

多环芳烃污染土壤的微生物与 植物联合修复研究进展

刘世亮 骆永明 曹志洪 丁克强 蒋先军

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘 要 本文综述了多环芳烃 (PAHs) 污染土壤中微生物降解途径、机理及生物反应器的应用, 并从植物修复角度, 进一步阐述了与微生物联合作用促进污染土壤中 PAHs 降解的途径、机理及其应用。提出了利用微生物共代谢降解及其与植物联合修复 PAHs 污染土壤环境的生物修复技术未来研究课题。

关键词 多环芳烃; 污染土壤; 植物修复; 微生物修复

多环芳烃 (PAHs) 是指 2 个或 2 个以上的苯环稠合在一起的一类化合物, 它们在环境中普遍存在^[1,3]。有机物在不完全燃烧或高温处理条件下 ($>700^{\circ}\text{C}$) 可产生 PAHs。在自然界中, 有些藻类、微生物和植物能通过生物合成产生 PAHs, 但数量不多。PAHs 的自然来源有火山爆发, 森林植被和灌木丛燃烧以及细菌对动物、植物的生化作用等, 但这不是环境中的主要来源。人类活动特别是化石燃料的燃烧是环境中 PAHs 的主要来源^[2,4]。

PAHs 由于水溶性差, 辛醇-水分配系数高, 常被吸附于土壤颗粒上。因此, 该类化合物易于从水中分配到生物体内、沉积层中, 土壤就成为 PAHs 的主要载体, PAHs 污染土壤的生物修复也因此倍受关注。PAHs 在土壤中有较高的稳定性, 苯环的排列方式决定着 PAHs 的稳定性, 非线性排列较线性排列稳定, 苯环数与其生物可降解性明显呈负相关关系^[3]。由于高分子量 PAHs (>5 环) 及非线性排列的 PAHs 占绝大部分, 其生物降解及自然挥发损失是极少的, 所以 PAHs 在环境中是不断积累的。研究表明, 在河水、海水沉积物中, PAHs 的浓度高且积累速度快。Saeed 等人^[5]对科威特一采油厂附近的湖中沉积物的调查发现, 在 21 个月内, PAHs 的总浓度从 57.6 mg/kg 增加到 71.3 mg/kg, 而苯并[a]芘从 0.7 mg/kg 增加到 1.29 mg/kg。

作为环境污染物的 PAHs 之所以受到人们的关注, 是因为有些 PAHs 具有强烈的毒性。PAHs 的毒性表现在 3 个方面: 其一, 强致癌性、致突变性及致畸性^[6,7]。人类及动物癌症病变有 70% ~ 90% 是环境中化学物质引起的, 而 PAHs 则是环境中致癌化学物质中最大的一类。其二, 对微生物生长有强抑制作用^[8]。PAHs 因水溶性差及其稳定的环状结构而不易被生物利用, 它们对细胞的破坏作用抑制普通微生物的生长。其三、PAHs 经紫外光照射后毒性更大 (PAHs 的光致毒效应)^[9]。据报道, PAHs 吸收紫外光能后, 被激发成单线态及三线态分子, 被激发分子的能量可通过不同途径损失, 其中一部分被激发的 PAHs 分子将能量传给氧, 从而产生出反应能力极强的单线态氧, 它能损坏生物膜^[10,11]。

同其它有机污染物相比, PAHs 在土壤中比较稳定而难于分解, 即便采用处理土壤中易挥发、易降解有机污染物较成功的方法也很难去除土壤中的 PAHs。但是近年来, 发展起来的生物修复技术 - 微生物修复为 PAHs 的降解提供了较好的途径。同时, 又因为自然环境中植物根系对微生物生长的促进作用, 可以有效地提高 PAHs 的微生物降解率, 所以植物与微生物二者的联合作用对 PAHs 的降解研究将成为新的研究热点之一。本文在前文^[12]的基础上从微生物修复及其与植物联合修复的新角度对 PAHs 污染土壤生物修复的研究进展进行综述。

1 多环芳烃污染土壤的微生物修复

土壤是微生物生活的大本营, 其中包含了自然界中几乎所有的微生物种类。由于微生物对环境有极强的适应性, 可以在各种条件下进行生长繁殖, 并具有较强的变异性, 所以在生存过程中分化出多种多样的代谢类型, 并能较强地适应生存环境。在 PAHs 污染土壤中, 经过自然驯化, 存在大量的能降解多环芳烃的微生物。但是, 由于微生物种类不同以及多环芳烃较难在环境中降解, 所以降解 PAHs 的途径就有较大的差别。研究表明, 微生物一般通过两种方式对 PAHs 进行代谢: (1) 微生物在生长过程中以 PAHs 作为唯一的碳源和能源生活而降解 PAHs; (2) 微生物把 PAHs 与其它有机质共代谢 (或共氧化) 而降解 PAHs。

