

土壤中有有机污染物的植物修复研究进展

刘世亮 骆永明 丁克强 曹志洪

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘 要 植物修复是土壤有机污染物修复的有效途径之一, 主要包括植物吸收、根际土壤酶促进降解和微生物对其的一系列降解。本文简述了植物修复的含义, 系统综述了植物修复有机污染物的机理, 并阐述了利用植物对农药、氯化化合物、多环芳烃和其它有机污染物进行修复的研究成果与应用, 展望了今后进一步研究的重点。

关键词 污染土壤; 有机污染物; 植物修复; 根际微生物

中图分类号 X131.3

随着工业化的发展, 有机、无机的有毒有害物质对土壤环境的污染越来越严重。人类对这一危害自身生存的灾难当然不会等闲视之, 投入了大量的人力、财力想方设法来减轻和消除污染。80 年代美国开始了应用生态学原理和技术修复污染土壤, 即生物修复 (Bioremediation) 特别是植物修复 (phytoremediation) 方面的研究。近年来的研究结果表明, 这是既安全又经济的方法。植物修复技术不仅能修复被石油污染的土壤, 而且对更多种污染物的土壤修复有效, 植物降解高分子有毒化合物的基础是根际环境及根际微生物。对根际区微生物降解和转化有机化合物的研究, 更多的集中于植物对难降解有机污染物包括多环芳烃、杀虫剂和除草剂的降解。事实证明, 生物修复污染土壤是一项实用性和有效性很强的技术。

1 植物修复技术

微生物学家很早就发现, 自然界中单细胞的有机体可以吸收地下渗出的石油; 一些微生物可以利用植物分泌物如松脂等。20 世纪 60 年代, 微生物学家开始探索提纯和工厂化生产自然界中存在的这些菌种的方法, 试图用来清理因油轮失事而被石油污染的海滩。20 世纪 80 年代初, 一系列的可以用碳氢化合物为食物和促进碳氢化合物分子氧化的菌种品系被分离出来, 并且能在控制条件下工厂化生产, 成功地利用了这些微生物来清理石油污染的海滩。事实证明, 这是一项实用性和有效性很强的环

境工程技术^[1]。

由于人们担心工厂生产的微生物应用到环境中会再次引起另一种形式的污染, 一种人们普遍能够接受的、更安全可靠的方法 植物修复技术成为研究重点。植物修复技术不仅能修复被石油污染的土壤, 而且对更多的有毒、有害有机物质污染的土壤修复有效。

植物修复技术即利用植物修复和消除由有机毒物和无机废物造成的土壤环境污染^[2]。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, 并改善对植物生长不利的化学和物理方面的限制条件。然后, 植物会直接或间接地吸收、分离或降解污染物。研究人员对所种植物、灌溉条件、施肥制度及耕作制度进行组合, 使这种修复效果达到最优化。通过有目的地多年种植优选的植物, 以从污染地带除去污染物, 或者改变土体中污染物的物理和化学特性, 使之不再威胁人类健康和生存环境, 恢复和重建自然生态环境和植被景观。

有机污染物的植物修复是利用植物在生长过程中, 吸收、降解、钝化有机污染物的一种原位处理污染土壤的方法。植物修复的方式有 4 种, 植物提取: 植物直接吸收有机污染物并在体内蓄积, 植物收获后才进行处理。收获后可以进行处理、微

微生物处理和化学处理^[3]；植物降解：植物本身及其相关微生物和各种酶系将有机污染物降解为小分子的 CO_2 和 H_2O ，或转化为无毒性的中间产物；

植物稳定：植物在与土壤的共同作用下，将有机物固定并降低其生物活性，以减少其对生物与环境的危害；植物挥发：植物挥发是与植物吸收相连的，它是利用植物的吸取、积累、挥发而减少土壤有机污染物。

2 有机污染物的植物降解机理

传统的有机污染物的生物修复是用微生物来完成的，有人认为研究植物去除有机物比较困难，因为有机物在植物体内的形态较难分析，形成的中间代谢物也较复杂，很难观察其在植物体内的转化^[4]，但是与微生物修复相比，植物修复更适合用于现场修复。近几年有关的研究也很多，有的已达野外应用的水平^[5]。

