

## 污染土壤植物修复技术及其机理研究\*

刘晓冰 邢宝山 周克琴 王光华 刘居东

(中国科学院东北地理与农业生态研究所 哈尔滨 150040)

**摘 要** 阐述了污染土壤植物修复技术消除污染物的吸收、积累、降解、抑制和转化作用的关键机制,并指出该技术存在的问题、局限性及其应用植物修复技术应注重的关键环节。研究表明植物根际对石油烃降解及抑制是这些化合物的主要损失机制,而金属的植物修复技术主要基于植物的稳定和积累作用。

**关键词** 土壤污染 植物修复技术 石油烃 金属 机理

**Phytoremediation and its mechanisms for contaminated soils.** LIU Xiao-Bing, XING Bao-Shan, ZHOU Ke-Qin, WANG Guang-Hua, LIU Ju-Dong (Northeast Institute of Geography and Agro-ecology, Chinese Academy of Sciences, Harbin 150040), *CJEA*, 2005, 13(1): 134~138

**Abstract** This paper introduces the application efficacy of phytoremediation in hydrocarbon and metal contaminated soils, and discusses the key mechanisms of uptake, accumulation, degradation, inhibition and transformation of petroleum hydrocarbons and/or metals in plants. Problems, limitations and key tache are also addressed. It is concluded that the degradation and inhibition of petroleum hydrocarbons in the rhizosphere of plants are the primary loss mechanism for these compounds, and stabilization and accumulation are the key processes for metal clean up.

**Key words** Contaminated soil, Phytoremediation, Hydrocarbons, Metals, Mechanism

20 世纪工业化导致许多区域被石油和石油副产品污染<sup>[1]</sup>。采矿业、工业和农业也不断向生态系统中释放金属元素,引起严重的环境问题,威胁人类健康<sup>[2]</sup>。美国每年用于修复污染土壤的成本为 70~80 亿美元,其中 35% 以上用于修复金属污染土壤<sup>[3]</sup>。目前美国已有 5 万多块金属污染地域亟待修复<sup>[4]</sup>。传统含有有机物或金属污染底物的土壤修复方法包括工程技术、自然衰变、土壤清洗、挖掘和埋土等,植物修复由太阳能驱动,可以原位处理,降低成本,成为土壤修复技术的替代性技术<sup>[5]</sup>。本文综述了植物修复技术清除石油烃和金属污染土壤的有效性、机理、应用前景及相关问题。

### 1 植物修复石油烃机理

石油烃是石油用于人类不同活动而产生的化学物质,其主要类型包括天然气、原油、柏油和沥青,它们最终组成各种比例的烷烃(如甲烷、乙烷、丙烷)、芳香族化合物(如苯、甲苯、乙苯、二甲苯,统称为 BTEX)和多环芳香族烃(PAHs,如萘、菲、蒽、二苯茚)<sup>[6]</sup>。目前认为植物修复石油污染土壤及地下水主要有降解、抑制和从土壤转移到大气 3 种机制<sup>[7~9]</sup>。

#### 1.1 植物在降解中的作用

植物降解石油烃有直接降解和间接降解 2 种途径。玉米、豆类、苜蓿、黑麦草、鹰角豆、黄瓜、野豌豆等能代谢二苯茚,但降解数量因作物种类而异;菜豆、玉米苗、茶叶、葡萄、胡桃等均能同化放射性标记的甲烷、乙烷、丙烷、丁烷和戊烷;禾本科牧草仅用 2~3d 即可代谢苯、甲苯和二甲苯,玉米营养体则需 4~5d,而根茎作物则需 5~6d<sup>[10]</sup>。最近研究认为植物可直接降解多环芳香族烃,大豆可降解<sup>14</sup>C-蒽、苯和茚<sup>[11]</sup>,叶片和根系具有同化烷烃的能力。植物转化烷烃的途径一般为烷烃→伯醇→脂肪酸→乙酰辅酶 A→各种化合物。植物间接降解石油烃途径一是根际提供的分泌物引起的根际效应与增强共同代谢的降解;二是与根有关的酶释放转化有机污染物;三是植物物理和化学特性及其根系对土壤环境的影响<sup>[12]</sup>。