1.1 微生物对 PAHs 的降解机理

1.1.1 以 PAHs 作为唯一的碳源和能源的代谢机理 微生物降解有机物获得生长繁殖所需的能量是在各种酶的催化下提供, 微生物降解 PAHs 也不例外。在 PAHs 等诱导下, 微生物可分泌单加氧酶和双加氧酶。在这些酶的催化作用下, 把氧加入到苯环上, 形成 C-O 键, 再经过加氢、脱水等作用而使 C-C 键断裂, 苯环数减少。其中真菌产生单加氧酶, 加一个氧原子到苯环上, 形成环氧化物, 然后, 加入 H₂O 产生反式二醇和酚。细菌产生双加氧酶, 加两个氧原子到苯环上, 形成过氧化物, 然后氧化为顺式二醇, 脱氢产生酚。不同的途径有不同的中间产物, 但普遍的中间产物是: 邻苯二酚, 2, 5-二羟基苯甲酸, 3, 4-二羟基苯甲酸。邻苯二酚是普遍的中间产物, 具体的化合物依赖于羟基组的位置, 有正、对或其它。这些代谢物经过五种相似的途径降解: 环碳键断裂, 丁二酸, 反丁烯二酸, 丙酮酸, 乙酸或乙醛。这些物质都能被微生物利用合成细胞蛋白, 最后的产物是 CO₂ 和 H₂O^[3]。

1.1.2 以 PAHs 与其它有机物进行共代谢 多环芳烃在土壤中有较高的稳定性, 其苯环数与其生物可降解性呈明显的负相关关系。土壤环境中很少有能直接降解高环数多环芳烃的微生物。高分子量的多环芳烃的生物降解一般均以共代谢方式开始^[13]。共代谢作用可以提高微生物降解多环芳烃的效率, 改变微生物碳源与能源的底物结构, 增大微生物对碳源和能源的选择范围, 从而达到难降解的多环芳烃最终被微生物利用并降解的目的^[14]。

1.1.2.1 共代谢降解 PAHs 的理论 微生物在有可利用碳源和能源的基质上生长时, 会伴随着一种非生长基质的不完全转化。这种现象最早是由 Foster 报导的^[15]。他在 1951 年在英国洛桑试验站未发表的文章中, 把微生物对氯代苯酸的降解, 归因于一种能靠苯酸酯生长的土壤棒状杆菌 (*Corynebacterium*) 细胞在 3- 或 4- 氯苯酯存在下摄取了氧。当时对这一事实的道理并不清楚, 后来他把这种现象首次定义为共氧化作用或共代谢作用。Foster 还观察了靠石蜡烃生长的诺卡氏菌, 在加有芳香烃的培养液中对芳香烃的有限氧化作用。这种菌靠十六烷作为唯一碳源和能源时能长得很好, 但却不一定能利用甲基萘或 1,3,5-三甲基苯。把甲基萘

或 1,3,5-三甲基苯加进含十六烷培养液中,氧化作用就使 10 种芳香族化合物分别生成羧酸、萘酸和对异苯丙酸^[15]。现在,微生物共代谢的一般定义是:只有在初级能源物质存在时,才能进行的有机化合物的生物降解过程。共代谢不仅包括微生物在正常生长代谢过程中对非生长基质的共同氧化,而且也描述了休止细胞对不可利用基质的转化^[15]。有人提出这样的假设:利用易于被微生物利用的底物来维持多环芳烃降解菌的生长,通过这些降解菌的大量生长繁殖可以提高对多环芳烃的降解率^[16]。后来 Jensen 扩展其内涵,提出共代谢 (cometabolism) 的概念^[17]。在有其他碳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,也称为共代谢作用。Jerome 曾对烃类的共代谢降解作用进行了报道,他认为烃类的降解的初始阶段都是通过加氧酶的作用在碳链上加上氧原子,再经一系列反应使链断开,最终完成降解。加氧酶可以被其它底物诱导,活性提高而使降解作用增强^[18]。Michael 以苯酚为共代谢底物进行了氯酚的共代谢降解研究,他不但提出了二者之间存在着共代谢关系,还以氯酚和共代谢底物之间的比值为参数量化描述了氯酚的降解模式^[19]。