植物主要通过 3 种机制降解、去除有机污染物，即植物直接吸收有机污染物；植物释放分泌物和酶，刺激根际微生物的活性和生物转化作用；植物增强根际的矿化作用。

2.1 植物对有机污染物的直接吸收作用

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（辛醇-水分配系数为 $\log K_{ow}=0.5\sim 3$ ）的一个重要机制。疏水有机化合物（ $\log K_{ow}>3.0$ ）易于被根表强烈吸附而难以运输到植物体内，而比较容易溶于水的（ $\log K_{ow}<0.5$ ）有机物不易被根表吸附而易被运输到植物体内^[6-8]。化合物被吸收到植物体后，植物根对有机物的吸收直接与有机物的相对亲脂性有关。这些化合物一旦被吸收后，会有多种去向：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目的。环境中大多数 BTEX 化合物，含氯溶剂和短链的脂肪化合物都是通过这一途径去除的^[9]。环境中微量除草剂阿特拉津可被植物直接吸收^[10, 11]。

一些有机污染物被植物或与之有关的微生物降解、矿化。植物的根和茎都有相当的代谢活性，即使在植物根以外或根际，一些代谢酶能起作用^[12]。植物的这些功能会被活跃在根际的微生物群落进一步提高，这些微生物群落可分布在根际、根组织、

木质部液流、茎叶组织中以及叶的表面。在根际，某些杀虫剂成分如三氯乙烯和石油醚等能在根际快速降解，但在土体中降解过程的整体速率相对较慢。

许多化合物实际上是以一种很少能被生物利用的形式被束缚在植物组织中，普通的化学提取方法无法将它们提取出来。在有机质很少的砂质土壤中，利用根吸收和收获进行植物修复证明是可行的，如利用胡萝卜吸收二氯二苯基-三氯乙烷，然后收获胡萝卜，晒干，完全燃烧以破坏污染物。在这个过程中，亲脂性污染物离开土壤基质进入脂含量高的胡萝卜根中^[13]。另一个运用植物从土壤中直接提取有机污染物的方法是根累积后经木质部转运，随后从叶表挥发。

有机污染物直接被植物吸收取决于植物的吸收效率、蒸腾速率以及污染物在土壤中的浓度。而吸收率反过来取决于污染物的物理化学特征、污染物的形态以及植物本身特性。蒸腾率是决定污染物吸收的关键因素，其又决定于植物的种类、叶片面积、营养状况、土壤水分、环境中风速和相对湿度等^[6, 14]。

2.2 植物释放分泌物和酶去除环境中有机污染物

植物可释放一些物质到土壤中，以利于降解有毒化学物质，并可刺激根际微生物的活性。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际微生物提供重要的营养物质，促进根际微生物的生长和繁殖。并且，其中的有些分泌物也是微生物共代谢的基质。Nichols 等研究表明：植物根际微生物明显比空白土壤中多^[15]，这些增加的微生物能增加环境中的有机物质的降解。Reilley 等研究了多环芳烃的降解，发现植物使根际微生物密度增加，多环芳烃的降解增加^[16]，Ryan 等^[17]的研究也得到相同的结论。Jordahl 等报道杨树根际的微生物数量增加，但没有选择性，即降解污染物的微生物没有选择性的增加^[18]，表明微生物的增加是由于根际的影响，而非污染物的影响^[18, 19]。Siciliano 等通过研究也发现草原地区微生物对 2-氯苯甲酸的降解率升高 11%~63%^[20]。

植物释放到根际土壤中的酶系统可直接降解有关化合物，这已被一些研究所证实。有研究表明硝酸盐还原酶和漆酶可降解军火废物如 TNT（2,4,6-三硝基甲苯），使之成为无毒的成分，脱卤酶可降解含氯的溶剂如 TCE（四氯乙烯），生成 Cl^- 、 H_2O 和 CO_2 ^[12]。通过根际的酶来筛选可用于降解某类化合物的酶，这可能是一种能快速找到用于降解某类化

合物的植物的方法^[4]。

2.3 根际的矿化作用去除有机污染物

1904年 Hiltner 提出根际(rhizosphere)的概念。根际是受植物根系影响的根-土界面的一个微区,也是植物-土壤-微生物与其环境条件相互作用的场所^[21,22],这个区与无根系土体的区别即是根系的影响。由于根系的存在,增加了微生物的活动和生物量。关于这方面有许多文章报道^[23,24]。微生物在根际区和根系土壤中的差别很大,一般为5~20倍,有的高达100倍,这种微生物在数量和活动上的增长,很可能是使根际非生物化合物代谢降解的因素。而且植物的年龄、不同的植物的根,例如有瘤或无瘤,根毛的多少以及根的其他性质,都可以影响根际微生物对特定有毒物质的降解速率^[25]。