根际效应。根际是土壤距植物根系最近的区域,受根系的直接影响。植物为根际提供含 C 根系分泌

\* 中国科学院引进国外杰出人才百人计划项目部分研究内容

收稿日期:2003-10-12 改回日期:2003-12-08

物、能量、养分和酶,有时还为微生物群体供应  $O_2$ <sup>[7,13]</sup>。植物根系每年分泌的糖分、醇类和酸类占植物光合作用的10%~20%<sup>[14]</sup>,可为微生物提供足够的C和能量。这些分泌物的作用使根际内微生物群体和活性比非根际高5~100倍<sup>[15]</sup>。这种植物诱导的微生物群体增加的根际效应可提高根际有机污染物的降解。Gunther T.<sup>[12]</sup>等发现石油烃污染的土壤种植黑麦草则微生物数量和活性明显较高并伴随较高的降解。种植苇状羊茅的地块不仅微生物数量多,且  $C^{14}$  标记的二苯茈矿化率高<sup>[16]</sup>。根际与非根际相比有机化合物降解者数量明显较多<sup>[17]</sup>。Radwan S.S.<sup>[18]</sup>等鉴定出科威特沙漠的几种植物如沙草、猪毛菜和作物如蚕豆根系与烃利用细菌紧密相关。

**根分泌物。**根分泌物是导致根际效应的植物与微生物间的联系物。根分泌物类型与数量依赖于植物种类和植物发育阶段,如红桑树(*Morus rubra* L.)根系释放总酚的数量随生育进程而增加,叶片衰老后达最大值<sup>[19]</sup>。分泌物类型影响植物和土壤微生物间的互作。根据分泌物种类,互作可表现为专一性和非专一性。当植物对存在的污染物响应并分泌专一化合物时,专一性互作随之发生。当典型或正常植物分泌物的化学性质与有机污染物相似时,发生非专一性互作,导致微生物活性增加和污染物降解。红桑树根系分泌的酚类物质通过选择性的促进特定微生物,如降解多氯二酚化合物(PCB)细菌包括 *Alcaligenes eutrophus* H850、*Corynebacterium* sp. MB1 和 *Pseudomonas putida* LB400,能够创造适于多氯二酚化合物生物降解的环境<sup>[19,20]</sup>。利用苜蓿根系根际土和非根际土试验表明,保持植物根系和其分泌物的存在是土壤多环芳香族烃降解所必需的<sup>[21]</sup>。

**共同代谢(Cometabolism)。**共同代谢指一种本身不能支持微生物生长的化合物可在另一种支持底物存在时被降解或改变<sup>[22]</sup>。有机分子,包括植物分泌物,可为微生物群体提供能量而共同代谢石油烃。Ferro A.<sup>[23]</sup>等提出可把植物分泌物看作“羽冠偃麦草”根际中 $C^{14}$  茈生物降解过程中的共同代谢产物。石油烃同样可作为共同代谢产物,尤其是大分子难以处理的具有四环或更高环的多环芳香族烃。油和脂类共同底物的存在可显著提高氟、茈、[1,2,3-c,d]吡啶、苯蒽和[g,h,i]苯的降解,这些化合物均带有4个或5个苯环(Keck等,1989)。二苯茈是土壤中另一种5环且很难处理的多环芳香族烃,当适宜共同底物存在时,二苯茈几乎可被降解95%<sup>[24]</sup>。具有4个或5个苯环的多环芳香族烃难以处理的本质被认为是微生物没有能力直接利用这些化合物用于能量和生长,进一步说明共同代谢降解的重要性<sup>[9,24]</sup>。

**植物对土壤物理化学条件的影响。**植物及其根系能通过改变土壤物理和化学条件间接影响降解。根冠细胞脱落和黏液凝胶的分泌为土壤提供有机质<sup>[7]</sup>,而有机质可降低某些石油烃的生物有效性(污染物与活体生物互作的有效程度),尤其是脂溶性和束缚在有机质上的化合物。此外植物根系释放出的酶也参与降解,这些酶通过催化土壤中的化学反应转化有机污染物。Schnoor J.L.<sup>[14]</sup>等鉴定出植物酶为污染物转化的关键物质,分离的主要酶有脱卤素酶、硝基还原酶、过氧化物酶和对苯二酚氧化酶。这些研究表明植物酶可能具有空间的影响,往往超越植物本身,即使植物死亡后仍有时空影响<sup>[7,25]</sup>。