1.1.2.2 共代谢降解 PAHs 的机理 在共代谢降解过程中,微生物通过酶来降解某些能维持自身生长的物质,同时也降解了某些非微生物生长必需的物质^[7]。多环芳烃环的断开主要靠加氧酶的作用,加氧酶能把氧原子加到 C-C 键上形成 C-O 键,再经过加氢、脱水等作用而使 C-C 键断裂,苯环数减少。微生物加氧酶对多环芳烃的作用过程如图 1 所示^[20]。

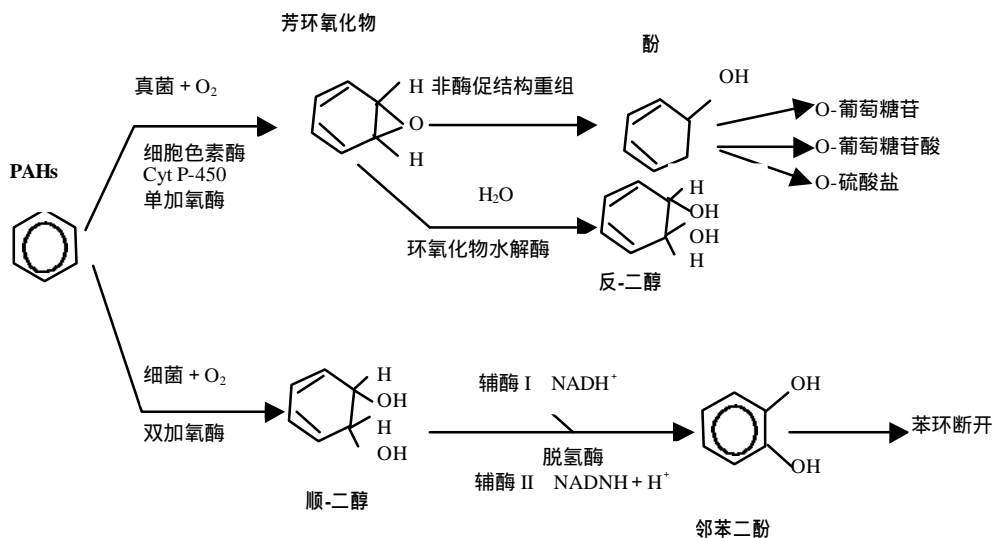


图 1 微生物在加氧酶作用下氧化多环芳烃的途径

1.1.2.3 共代谢降解多环芳烃的研究及应用 加氧酶系可以在底物的诱导下降解其它有机物质,而多环芳烃苯环的断开通常是通过加氧酶在环内加入氧原子完成的,这说明底物对微生物内普遍存在的加氧酶的诱导作用,就是多环芳烃共代谢的一部分^[18]。有实验观察到 *Beijerinckia* 不能以苯并蒽作为碳源和能源生长,但该菌在有联苯、水杨酸作为诱导底物生长后可以氧化苯并蒽。水杨酸的存在还能提高 *Pseudomonas Putida* NCIB9816 降解蒽和苯并芘的能力^[21]。许多多环芳烃的结构有相似性,其代谢的中间产物结构也有相似性,因而可以预测在一系列能降解多环芳烃的微生物中存在着功能类似的加氧酶或降解途径。某些多环芳

烃对诱导加氧酶系很有效^[18]。Mueller 以萤蒽单独碳源和能源培养出的微生物群落能降解 17 种多环芳烃, 而在这 17 种多环芳烃中有些是不能直接被微生物利用的, 它们的降解以共代谢方式进行。微生物群落中的微生物起到了不同的作用, 有的提供了加氧酶, 有的提供了生长因子^[22]。在菲和水杨酸存在的前提下, 不能作为 *Pseudomonas Sacharophila* p-15 碳源和能源的芘和萤蒽被这种菌代谢, 萘、菲的降解均受水杨酸控制, 这表明二者代谢作用于同一酶系^[23]。Schwab 研究发现, 根际土壤内芘的降解在有菲的存在下得到了促进^[24]。Bouchez 等分离出 6 种细菌, 这些细菌至少能以如下 6 种多环芳烃: 萘、芴、菲、萤蒽、芘中的一种为碳源和能源。他们还两种多环芳烃在生物降解过程中的相互关系进行了研究, 两种多环芳烃中至少有一种作为微生物的碳源和能源。在研究中有时不但能观察到 PAHs 之间剧烈的抑制作用, 还能观察到它们之间的协同作用。多种微生物混合培养能减缓多环芳烃之间的抑制现象^[25]。Kanaly 把苯并芘和原油混合后投入清洁土壤, 用土著微生物进行降解。他把苯并芘的降解解释为共代谢氧化和随后的一些烃类降解菌的混合体代谢作用的结果^[26]。能降解芘的菌在菲和萤蒽的存在下降解滞后期缩短、降解速率提高^[18]。巩宗强等^[27]研究了芘作为唯一碳源和能源的降解过程和有共代谢底物存在下芘的降解过程, 结果表明, 25 天后前者中芘的降解率为 57%, 而后者中芘的降解率为 80%, 且有共代谢底物存在下, 芘的降解过程中半衰期缩短; 芘和低分子量 PAHs 之间也有共代谢关系, 菲促进了芘的降解。