根际微生物的群落组成依赖于植物根的类型(直根、丛根)植物种类、植物年龄、土壤类型以及植物根系接触有毒物质的时间^[26]。根际区的CO₂浓度一般要高于无植被区的土壤,根际土壤的pH值与无植被的土壤相比较要高1~2个单位。氧浓度、渗透和氧化还原势以及土壤湿度也是植物影响的参数,这些参数与植物种和根系的性质有关^[21]。根系与土壤物理、化学性质不断地变化,使得土壤结构和微生物环境也不断变化。

植物和微生物的相互作用是复杂的,互惠的。植物根表皮细胞和根细胞的脱落,为根际的微生物提供了营养和能源,如碳水化合物和氨基酸,而且根细胞分泌粘液(根生长穿透土壤时的润滑剂)和其它细胞的分泌液构成了植物的渗出物,这些都可以成为微生物重要的营养源^[23]。另外,植物根系巨大的表面积也是微生物的寄宿之处。

微生物群落在植物根际区繁殖活动,根分泌物和分解物养育了微生物,而微生物的活动也会促进根系分泌物的释放。最明显的例子是有固氮菌的豆科植物,其根际微生物的生物量、植物生物量和根系分泌物都有增加。这些条件可促使根际区有机化合物的降解。

植物促进根际微生物对有机污染物的转化作用,已被很多研究所证实。植物根际的菌根真菌与植物形成共生作用,有其独特的酶途径,用以降解不能被细菌单独转化的有机物。植物根际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^[27,28]。另有研究发现微生物对

阿特拉津的矿化作用与土壤有机碳成分直接相关^[29]。

3 植物修复有机污染物的研究与应用

3.1 植物促进农药的降解研究

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^[2]。首先,植物根际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^[29];其次,植物根际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的分泌物(糖类、醇类和酸类等),其数量约占年光合作用产量的10%~20%;另外,植物为微生物提供适宜的生存场所,并可为好氧菌提供好氧环境使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,也是氯代有机化合物土壤修复技术的一个良好发展方向^[30,31]。

Sandman 研究证明许多植物根际区的农药降解速度快,降解率与根际区微生物数量的增加呈正相关,而且发现多种微生物联合的群落比单一种的群落对化合物的降解有更广泛的适应范围。但并非所有植物对化学物质都有降解能力。这之间的关系有很强的选择性,主要原因是不同植物分泌不同的物质,而不同微生物对根系分泌物有所选择。另外,植物对化学物质的适应或敏感程度也不相同。使用2,4-D除草剂后,降解2,4-D这种除草剂的细菌群落数量在甘蔗根际有增加,但在非洲三叶草根际不增加^[32]。2,4-D对除去双子叶杂草有效而不伤害甘蔗,这表明甘蔗根际微生物群落有保护植物免受化学物质伤害作用的可能性(农药→刺激植物产生分泌物→促进微生物繁殖)。也有研究证明了杀虫剂处理玉米、大豆和棉花以后,植物根际微生物的数量增加。用甲基硫类物质处理的植物,根际微生物数量高于对照植株。尽管作者未对甲基硫类物质的降解继续跟踪研究,但他们认为增加的微生物数量支持了这一想法,即甲基硫类物质和其它的杀虫剂被几种根际微生物代谢分解^[33,34]。

Gavrilova与合作者发现用杀虫剂二嗪农处理过的小麦、玉米、豌豆属植物根际微生物数量要比对照土壤中高100倍以上^[25],研究者从小麦根际土壤中分离了细菌、真菌和放线菌,经无土培养试验证明这些菌类可降解二嗪农。Sato 研究发现水稻根际微生物在加入杀草丹后异养菌和硝化菌数量增长了