## 1.2 植物吸附抑制污染物及其向大气转化

抑制是植物减少或消除污染物对其他生物区系的生物有效性,污染物并不一定被降解。抑制的主要机制包括植物体对石油烃的积累、污染物在根系表面的吸附作用及利用植物作为有机泵分离根区污染物,从而防止污染物外延。植物间接通过腐质化过程供应酶以把污染物结合到土壤有机质(或腐殖质)中,或通过增加土壤有机质含量抑制污染物<sup>[7]</sup>。研究证明植物通过根系吸收石油烃且少部分可在其根系和茎中积累。Durmishidze S.V.<sup>[10]</sup>报道水稻幼苗通过根系吸收甲烷,而玉米和蚕豆通过根系和叶片吸收放射性甲烷、乙烷、丙烷、丁烷和戊烷,苯、甲苯和二甲苯通过杀虫焦油灌溉水进入植物而影响植物的代谢过程。Ferro A.<sup>[23]</sup>等发现种植苜蓿的土壤2%~8%的 $[C^{14}]$  苯存在于根系中,<2%的 $[C^{14}]$  存在于茎中。种植30d后加入多环芳香族烃营养液的矮菜豆 $[C^{14}]$  总计量的54%被根系吸收,仅3.4% $[C^{14}]$  存在于茎中,3.1%存在于叶片中<sup>[11]</sup>。Wild S.R.等<sup>[26]</sup>研究种植在多环芳香族烃污染土壤的胡萝卜,发现低分子量多环芳香族烃化合物如萘、萘并乙烷和氟在果皮中的富集。脂质含量影响植物对石油烃的积累,Schwab A.P.<sup>[27]</sup>等发现苜蓿根系吸收的萘多于羊茅(*Festuca arundinacea* Schreber),其原因为苜蓿根对萘的亲合性高于羊茅。这种亲合性与苜蓿根中较高的脂质含量有关,苜蓿根干物质含脂质10g/kg,而羊茅仅为4.5g/kg。Simonich S.L.等<sup>[28]</sup>同样发现脂质含量高的组织(如白松针叶)比脂质含量低的组织(如糖槭叶片和籽粒)含有更多的多环芳香族烃。植物作为有机泵清除石油烃污染物主要指植物呼吸掉大量水分,逆转水溶性化合物的移动<sup>[14]</sup>。Aprill W.等<sup>[29]</sup>利用北美雀麦处理多环芳香族烃污染土壤,发现219d后采集的沥出液显著高于未处理土壤。

事实上一旦北美雀麦建立足够的根系和茎生物量,该种植体中就很少检测到沥出液。从这个意义上讲,植物成为有机泵可防止污染源及其溶解在水中的中间产物扩散或淋溶到根区以外。这种向上的作用在半干旱和干旱地区相当普遍,这些地区蒸腾呼吸远高于降水<sup>[30]</sup>。Wiltse C. C.<sup>[31]</sup>等观察到种植在原油污染土壤中的苜蓿叶片出现烧焦状,认为污染土壤中的某种化合物在植株体中转运并蒸腾,随试验的进行,这种烧焦现象逐渐消失,说明与此有关的污染物已经消失。