1.2 PAHs 污染土壤的微生物修复技术

尽管 PAHs 属于难降解有机物, 但已发现一些好氧及厌氧微生物能够通过不同代谢机制将其降解、矿化, 这为生物修复受多环芳烃污染的环境提供了可能。报道较多的多环芳烃的生物修复技术有就地处理、现场处理和生物反应器。最近人们对生物反应器的研究越来越多, 在这里主要介绍生物反应器。

生物反应器处理污染土壤是将受污染的土壤挖掘起来, 与水混合后, 在接种了微生物的反应器内进行处理, 其工艺类似于污水生物处理方法。处理后的土壤与水分离后, 经脱水处理再运回原地。反应装置不仅包括各种可拖动的小型反应器, 也有类似稳定塘和污水处理厂的大型设施。反应器可以使土壤、沉积物和地下水与微生物及其添加物如营养盐、表面活性剂等彻底混合, 能很好地控制降解条件, 如通气、控制温度、控制湿度及提供微生物生长所需要的各种营养物质, 因而处理速度快, 效果好。

Robert 等^[28]在生物反应器中使用白腐真菌(*phanerochate chrysosporium*)处理受多环芳烃污染的土壤。在该系统中, 真菌与土壤分别放在不同的反应器内, 通过加热土壤反应器, 使污染物抽提挥发至真菌反应器再进行处理。起始土壤中多环芳烃为 41g/kg。36 天后, 低分子量多环芳烃的降解率为 70%~100%, 高分子量多环芳烃的降解率为 50%~60%, 土壤中多环芳烃降为 18g/kg。在土壤的多环芳烃起始浓度较高的情况下, 多环芳烃有相当高的降解速率, 为 511 mg/(kg·d)。其中苯并[a]芘的降解速率为 4.9 mg/(kg·d), 这比以往报道的都要高, 同时该系统对多环芳烃的降解没有选择性。

Jee 等^[29]用生物反应器修复受多环芳烃污染的底泥。样品取自美国德克萨斯州 Dickinson Bayon 河河口河面以下 0.6~1.2m。泥浆中固体含量分别配成 5%、10%和 15%, 其中多环芳烃菲的起始浓度保持为 88 mg/kg。在两种条件下对菲的降解进行比较, (1) 曝气但没有机械搅拌和 (2) 曝气有机械搅拌。运行 7 天, 菲基本被去除。其中菲的完全矿化去除率在固体含量为 10%、搅拌且曝气的条件下最高达 40%。

在好氧条件下,许多多环芳烃可以降解。然而,大多数受污染的底泥处于厌氧状态,因此, Karl 等^[30]在一个流化床反应器中进行多环芳烃的厌氧降解实验。该反应器富集了受杂酚油污染的海洋沉积物中分离出来的细菌,以硝酸盐和硫酸盐为唯一的末电子受体,多环芳烃为唯一的碳源和能源。实验装置直径 3cm,体积 200mL;加入营养盐以维持细菌的生长;保持反应器温度在 20~27°C。在降解实验以前,细菌在流化床反应器中明显减少,去除率达 70%~85%。但苯并呋喃的降解情况就完全不同,50~100 天内流化床出水中显著减少,但 100 天以后,出水中苯并呋喃浓度又保持到进水时的水平。这是由于吸附-饱和机制的作用:开始时流化床内的物质吸附苯并呋喃,吸附饱和后,出水中苯并呋喃的浓度升高。这也说明厌氧流化床反应器对苯并呋喃几乎不能降解。实验还确定最适的硝酸盐用量(NO_3^- -N)为 3~6mg/L,最适的硫酸盐用量(S)为 6~10 mg/L。硝酸盐流化床的生物流量要比硫酸盐流化床的生物流失量大。虽然厌氧流化床反应器中多环芳烃的降解速率不及好氧降解,但比自然条件下的厌氧降解要快得多。

