在对照本底区内仅0~20cm有DDT和DDE^[35]。大多数杀虫剂在迁移过程中都会发生缓慢降解,但数量很小^[36]。

由于分压低和土壤固相固持力强,3环以上的PAHs几乎不可能挥发。小分子量的PAHs(亨利常数 $>10^{-4}$)可以从污染土壤中挥发出来,并被植物叶吸收^[37]。2,3,7,8-四氯二苯并二恶英(2,3,7,8-TCDD)从营养液中挥发后气态的TCDD被植物地上部分吸附是一种很重要的转移机制^[38]。

2 持久性有机污染物的根际研究方法

进行持久性有机污染物根际研究的关键是正确处理所选用的植物、污染物、根际土壤以及通过不同途径对污染物的各种去向进行准确定量。近年来出现的一些新兴方法对于研究污染土壤的生物修复有一定帮助。

2.1 细胞培养法

这是近年来出现的新方法,已被广泛应用。细胞培养法适用于研究植物本身对污染物的去除作用,这种方法避免了土壤和根际微生物的影响,同时也有速度快、容易控制和处理等优点。Newman等^[23]用细胞培养法研究了杂交杨对TCE的吸收和生物转化;Mackova等^[39]用辣根植物离体培养细胞的不同株系研究了其对PCBs的转化;Wilken等^[40]比较了不同植物种类对PCBs的转化能力,采用的也是每个种类的单个离体培养细胞,认为Fabaceae对PCBs的转化能力最高。Kucerová等^[41]也用同样的方法研究了不同植物种类从培养介质中转移和代谢PAHs和PCBs的能力。

2.2 添加根系分泌物或根系残留物

根际的重要特点之一是这一微域中含有大量的根系分泌物,导致微生物数量和活性大大增加,为刺激污染物的降解创造了条件。添加根系分泌物或根系残留物的方法适用于探讨根系分泌物对有机污染物影响的研究。模拟试验可加入人工合成的分泌根系分泌物^[42~44]或收集的根系分泌物^[45]。前者的优点是加入的C量可以控制,可以避免根系无机营养消耗对微生物活性的影响。在收集根系分泌物时要注意装置的严格消毒,根系分泌物收集好以后,要在低温下保存备用。另外Roper等^[46]曾提出直接用切碎的辣根植物的根系来净化被氯化苯酚污染的水体表面。目前将破碎的植物根组织主要应用于污染水体的生物修复,用于土壤中有机污染物的修复方面还未见报道。

2.3 挥发污染物收集

从土表及植物地上部挥发进入大气是土壤中有机污染物的去向之一,从土表挥发的污染物又可部分地被植物地上部吸收,正确对其定量对于研究有机污染物的行为有重要意义。因此,采用适当的装置收集地面以上植物附近的气体并对其中的污染物含量进行检测显得很有必要。Banks等^[27]研究了高羊茅根际¹⁴C标记的B[a]P的去除机制,采用的是一种密封的生长室。作物生长期间从上下两部分连续抽空排气,同时可收集土壤淋出液,用以测定其中的¹⁴C含量。

2.4 残留态污染物测定

有机污染物在土壤中可以与有机质结合,变成传统的有机溶剂不能提取、传统的方法也检测不到的结合残留态,因此使得修复效果的准确定量比较困难,容易造成污染物表现去除效率很高的现象。

有机污染物的同位素示踪法可有效地解决这一问题。与非示踪法相比,采用放射性同位素示踪适用于盆栽试验中研究已知数量的持久性有机污染物的归宿问题^[28]。但该方法不适用于长期试验和田间试验,因为放射性同位素价格昂贵,且有些国家禁止放射性同位素应用于大田试验。

2.5 其他方法

Leigh 等^[47]在研究苯酚含量与疏水性有机污染物根际修复的关系时采用的根罐法是将塑料管劈为两半,之后用聚丙烯膜从侧面封口,装土并种植作物,作物生长期间将聚丙烯膜封口一侧向地面并与地面呈一定夹角放置,这样植物根系就向着塑料膜生长。作物生长期间去掉塑料膜可采集土样和植物根样,还可对根系拍照。

将植物直接种植在污染土壤中,植物苗期长势弱的缺点可通过以下方法克服:先将种子种在盛有未污染土壤的容器中,等植物生长一段时间后将整个容器放置在污染土壤的土柱上,根系可以通过上下容器之间的塑料筛板向土柱中生长^[4]。也可用移栽法,在利用树木进行根际修复试验时一般用这种方法^[47]。缺点是移栽的过程中可能会损伤部分根系。