## 2 植物修复在金属污染中的应用及其机理

金属以不同水平存在于地壳中<sup>[32]</sup>,许多金属虽是细胞所必需的,但所有金属在高浓度下均具有毒性<sup>[33]</sup>。金属引起毒性的原因一是引起氧化胁迫,尤其是氧化还原活跃的过度性金属,可吸收或释放电子产生引起损害的自由基<sup>[34]</sup>;二是替代色素或酶中的其他必需金属,破坏这些分子的功能<sup>[35]</sup>;三是有些金属(如 Hg 和 Cu)易与巯基反应,干扰蛋白质的结构与功能;四是当释放到环境时,有些金属以自由阳离子存在(如  $Zn^{2+}$ ),有些则与有机物结合,更有些金属以放射性同位素形态存在,对人类健康构成威胁。金属不能降解,故金属的植物修复技术主要基于稳定作用、根际过滤作用、提取积累作用,有时是挥发作用<sup>[36,37]</sup>。金属的植物稳定作用包括通过植物蒸腾的向上水分流动而防止淋溶,利用地上部植被减少径流以及植物根系对土壤的稳定性减少土壤侵蚀<sup>[38]</sup>,有时金属可转化成生物有效性很小,即毒性很低的形态,如许多湿地植物在其根系表面还原金属成不溶性的沉积物<sup>[39]</sup>。因此植物稳定作用防止金属的移动,减少了金属对环境的危害。向日葵利用根际过滤作用在 24h 内即可使 95% 污染废水中的放射性铀清除到控制水平以下<sup>[36]</sup>。油菜利用螯合物支持下的植物提取作用,可使土壤中的 Pb 由 2055mg/kg 降到 960mg/kg。<sup>[40]</sup>改造的湿地一般可清除 90% 以上来自各种废水中的金属<sup>[39]</sup>。被植物吸收的金属离子必须是生物有效的,植物已逐步演化形成使微量营养元素金属有效的机制,如分泌有机酸(苹果酸、柠檬酸),作为金属的螯合物降低根际 pH 或通过根细胞膜的质子泵影响根际 pH,使金属阳离子更加生物有效<sup>[2]</sup>。有机酸能提高也能限制金属的吸收,如柠檬酸增加金属铀在十字花科植物中的吸收,但抑制金属 Al 的吸收<sup>[41,42]</sup>。禾本科植物产生分泌物的另一种类型是植物含铁细胞(包括 3 个与非肽键偶联的蛋氨酸),它束缚金属 Fe,有利于其吸收。根际微生物同样影响植物对金属的吸收,如细菌可提高植物对 Se 和 Hg 的吸收,菌根可降低植物对金属吸收,但提高其耐性<sup>[43,44]</sup>。金属吸收需根细胞膜上的转运子(Transporter)进入共质体,该过程包括专一的膜传导蛋白。转运子一般存在于膜内部调节细胞器中的金属储藏,膜作为独立的腔室在转运子帮助下调节金属浓度<sup>[45]</sup>。金属离子吸收进入细胞可由原生质膜上的质子梯度所驱动,但转运的能量学机理尚不完全清楚,通常是几种转运体系存在于一种金属的传导,几种转运子的同时存在允许不同亲和性和能力的吸收系统存在<sup>[46]</sup>。研究认为转运子对一定细胞类型是专一的,有些转运子可转运几种金属离子。金属转运子由根系输出金属离子进入木质部非共质体,在木质部中的运转可能是由蒸腾流所驱动的<sup>[47]</sup>。不同螯合物参与金属通过木质部的运转,如有机酸的螯合物。金属离子由木质部非共质体进入茎的共质体是由茎细胞膜上的转运子调节的。一旦进入茎细胞中,必需的金属将转运最终地点,需膜金属转运子和束缚金属蛋白质的参与。在隔离作用中起作用的主要一类金属螯合分子是金属硫蛋白(MTs),它是所有生物中 1 种分子量 < 7kDa、富含半胱氨酸束缚金属的蛋白质,很可能在必需金属体内平衡中起作用,也可能在非必需金属耐性中起作用<sup>[48]</sup>。必需和非必需金属储存在对关键细胞过程危害极小的位置,隔离作用也可在非共质体中或转化细胞中,如表皮细胞。储存在液泡时某些金属可为植物螯合剂(Phytochelatin)所络合,植物螯合剂是发生在所有植物、某些真菌和动物中、含有 5~23 个氨基酸且富含半胱氨酸的束缚金属肽类,它们仅在金属胁迫下被诱导,被认为在有害金属耐性中起作用,通过谷胱甘肽的酶反应合成。近期花色素苷被认为同样可以束缚金属而在隔离作用中起作用<sup>[49]</sup>。金属同化过程中某些参与改变金属的酶可转化成有机分子,或改变金属的氧化状态,如双子叶植物根细胞膜的还原酶在吸收前还原 Fe 和 Cu<sup>[50]</sup>。金属超级积累植物指比其他植物种类积累高出 100 倍以上的植物种类,如积累占干物质质量 10g/kg 的 Mn 和 Zn, 1g/kg 的 Cu 和 Ni, 0.1g/kg 的 Cd,截至目前共有 70 个属 500 多种植物具有超级积累特性<sup>[51]</sup>。该种植物根细胞膜中的金属水平极高,主要原因是原生质膜中金属转运子基因表达极强。此外金属超级吸收也因分泌金属螯合物如组氨酸或可以转化不易分解金属的根际微生物而致。