可以看出,在修复受 PAHs 污染的环境中,生物反应器具有较高的修复效率,操作起来也比较灵活,反应条件也较容易控制,所以生物反应器修复 PAHs 污染环境将有应用前景。

2 植物-微生物对PAHs污染土壤的联合修复

植物修复技术即利用植物来修复和消除由有机毒物和无机废物造成的土壤环境污染^[31,32]。很久以来,人们便知道植物的生活周期对其周围发生的化学的、物理的、生物的过程都会产生深远的影响。在枝条和根的生长、水和矿物质的吸收、植株的衰老及其完全腐解等过程中,植物都能深刻地改变周围的土壤环境。运用农业技术使污染的土壤适于种植,植物会直接或间接地吸收、分离或降解污染物。在有植物生长时,其根系提供了微生物旺盛的最佳场所;反过来,微生物的旺盛生长,增强了对有机污染物的降解,也使植物有更优化的生长空间,这样的植物-微生物联合体系能促进有机污染物的快速降解、矿化。其基本原理为:1)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;2)植物根区分泌物刺激了细菌的转化作用;3)植物还可为微生物提供生存场所并可转移氧化,使根区的好氧转化作用能够正常进行。

2.1 多环芳烃污染土壤的植物-微生物联合修复过程与机制

植物-微生物联合体系中修复 PAHs 等有机物有 3 种过程与机制^[33]:

1. 直接吸收有机污染物并在植物组织中积累非植物毒性的代谢物。植物从土壤中直接吸收有机物,然后将没有毒性的代谢中间体储存在植物组织中,这是植物去除环境中中等亲水性有机污染物的一个重要机制。化合物被吸收到植物体后,植物可将其分解,并通过木质化作用使其成为植物体的组成部分,也可通过挥发、代谢或矿化作用使其转化成 CO_2 和 H_2O ,或转化成为无毒性作用的中间代谢物(如木质素),储存在植物细胞中,达到去除环境中有机污染物的作用。

植物对化合物的吸收受 3 个因素的影响:化合物的化学特性,环境条件和植物种类。因此,为了提高植物对环境中有机污染物的去除率,应从这 3 方面深入研究,以提高植物对污染物的吸收与去除。

2. 植物释放促进化学反应的根际分泌物和酶,刺激根际微生物的活性和生物转化作用。植物可释放一些物质到土壤中,以利于降解有毒化学物质,并可刺激根区微生物的活性,而

且还为有机污染物共代谢提供大量的共代谢基质^[34]。研究表明植物每年释放的物质可达植物总光合作用 10%~20%^[35]。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。Nichols 等研究表明:植物根区微生物明显比对照土壤中多^[36],这些增加对环境中的有机污染物的降解起重要作用。Reilley 等在 1996 年研究了多环芳烃的降解^[37],发现植物使根区微生物密度增加,多环芳烃的降解增加。Ryan 和 Firestone 的研究也得到相同的结论^[38],杨树根区的微生物数量增加,但没有选择性,即降解污染物的微生物没有选择性的增加,表明微生物的增加是由于根际的影响,而非污染物的影响。

3. 植物强化根际(根-土界面)的矿化作用,这与菌根菌和同生菌有关。最近的一些研究发现,植物根际对表层土壤有毒有机污染物(如 PAHs)的生物修复可能起重要作用^[37, 39, 40]。目前,已发现 64 属 86 种真菌对萘有降解能力。土壤微生物本身也能降解 PAHs,但降解能力较弱,在植物存在条件下,其降解能力能提高 2%~4.7%。投加特效降解菌对葱、芫和苯等的降解有明显促进作用。Leyval 等^[41]发现,接种菌根菌(*Glomus mosseae*)能提高黑麦草在 PAHs(葱)土壤中的存活率,并促进植物的生长,在 5g/kg 时只有菌根化植物能生存。Binet 等^[42]证实,在葱严重污染的工业土壤中,菌根化黑麦草明显比非菌根化黑麦草存活率高,菌根化植物根际葱的降解也明显比对照高。这可能是真菌菌根加速了葱的降解。Leyval 和 Binet 研究了韭葱,玉米,黑麦草和三叶草接种菌根后对 PAHs 的降解,认为菌根真菌不仅能增加其对寄主植物对营养和水的吸收,提高其对不利环境的抗逆性,而且也能增加其对 PAHs 等有生理毒性有机污染物的生物有效性,提高其吸收效率,增加其矿化率^[41]。同时,植物通过促进根区微生物的转化作用,已被很多研究所证实。植物根区分泌物刺激了细菌的转化作用,在根区形成了有机碳,根细胞的死亡也增加了土壤有机碳,这些有机碳的增加可阻止有机化合物向地下水转移,也可增加微生物对污染物的矿化作用^[43, 44]。