8 倍, 这说明了根际的有毒物质持续减少是微生物的活动所引起的, 也表明根际微生物可以保护植物免受化学物质的伤害^[24]。

一般认为, 微生物繁殖所需的能源和营养由根系脱落细胞和分泌物供给, 而有些研究表明, 多种微生物构成的微生物群落也可以在以除草剂 2-甲基-4-氯丙酸做唯一碳源和能源的条件下生长^[35], 研究者分离了 5 种微生物, 培育试验结果为, 即使提供给相当可利用的碳源, 也没有一种微生物能单独生长在有 2-甲基-4-氯丙酸存在的条件下。然而, 2 种以上微生物混合即能生长于 2-甲基-4-氯丙酸为唯一碳源的环境中, 并且可以降解这种物质。这种微生物群落也能降解除草剂 2,4-D 和 MCPA(2-甲基-4-苯酚乙酸), 表明根际微生物联合群落要远比单个一种微生物更有效降解多种有毒有害物质。

3.2 植物促进氯化化合物降解的研究

根际对四氯乙烯 (TCE) 降解的促进作用和冰草 (*Agropyron desertum*) 对五氯苯酚 (PCP) 污染土壤的净化作用等都有报道。Walton 和 Anderson 以 ¹⁴C 标记 TCE, 对不同类型根系的植物如须根型、直根型豆科植物和接种菌根的松属植物对 TCE 在植物根际的降解做了很严谨的试验, 证明了 2 种豆科植物 (*Lespedeza cuneata* 和 *Glycine max*) 对土壤中的 C-TCE 的微生物矿化起促进作用, 尽管 *Glycine max* 不是污染地点原有植物种, 仍可以在此处生长并降解 TCE, Ferro 等人发现^[36], PCP 在有冰草生长的土壤中的消失速度是无植物区的 3.5 倍。有外菌根的 *Dinus teada* 幼苗根际也发现了污染物的矿化作用。Donnelly 和 Fletche^[37]证明了外菌根的菌丝在多氯联苯类 (PCBs) 的降解中作用。Katayama 和 Marsumura 做了根际真菌降解多种有机化合物如五氯苯酚、DDT 等方面的研究^[38]。

William 等研究了植物对三氯乙烯 (TCE) 污染浅层地下水的气化、代谢效应, 发现地下水中 TCE 的浓度远低于植物, 范围是 0.4~90mg/L, 利用一种玻璃箱收集对 TCE 分解的蒸腾气体, 采集植物的茎、叶、根分析 TCE 及 3 种代谢物: 2,2,2-三氯乙烷 (TCET), 2,2,2-三氯乙酸 (TCAA) 和 2,2-二氯乙酸 (DCAA)。结果发现, 污染场所中所有样品都可检测出 TCE 的气化挥发以及上述 3 种中间产物^[39]。

Aitchison 等用 ¹⁴C 研究了在水培和模拟土壤条件下杂交杨对 1,4-二氧六环化合物的降解、去除效果, 发现水培条件下杂交杨茎、叶可快速去除污染物, 8 天内平均清除量达 54%, 但从模拟土壤中的

清除较慢, 18 天仅有 24%。其途径皆是由蒸腾吸收后通过叶片表面产生气化挥发。而应用放线菌 CB1190 在水培条件下 1 个月可降解 100mg/L, 且杨树根系可增加微生物的降解活性, 45 天内清除率达 100%^[40]。

3.3 其它方面的研究

除了除草剂、杀虫剂等有机化合物在植物根际生物降解的研究外, 近年来对非农用化合物的降解研究也不断有报道, 其趋势几乎与农用化合物降解研究相匹配。例如: 从被石油污染的水稻田里分离的根际微生物证明了石油残存物可被加速分解。有研究发现^[41]在有石油污染的水稻田土壤中分离出的微生物 *Bacillus* sp. 仅在有水稻根系分泌物存在的情况下才能在石油残留物中生长。这表明水稻根系促进了特定的微生物消除石油残留物。

除了可清除氯化物、PAHs^[42]、石油外, 植物修复技术还成功地应用于其它化合物污染的修复。如原美军基地中军用化学物 2,4,6-三硝基甲苯 (TNT) 严重污染了当地的土壤。利用生物修复技术较传统的焚化脱污法显然具有价廉、适应性强、操作简单、避免了挖出土体而耗时费力且破坏自然景观与土层构造、加重环境负担的优点。如据 Best 等报道, 对受美国依阿华陆军弹药厂爆炸物所污染的地表水进行水生植物和湿地植物修复的筛选与应用研究中发现, 杂属植物 (*Myriophyllum aquaticum* Vell. Verdc) 的效果甚佳^[43]。Roxanne 等研究了受 TNT 污染地表水的植物修复技术, 在所用浓度为 1, 5, 10mg/kg 的土壤条件下, 与对照相比, 利用植物的降解、移除量可达到 100%^[44]。另据 Peterson 等报道, 在全美的原军事基地中, 大约有 82 万 m³ 的土壤遭受了爆炸物污染, 主要污染物是 TNT 及其降解的中间产物, 利用植物 - 柳稷进行了降解和修复是一有效途径^[45]。Burken 等报道了用 ¹⁴C 技术研究杂交杨对残留在土壤中莠去净的净化效果, 认为通过杨树截干 (平茬) 可清除大部分所应用的莠去净且对树木生长没有任何副作用^[46]。