此外,各种灭菌过程(包括传统的灭菌方法和不同孔径微孔滤膜过滤)对于研究持久性有机污染物的去向也相当重要。

3 小结

土壤中持久性有机污染物的污染是涉及生态安全与生命健康的重要的环境问题。根际修复是一种利用植物、微生物和根际环境修复有机污染物的新兴技术,研究者对根际在污染土壤修复中的作用已经比较重视^[48]。植物对土壤中有机污染物的修复作用主要是通过根际实现的,从目前发现的用于修复研究的植物来看,其本身对有机污染物的修复能力比较有限,但植物能为具有降解能力的微生物提供合适的生存条件,同时也能释放一些可降解污染物的酶。从这种意义上说,持久性有机污染物的根际修复实际上是植物-微生物的协同修复。因此,充分协调植物、微生物以及根际环境的关系以及寻求更加合理、有效的措施对于强化农田生态系统中污染土壤环境的生物修复有重要作用。此外,系统研究有机污染物的根际修复途径及其内在机制,也有利于开发有效的植物和微生物资源,促进有机污染环境的生物修复应用技术的发展。

参考文献

- Schwab AP, Banks MK. Biologically mediated dissipation of polyaromatic hydrocarbons in the root zone. In: Anderson TA, Coats JR. eds. Bioremediation through rhizosphere technology. Am. Chem. Soc., Washington, DC, 1994: 132 ~ 141
- Meharg AA, Cairney JWG. Ectomycorrhizas-extending the capabilities of rhizosphere remediation? Soil Biol. Biochem., 2000, 32: 1475 ~ 1484
- Reilley KA, Banks MK, Schwab AP. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. J. Environ. Qual., 1996, 25: 212 ~ 219
- Günther T, Dornberger U, Fritsche W. Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. Chemosphere, 1996, 33: 203 ~ 215
- Ding KQ, Luo YM, Sun TH, Li PJ. Bioremediation of soil contaminated with petroleum using forced-aeration composting. Pedosphere, 2002, 12 (2): 145 ~ 150
- Macek T, Mackova M, Kas J. Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation. Biotechnology Advances, 2000, 18: 23 ~ 34
- Juhasz A, Naidu R. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. International Biodeterioration & Biodegradation, 2000, 45: 57 ~ 88
- Bouchez M, Blanchet D. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and by defined strain associations: inhibition phenomena and cometabolism. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1995, 43: 156 ~ 164
- Kim MH and Hao OJ. Cometabolic degradation of chlorophenols by acinetobacter species. Water Research, 1999, 33 (2): 562 ~ 574
- Sandmann ERIC, Loos MA. Enumeration of 2,4-D-degrading microorganisms in soils and crop plant rhizospheres using indicator media; High populations associated with sugarcane (*Saccharum officinarum*). Chemosphere, 1984, 13: 1073 ~ 1084
- Salt DA, Smith RD, Raskin I. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 1998, 49: 643 ~ 668
- Lappin HM, Greaves MP, Slater JH. Degradation of the herbicide mecoprop 2-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)

- propionic acid] by a synergistic microbial community. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1985, 49: 429 ~ 433
- 13 Romero MC, Salvioli ML, Cazau MC, Arambarri AM. Pyrene degradation by yeasts and filamentous fungi. *Environ. Pollu.*, 2002, 117: 159 ~ 163
- 14 Kelley I, Cerniglia CE. Degradation of a mixture of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by a *Mycobacterium* strain PYR-1. *J. Soil Contam.*, 1995, 4: 77 ~ 91
- 15 Paterson S, Mackay D, Tam D, Shiu WY. Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere*, 1990, 21(3): 297 ~ 331
- 16 Simonich SL, Hites RA. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 1995, 29: 2905 ~ 2914
- 17 Binet P, Portal J M, Leyval C. Dissipation of 3~6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32: 2011 ~ 2017
- 18 Kampe W. Organic substances in soils and plants after intensive applications of sewage sludge. In: Dirkzwager AH, L' Hermitte P. eds. *Sewage Treatment and Use*, Elsevier Applied Science Publishers, London, 1989, 180 ~ 185
- 19 Scheunert I, Klein W. Predicting the movement chemicals between environmental compartments (air-water-soil-biota). In: Sheehan P, Korte F, Klein W. eds. *Appraisal of Tests to Predict the Environment Behavior of Chemicals*, New York, 1985, 285 ~ 231
- 20 Ryan JA, Bell RM, Davidson JM, O' Connor GA. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 1988, 17: 2299 ~ 2323
- 21 Vandeford M, Shanks JV, Hughes JB. Phytotransformation of trinitrotoluene and distribution of metabolic products in *Myriophyllum aquaticum*. *Biotechnol. Lett.*, 1997, 19: 277 ~ 280
- 22 Thompson PL, Ramer P, Guffey A. Decreased transpiration in poplar trees exposed to 2,4,6-trinitrotoluene. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1998, 17: 902 ~ 906
- 23 Newman LA, Strand SE, Choe N, Suffly J, Ekuan G, Ruszaj M, Shurtleff BR, Wilmoth J, Heilman P, Gordon MP. Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 1062 ~ 1067
- 24 Alkorta I, Garbisu C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology*, 2001, 79: 273 ~ 276
- 25 沈德中. 污染土壤的植物修复. *生态学杂志*, 1998, 17 (2): 59 ~ 64
- 26 Susarla S, Bacchus ST, Medina VF, McTcheon SC. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 2002, 18 (5): 647 ~ 658
- 27 Doty SL, Shang TQ, Wilson AM, Tangen J, Westergreen AD, Newman LA, Strand SE, Gordon MP. Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1. *PNAS*, 2000, 97 (12): 6287 ~ 6291
- 28 Banks MK, Lee E, Schwab AP. Evaluation of dissipation mechanisms for benzo[a]pyrene in the rhizosphere of tall fescue. *J. Environ. Qual.*, 1999, 28: 294 ~ 298
- 29 胡泉, 樊耀波, 王敏健. 影响有机污染物在土壤中的迁移、转化行为的因素. *环境科学进展*, 1999, 7 (5): 14 ~ 22
- 30 高学晟, 姜霞, 区自清. 多环芳烃在土壤中的行为. *应用生态学报*. 2002, 13 (4): 501 ~ 504
- 31 刘凌, 崔广柏. 土地生物处理过程中多环芳烃降解模型及应用. *土壤学报*, 2001, 38 (4): 558 ~ 568
- 32 Luthy RG, Aiken GR, Bruseau ML. Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 3341 ~ 3347
- 33 Weissenfels WD, Klewer HJ, Langhoff J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) by soil particles: Influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 1992, 36: 689 ~ 696
- 34 Galiulin RV, Bashkin VN, Galiulina RA. Review: Behavior of persistent organic pollutants in the air-plant-soil system. *Water, Air and Soil Pollution*, 2002, 137 (1 - 4): 179 ~ 191
- 35 Galiulin RV, Pachepsky YA, Sukhoparova VP, Sokolov MS, Shukiurov TH. Self-purification of agricultural land from sustained residual pesticides depending on soil properties. *Agrochemistry*, 1990, 1: 97 ~ 107
- 36 Golovleva LA, Golovlev EL. *Microbiological Degradation of Pesticides. Success of Microbiology*. Moscow, Nauka Publishing House, 1980, 15: 137 ~ 179
- 37 Kipopoulou AM, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 1999, 106: 369 ~ 380
- 38 McCrady JK, McFarlane C, Gander LK. The transport and fate of 2, 3, 7, 8-TCDD in soybean and corn. *Chemosphere*, 1990, 21 (3): 359 ~ 376