在微生物-植物联合修复体系中,理想的植物应^[39]:1)有强大的须根系,最大可能地提供微生物活动的根表面面积;2)能够适应多种有机污染物,并生长旺盛,有较大的生物量;3)根系要深,能够穿透较深的土层。

2.2 植物-微生物联合修复技术在 PAHs 污染土壤修复中的应用

Pradhan 等研究了原煤生产厂污染的植物修复技术,用 3 种植物进行了 6 个月的实验室研究,发现其中应用苜蓿和柳枝稷处理,6 个月后土壤中总 PAHs 浓度减少了 57%,然后,再用苜蓿可进一步减少 PAHs 总量的 15%^[45]。Aprill 和 Sims 对 4 种 PAHs 化合物在土壤中存在的持久性做了调查。残留物分析表明,在 8 种牧草混合栽培的有植被区,PAHs 消失速度比无植被区快得多,认为是微生物的降解使 PAHs 消失量增多。同时也认为,PAHs 在有植被区被腐殖质酸化也是一种消失快的理由。在这个试验中根的吸收和代谢未被考虑。然而,许多证据证明了植物的吸收和代谢对 PAHs 的降解起很大作用^[46,47]。孙铁珩等^[48]利用苜蓿草进行了菲降解的室外盆栽研究,结果表明种植植物的土壤根际中菲的降解率明显高于没有种植植物(对照)的土壤,而且根际土壤中的微生物数量明显高于非根际土壤,说明土壤中菲的降解是在植物及根际微生物的共同作用下的结果。

Reilley 等利用酥油草(*Festuca urundinacea* Schreb)、苜蓿(*Medicago sativa* L.)、苏丹草(*Sorghum vulgare* L.)和三叶草(*Panicum virgatum* L.)等 4 种植物对石油污染土壤中 PAHs 的降解进行了研究,发现用¹⁴C 示踪的葱和芫在种植植物时,其降解率都有显著提高;他们认为,这

一方面是由于根际作用增加了微生物降解菌的数量,另一方面是因为植物分泌有机物为微生物共代谢提供了共代谢的基质底物^[36]。

Binet等利用黑麦草对增强3~6环PAHs(蒎、菲、荧蒎、苯并[a]荧蒎、屈、苯并[a]荧蒎、二苯并[a,h]蒎、苯并[g,h,i]屈)的降解进行了研究。研究表明,黑麦草根际对降解包括5环和6环的大部分PAHs有很大的潜力,特别是对喷洒PAHs后进行老化处理的土壤中尤为明显^[49]。

李滢等^[50]通过研究施加两种表面活性剂(Tween 80和LAS)后小麦对多环芳烃的吸收情况得出,含有过量菲、芘和苯并[a]芘营养液中生长的小麦PAHs含量受表面活性剂影响显著;在培养40天后,Tween 80使小麦根中菲、芘和苯并[a]芘含量下降,但提高了小麦茎叶中菲和芘的含量。

可见,土壤中PAHs等有机污染的植物-微生物联合修复可以成为一种很有发展前途的新型原位修复新技术。它克服了单用微生物修复PAHs等有机污染物的一些缺点^[51],特别是和其它修复技术相比,费用较低,修复彻底,适合于大规模现场修复污染土壤。

3 研究展望

复杂的植物、微生物、有机污染物之间的相互作用对PAHs根际降解机理的阐明带来难度。从共代谢角度系统研究多环芳烃降解的文献目前还不多。由于对共代谢碳源与能源的选取尚缺乏一致的认识,加上彼此的实验条件差异很大,难以统一描述共代谢碳源与不同环数多环芳烃微生物降解之间的关系。多环芳烃污染土壤的植物修复正处起步阶段,对其修复机理,特别是植物-微生物体系中的联合修复过程、机制及控制因素的研究需要加强。具体地说,有必要开展如下一些研究工作:

- (1) 不同分子量多环芳烃生物降解对共代谢碳源与能源的选择及其共代谢规律;
- (2) 低分子量多环芳烃、有机酸、矿物油等物质同高分子量多环芳烃的共代谢降解;
- (3) 共代谢生物降解动力学及其预测模型;
- (4) 生物反应器工艺优化;
- (5) 能高效降解和积累植物的选育与微生物-植物联合修复根际机理;
- (6) 植物体内转化、分配和归宿与植物自身修复机理;
- (7) 高效降解菌的筛选、基因整合与植物到自然降解功能;
- (8) 能提高修复能力和加快进程的技术与措施的集成与示范。

参 考 文 献

- 1 Wolfgang Wilcke. Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in soil-a review. J, Plant Nutr. Soil Sci.; 2000, 163: 229~248
- 2 Miton, L. L. Analytical of polycyclic aromatic Compounds. Academic press, INC, 17~40
- 3 Sims, R. C. and Overcash, M. R. Fate of polynuclear aromatic compounds(PNAs) in soil-plant systems. Residue Reviews, 1981, 88: 1~68
- 4 金赞芳, 陈英旭. 环境中PAHs污染及其生物修复技术研究进展. 农业环境保护, 2001, 20(2): 123~125.
- 5 Saeed, T. Al-bloushi, A. et al. Assessment of levels of hydrocarbons in the oil from Kuwait lakes. Achieves of Environ Contamination and Toxicity, 1995, 29(1): 45~51
- 6 Menzie, C. A., Potoki, B. B. et al. Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. Environ. Sci. Technol.,

- 1992, 26(7): 1278~1284
- 7 Susan C. Wilson and Kenvin C. Jones. Bioremediation of soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Environ. Pollut.*, 1993, 81: 229~249
 - 8 Calder, J. A., Lader. J.H. Microbial metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1976, 32(1): 95~101
 - 9 孙红文,李书霞. 多环芳烃的光致毒效应. *环境科学进展*, 1998. 6 (6) :1~10
 - 10 Xiao-Dong Huang , Loreleif, Zeiler, D. et al.. Photoinduced toxicity of PAHs to the foliar regions of *Brassica napus* and *cucumis sativus* in simulated solar radiation. *Ecotoxicology and Environ safy*, 1996, 35(2): 108~112
 - 11 聂麦茜, 张志杰. 环境中多环芳烃污染规律及其生物净化技术. *环境导报*, 2001, 1: 18~21
 - 12 丁克强等. 多环芳烃污染土壤的生物修复. *土壤*, 2001, 33(4): 169~178.
 - 13 Heikamp, M. A. and Cerniglia, C. E. Polycyclic aromatic hydrocarbons degradation by a mycobacterium sp. In microcosms containing sediment and water from pristine ecosystem. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1989, 55: 1968~1973
 - 14 巩宗强, 李培军等. 污染土壤中多环芳烃的共代谢降解过程. *生态学杂志*, 2000, 19(6): 40~45
 - 15 Leadbetter, E. R. And J. W. Foster. Oxidation products formed from gaseous alkane by the bacterium *pseudomonas metharica*. *Arch.Biochem. Biophys.*, 1959, 82: 491~492
 - 16 Tittle P. C. et al. Use of alternative growth substrates to enhance PAH degradation. In: R. E. Hinchee (eds). *Bioremediation of Recalcitrant Organics*. 1995, 1~7
 - 17 Jensen, H. L. Carbon nutrition of some microorganisms decomposing halogen-substituted aliphatic acid. *Acta. Agr. Scand.*, 1963, 13: 404~412
 - 18 Perry. J. Microbial cooxidation involving hydrocarbons. *Microbiological Review*, 1979, 43(1): 59~72
 - 19 Kim M. H. and Hao. O.J. Cometabolic degradation of chlorophenols by acinetobacter species. *Water Research*, 1999, 33(2): 562~574
 - 20 Cerniglia, C. E. and M. A. Heitkamp. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic environment. In: Baranasi, Bota Taton(ed). *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. FL, CRC Press Inc., 1989, 41~68
 - 21 Mahaffey, W. R. et al. Bacterial oxidation of chemical carcinogens: formation of polycyclic aromatic acids from benz(a) anthracene. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1988, 54(10): 2415~2423
 - 22 Mueller, J. G. et al. Action of a fluoranthene-utilizing bacterial community on polycyclic aromatic hydrocarbon components of creosote. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1989, 55(12): 3085~3090
 - 23 Mueller, J. G. et al. Benchscale evaluation of alternative biological treatment processes for the remediation of pentachlorophenol and creosote contaminated materials: slurry phase bioremediation. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 25: 1055~1060
 - 24 Schwab P. et al. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon in rhizosphere. In: R. E. Hinchee et al.(eds). *Bioremediation of Recalcitrant Organics*. 1995, 23~29
 - 25 Bouchez M. et al. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbon by pure strains and defined strain associations: inhibition phenomena and cometabolism. *Appl. Microbiol., Bictchnol.* 1995, 43: 156~164
 - 26 Kanaly, R. et al. Biodegradation of ¹⁴C Benzo(a) pyrene added in crude oil to uncontaminated soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 1997, 63(11): 4511~4515