4 植物修复作用进一步研究的重点

由于植物、微生物、有毒害物质的相互作用是很复杂的, 有毒物质在根际降解的机理很难阐明。因此研究植物在污染土壤修复中的作用, 需考虑以下几个方面的问题:

(1) 植物根系的结构和年龄对有毒物降解的影响;

(2) 植物根系的转化动态, 包括根在分解过程中有毒物质释放的可能性;

(3) 根系释放的非生物物质的溶解性;

(4) 根际微生物群落在腐殖化过程中的作用。

关于植物修复污染土壤技术今后需要特别注意研究的领域为:

(1) 植物种的特殊性, 例如植物根的形态、植物生理、微生物群落与植物相结合的生态、生理学的特性, 根系分泌物在选择微生物群落中的作用。在根际微生物作用下腐殖化过程对表层土壤中的有毒物质和生物利用的影响;

(2) 根际其他因子的动态, 如菌根和根瘤的存在和土壤的养分条件、土壤通气性、以及土壤中许多化学过程也同样重要。根系从土壤溶液中对有机化合物的吸收很大程度上依赖于化合物的物理化学性质、环境条件和植物的特性。对植物根系和它们与根际微生物群落相互作用的机理有了深入了解, 才能对污染土壤的生物修复中植被管理和植物种的成功选择有更大的把握;

(3) 植物修复研究中需要考虑的另一个重要方面是土壤基质中有害物质通过代谢从土壤中转移到植物组织, 这种转移是否为有毒害物质的累积过程。有害化学物质如果未被生物降解而直接被植物吸收累积存在于植物体内, 则对当地的野生动物和人们成为另一种潜在的威胁。

在生物降解过程中, 植物的角色是给微生物降解有害物质提供了条件, 起到促进作用, 这一概念来自微生物生态学的基础, 而且根际农用有机化合物也可以在植物根际降解。进一步了解影响土壤中植物根系 - 微生物 - 有毒害物质的相互作用的关键因子, 将会使这一新方法 污染土壤的生物修复被更迅速地得以广泛应用。

参考文献

- 1 赵爱芬, 赵雪, 常学礼. 植物对污染土壤修复作用的研究进展. 土壤通报, 2000, 31 (1): 43~46
- 2 Anderson TA. Bioremediation in the rhizosphere. Environ. Sci. Technol., 1993, 27 (13): 2630~2635
- 3 Cunningham SD. Remediation of contaminated soils, Trend in biotechnology, 1995, 13 (9): 393~397
- 4 Watanabe ME. Phytoremediation on the Brink of commercialization. Environ. Sci. Technol. 1997, 31 (4): 182A
- 5 Kling J. Phytoremediation of organics moving rapidly into field trials. Environ. Sci. Technol. 1997, 31 (3): 129A
- 6 Jerald L, Schnoor LA, Licht SC. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. Environ. Sc. & Technol., 1995, 29(7): 318A~323A
- 7 赵志强, 牛军峰, 全燮. 全氯代有机化合物污染土壤的修复技术. 土壤, 2000, 6: 288~309
- 8 瞿福平, 张晓健, 吕昕, 顾夏声. 氯代芳香化合物的生物降解性研究进展. 环境科学, 1997, 18 (2): 74~78
- 9 Jones KC. Contaminant trends in soil and crops. Environ. Pollut. 1991, 69: 311~325
- 10 Burken JG, Schmoor JL. Uptake and metabolism atranex by poplar trees. Environ. Sci. Technol., 1997, 31: 1399~1406
- 11 宁春燕, 赵建夫. 农药污染土壤的生物修复技术介绍. 农业环境保护, 2001, (6): 473~474
- 12 Schnoor JL, Licht LA, Cutcheon SC. Phytoremediation of contaminated soils and sediments. Environ. Sci. Technol., 1995, 29: 318~323
- 13 Cunningham SD. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol., 1996, 110: 715~719
- 14 张锡辉, Bajpai R. 土壤结合态稠环芳烃的生物降解. 农业环境保护, 2001, 20 (1): 15~18
- 15 Nichol TD. Rhizosphere microbial populations in contaminated soils. Water, Air and Soil Pollution. 1997. 95 (1/4): 165~176
- 16 Reilley A, Banks MK and Schwab AP. Dissipation of PAHs in the rhizosphere. J. Environ. Qual., 1996, 25: 212~219
- 17 Ryan K, Miya and Mary KF. Phenanthrene-Degrader community dynamics in rhizosphere soil from a common annual grass. J. Environ. Qual., 2000, 29: 584~592
- 18 Jodahl JL, Foster L, Schnoor JL. Effect of hybrid trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation. Environ. Toxicol. Chem., 1997, 16 (6): 1318~1321.
- 19 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
- 20 Siciliano SD and Germida JJ. Bacterial inoculants of forage grasses that enhance degradation of 2-chlorobenzoic acid in soil. Environ. Toxicol. Chem., 1997, 16 (6): 1098~1105
- 21 张福锁, 曹一平. 根际动态过程与植物营养. 土壤学报, 1992, 29 (3): 239~250
- 22 王书锦, 胡江春, 张宪武. 新世纪中国土壤微生物学的展望. 微生物学杂志, 2002, 22 (1): 36~39
- 23 刘芷宇. 土壤 - 根系微区养分环境的研究概况. 土壤学