- 39 Mackova M, Chroma L, Kucerova P, Burhard J, Demnerova K, Macek T. Some aspects of PCB metabolism by horseradish cells. *Int. J. Phytorem.*, 2001, 3 (4): 401 ~ 414
- 40 Wilken A, Bock C, Bokern M. Metabolism of different PCB congeners in plant cell cultures. *Environ. Chem. Toxicol.*, 1995, 14: 2017 ~ 2022
- 41 Kucerová P, in der Wiesche C, Wolter M. The ability of different plant species to remove polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls from incubation media. *Biotech. Lett.*, 2001, 23: 1355 ~ 1359
- 42 Joner EJ, Corgie SC, Amellal N, Leyval C. Nutritional constraints to degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a simulated rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.*, 2002, 34: 859 ~ 864
- 43 Hsu TS, Bartha R. Accelerated mineralization of two organophosphate insecticides in the rhizosphere. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1979, 37: 36 ~ 41
- 44 Haby PA, Crowley DE. Biodegradation of 3-chlorobenzoate as affected by rhizodeposition and selected carbon substrates. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25: 304 ~ 310
- 45 Yoshitomi KJ, Shann JR. Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on ¹⁴C-pyrene mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 2001, 33: 1769 ~ 1776
- 46 Roper JC, Dec J, Bollag J. Using minced horseradish roots for the treatment of polluted waters. *J. Environ. Qual.* 1996, 25: 1242 ~ 1247
- 47 Leigh MB, Fletcher J, Fu X, Schmitz FJ. Root turnover: An important source of microbial substrates in rhizosphere remediation of recalcitrant contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, 36: 1579 ~ 1583
- 48 刘世亮, 骆永明, 丁克强, 曹志洪. 土壤中有有机污染物的植物修复研究进展. *土壤*, 2003, 35 (3): 187 ~ 192

RHIZOSPHERE REMEDIATION FROM PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS AND RESEARCH APPROACHES

XING Wei-qin LUO Yong-ming LI Li-ping LIU Shi-liang DING Ke-qiang

(*Soil and Environment Bioremediation Research Center, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

Abstract Rhizosphere is a soil micro-eco-environment with properties different from non-rhizospheric soil and has an important effect on behavior of persistent organic pollutants in the soil and bio-remediation. Progresses have been made in research on rhizosphere remediation from persistent organic pollutants. From the angles of microbial degradation, plant process, non-biological degradation, soil adsorption, volatilization and leaching, the progresses in the research were summed up and approaches to the study on behavior of the persistent organic pollutants in the rhizosphere and their advantages and disadvantages reviewed, covering cell cultivation, addition of root exudates or debris to soil, collection of volatile contaminants and determination of residue contaminants.

Key words Persistent organic pollutants, Bioremediation, Rhizosphere behavior, Methodology