- 27 巩宗强, 李培军等. 芘在土壤中的共代谢降解研究. *应用生态学报*, 2001, 12(3): 447~450
- 28 Robert M., Peter, S. et al. Ex-Situ process for treatment PAH-contaminated soil with *Phanerochaete Chrysosporium*. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31: 2626~2633
- 29 Jee, V., et al., Aerobic slurry reactor treatment of phenanthrene contaminated sediment. *Water Research*, 1998, 32: 1231~1239
- 30 Karl J. R., Stuart E S. Biodegradation of bicyclic and polycyclic aromatic hydrocarbons in anaerobic enrichment. *Environ.Sci. Technol.* 1998, 32: 3962~3967
- 31 Anderson T. A. et al., Bioremediation in the rhizosphere. *Environ. Sci. Technol.* 1993, 27(13): 2630~2635
- 32 龚月梓, 王俊儒等. 植物修复技术及其在环境保护中的应用. *农业环境保护*, 1998, 17 (6): 268~270
- 33 桑伟莲, 孔繁翔. 植物修复研究进展. *环境科学进展*, 1999, 7(3): 40~44
- 34 金国贤, 张莘民. 植物根圈污染生态研究进展. *农村生态环境*, 2000, 16(3): 46~50
- 35 张福锁, 曹一平. 根际动态与植物营养. *土壤学报*, 1992, 29(3): 239~250
- 36 Nichol T. D. et al. Rhizosphere microbial populations in contaminated soils. *Water, Air and Soil Pollution*. 1997, 95(1/4): 165~176
- 37 Reilley, K. A. Banks M. K. et al. Dissipation of PAHs in the rhizosphere. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25: 212~219
- 38 Ryan K. Miya and Mary K. Firestone. Phenanthrene-Degrader community dynamics in rhizosphere soil from a common annual grass. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29: 584~592
- 39 Gunther, F., Dornberger, U. et al. Effect of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, 1996, 33: 203~215
- 40 王曙光, 林先贵. 菌根在污染土壤生物修复中的作用. *农村生态环境*, 2001, 17(1): 56~59
- 41 Leyval C. and Binet, P. Effect of poluaromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27: 402~407
- 42 Binet, P. Jean-merie, P. et al. Biodegradation of a polyaromatic hydrocarbon in the rhizosphere of mycorrhizal plant. In: Ahonen-jonnarth U. et al. (eds.) Programme and Abstracts of Second International Conference on Mycorrhiza, July 5~10, 1998, Uppsala, Sweden.
- 43 Chaîneau, C. H. Morel, J. L. et al. Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize. *J. Environ. Qual.* 2000, 29: 569~578
- 44 王庆仁, 刘秀梅等. 土壤与水体有机污染的生物修复及其应用研究进展. *生态学报*, 2001, 20(1): 159~163
- 45 Pradhan S. P., Conrad J. R. et al. Potential of phytoremediation for treatment of PAHs in soil and MGP sites. *J. Soil Contam.*, 1998, 7(4): 467~480]
- 46 Komoba D. and Sandermann H. J. Plant metabolism of herbicides with C-P bonds: phosphinothricin. *Pestic. Biochem. Physiol.*, 1992, 43: 95~102
- 47 Donnelly P. K. and Fletcher J. S. In abstracts of the 13th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry. OH, 1992, 103
- 48 孙铁珩, 宋玉芳等. 植物法修复PAHs和矿物油污染土壤的调控研究. *应用生态学报*, 1999, 10(2): 225~229
- 49 Binet, P. Portal, J. M. et al. Dissipation of 3~6-ring Polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biology & Biochemistry*. 2000, 32: 2011~2017
- 50 李滢, 区自清等. 表面活性剂对小麦吸收多环芳烃(PAHs)的影响. *生态学报*, 2000, 20 (1): 99~102
- 51 马文漪, 杨柳燕. *环境微生物工程*. 南京: 南京大学出版社, 1998, 125