- 进展, 1980, 8 (3): 1~11
- 24 Banks MK, Lee E and Schwab AP. Evaluation of dissipation mechanisms for benzo (a) pyrene in the rhizosphere of tall fescue. *J. Environ. Qual.* 1999, 28: 294~298
- 25 Walton BT and Anderson TA. Engineering bacteria for bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology.* 2000, (3): 262~270
- 26 Bolton H, Fredrickson JK, Elliot LF, Mering FB. Influence of plant species on in situ rhizosphere degradation. In: Anderson TA, Coats JR. eds. *Bioremediation through Rhizosphere Technology.* American Chemistry Society, New York, 2001, 27~64
- 27 Chaîneau CH, Morel JL and Oudot J. Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29: 569~578
- 28 吴畏, 张晓枫. 土壤 / 沉积物中多氯代有机物的生物降解行为及修复. *辽宁城乡环境科技*, 2001, 21 (2): 24~27
- 29 董春香, 姜桂兰. 除草剂阿特拉津生物降解研究进展. *环境污染治理技术与设备*, 2001, 2 (3): 1~6
- 30 刘惠君, 刘维屏. 农药污染土壤的生物修复技术. *环境污染治理技术与设备*, 2001, 2 (2): 74~80
- 31 王松文, 吕宪禹, 江磊, 蔡宝立. 假单胞菌 AD1 菌株对阿特拉津污染土壤的生物修复. *南开大学学报 (自然科学)*, 2001, 34 (3): 121~122
- 32 Sandmann IC and Loos MA. Enumeration of 2, 4-D-Degrading microorganisms in soils and crop plant rhizospheres using indication media: high populations associated with sugarcane (*Saccharum officinarum*). *Chemosphere*, 1984, 13: 1073~1084
- 33 Ryan JA. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soil. *Chemosphere*, 1988, 17: 2299~2323
- 34 Paterson S. Uptake of organic chemicals by plants: a review of processes, correlation and models. *Chemosphere*, 1990, 21: 297~331
- 35 Lappin HM and Greaves MP. Degradation of the herbicide mecop [2-(2-methyl (4-chlorophenoxy) propionic acid)] by a synergistic microbial community. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1985, 49: 429~433
- 36 Ferro AM. Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil. *J. Environ. Qual.*, 1994, 23: 272~279
- 37 Donnelly PK and Fletcher JS. In abstracts of the 13th annual meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 1992, 103~109
- 38 Katayama A and Matsumura F. Degradation of organochlorine pesticides, particularly endosulfan, by *Trichoderma Harzianum*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1993, 12: 1059~1065
- 39 Docette WJ, Bugbee B, Hayhurst S. Phytoremediation of dissolved-phase trichloroethylene using mature vegetation. In: Wichranana-yak GB and hinchee RE eds. *Bioremediation, phytoremediation Int. Conf. Rem. Chlorinated Recalcitrant Compd.* Columbus, Ohio: battelle press. 1998, 251~256
- 40 Aitchison EW, Kelley SL and Schnoor JL. Phytoremediation of 1, 4-dioxane by hybrid polars. *Proc. Weftce'97, Water Environ. Fed. Annu. Conf. Expo.*, 1997, 3 (70): 101~10
- 41 Chiou CT, Malcolm R, Brinton TL. Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acid. *Environ. Sci. Technol.*, 1986, 20: 502~508
- 42 刘世亮, 骆永明, 曹志洪, 丁克强, 蒋先军. PAHs 污染土壤的微生物与植物联合修复研究进展. *土壤*, 2002, 34 (5): 257~265
- 43 Best EPH, Zappi ME, Fredrickson HL, et al. Screening aquatic and wetland plant species for phytoremediation of explosive-contaminated ground water from the Iowa army ammunition plant. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1997, 829: 179~194
- 44 Roxanne R, Medina VF, Larson SL, et al. Phytotreatment of TNT-contaminated ground water. *J. Soil Contam.*, 1998, 7 (4): 511~529
- 45 Peterson MM, Horst GL, Shea PJ, et al. Germination and seeding development of switchgrass and smooth bromegrass exposed to 2, 4, 6-trinitrotoluene. *Environ. Pollut.* 1998, 99 (1): 53~59
- 46 Burken JG. and Schnoor JL. Phytoremediation: Plant uptake of atrazine and role of root exudates. *J. Environ. Qual.*, 1996, 122 (11): 958~963

(下转第 210 页)

LAND USE AND LAND COVER CHANGE AT COUNTY LEVEL

—A CASE STUDY OF KUNSHAN CITY

Jin Xiongbing Pu Lijie Luo Yun Peng Buzhuo

(*Department of Urban and Resources Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093*)

Abstract Characteristics of and change in land use and their influencing factors are all closely related to spatial scale. So it's important to choose a proper scale for LUCC study. Small scale, like a county, is good for studying laws of spatio-temporal change, driving force and environmental effect of land use. And by comparison of land use between counties, it would be more easy to find out the law of land use and its change in large-scale regions. County is the basic economic and administrative unit in China, so it could be used as the most effective scale for utilizing, managing and planning land resources. Kunshan City is a typical county and a hot spot for land use study. This paper uses SPSS to compute and analyze changes in land use of Kunshan City in the recent seven years. Such indexes as intensity and change rate of land use and spatial indexes like diversity index, dominance index and homogeneity index are used to describe and analyze land use of Kunshan City. And the following is discovered:

(1) Cultivated land and water surface account for more than 80 percent of the total land area of Kunshan City, with limited land reserves for cultivation. The general land use intensity is high and still increasing. Forest-coverage is far too small in comparison to that of the whole country, and more trees should be planted for the environment of the city.

(2) The change in land use in Kunshan City is fast. And the main direction of change is from cultivated land to land for other uses such as residential area, industry, communications, etc.. The proportion of the traffic land in the city is four times as high as that in some developed countries like France and Japan. It shows that Kunshan City is developing very fast in economy. But enough attention should be paid to the loss of cultivated land. And more ways should be found to solve this problem.

(3) The diversity index of land use in Kunshan City is very high, represents deep interference of human activities and increasing of residential, industrial and traffic land. As the increasing of disturbances from human, the diversity index and the homogeneity index increase, while the dominance index decreases.

Keywords County Area, Land use, Land cover change

(上接第 192 页)

PHYTOREMEDIATION OF ORGANIC POLLUTANTS IN SOILS

Liu Shiliang Luo Yongming Ding Keqiang Cao Zhihong

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

Abstract Phytoremediation is an effective method to remediate soil contaminated with organic pollutants in soil, mainly through plant absorption, rhizospheric-enzyme-stimulated degradation and microbial degradation. This paper discussed in brief the notion of phytoremediation, reviewed mechanisms of the phytoremediation, and findings in the research on using plants to remediate soil contaminated with pesticides, organochlorine compound, polycyclic aromatic hydrocarbons and others organic pollutants and their application, and looked into future of the study for focal points.

Keywords Contaminated soils, Organic pollutants, Phytoremediation, Rhizospheric microorganisms