## 3 问题与展望

植物修复涉及一系列技术,包括不同的植被类型,其作用对象、修复机理和能力各不相同。为使植物修

复技术更加有效,首先要鉴定出最适宜的修复某种有机物或金属的植物种类及品种。其次要对选择的植物种类进行农艺措施优化,使其生物产量最高,对污染物降解积累吸收最多。已有研究表明,在土壤中加入有机酸或合成螯合物可提高金属吸收<sup>[52]</sup>;施肥和修剪植物通过影响根际微生物群落、密度和组成影响植物对金属的吸收,不同植物种类在空间和时序上的结合,可最大限度地提高植物修复技术效率<sup>[39]</sup>。再次通过常规育种和基因工程可有目的选择植物种类和品种对某些特殊特性的要求,尤其是基因工程,其时限短,可从其他植物种类引进基因。如研究认为金属转运子基因的过多表达即可导致金属吸收的增多、转运和隔离,参与金属螯合物合成的基因过分表达有助于以上过程的改变。因此一旦调节基因鉴定分离出来,即可提高金属植物修复技术水平。尽管植物修复比现行技术优势明显,如石油烃的植物修复比自然衰变速度快、比工程技术和传统生物修复成本低,但该技术应用仍有一定局限性,专家认为植物修复技术在污染量较低和中等地块或污染处于相对浅表层的区域最为有效<sup>[25]</sup>。遗传工程植物在植物修复技术中的利用将引起更多的社会争论,非转基因修复技术将受到欢迎。Priest S. H.<sup>[53]</sup>把农业生物技术看作外来的污染技术,认为种植非本土植物种类会出现过多的与本土植被的竞争,从而改变现存生态系统;种植的植物种类有扩散的可能性潜力,同样改变现存生态系统;运输和处理污染物质的成本会引起决策层对特定修复策略的额外条件。而所有这些问题都有待于进一步探索和认识。

### 参 考 文 献

- 1 Bauman B. Research needs: motor fuel contaminated soils. *Hydrocarbon Contaminated Soils*. Eds. ,Calevrese E. J. and Kostecki P. T. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1991. 41~56
- 2 Ross S. M. *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. Chichester U. K. :Wiley, 1994. 52~68
- 3 Glass D. J. Economic potential of phytoremediation. In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean up the Environment*. Eds. Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 15~33
- 4 Ensley B. D. Rational for use of phytoremediation. In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean up the Environment*. Eds. , Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 1~12
- 5 Liu X. B. , Xing B. S. Phytoextraction: a cost-effective approach to metal contaminated soils. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2003, 10(2): 182~187
- 6 Lyons W. C. *Standard Handbook of Petroleum and Natural Gas Engineering*. Houston: Gulf Publishing Company, 1996. 24~36
- 7 Cunningham S. D. , Anderson T. A. , Schwab A. P. , *et al.* Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy*, 1996, 56(1): 55~114
- 8 Siciliano S. D. , Germida J. J. Degradation of chlorinated benzoic acid mixtures by plant-bacteria associations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1998, 17(4): 728~733
- 9 Sims R. C. , Overcash M. R. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Reviews*, 1983, 88: 1~68
- 10 Durmishidze S. V. Metabolism of certain air-polluting organic compounds in plants (review). *Appl. Biochem. Microbiol.* , 1977, 13(6): 646
- 11 Edwards N. T. , Ross-Todd B. M. , Garver E. G. Uptake and metabolism of C14 anthracene by soybean (*Glycine max*). *Environmental and Experimental Botany*, 1982, 22(3): 349~357
- 12 Gunther T. , Dornberger U. , Fritsche W. Effects of ryegrass on bioremediation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*, 1996, 33(2): 203~215
- 13 Vance D. B. Phytoremediation: enhancing natural attenuation processes. *National Environmental Journal*, 1996, 6: 30~31
- 14 Schnoor J. L. , Licht L. A. , McCutcheon S. C. , *et al.* Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29(7): 318~323
- 15 Jordahl J. L. , Foster L. , Schnoor J. L. , *et al.* Effect of hybrid poplar trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16(6): 1318~1321
- 16 Epuri V. , Sorensen D. L. Chapter 15 Benzopyrene hexachlorbiphenyl contaminated soil: phytoremediation potential. In *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. Eds. Kruger E. L. , Anderson T. A. and Coats J. R. Washington D. C. : American Chemical Society, 1997. 220
- 17 Nichols T. D. , Wolf D. C. , Rogers H. B. , *et al.* Rhizosphere microbial populations in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, 95 (1~4): 165~178
- 18 Radwan S. S. , Al-Awadhi H. , Sorkhoh N. A. , *et al.* Rhizospheric hydrocarbon-utilizing microorganisms as potential contributors to phytoremediation for oily Kuwaiti desert. *Microbiological Research*, 1998, 153(3): 247~251
- 19 Hegde R. S. , Fletcher J. S. Influence of plant growth stage and season on the release of root phenolics by mulberry as related to development of phytoremediation technology. *Chemosphere*, 1997, 32(13): 2471~2479
- 20 Donnelly P. K. , Hedge R. S. , Fletcher J. S. Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants. *Chemosphere*, 1994, 28(5): 981
- 21 Wetzel S. C. , Banks M. K. , Schwab A. P. Chapter 18 Rhizosphere effects on the degradation of pyrene and anthracene in soil. In: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. Eds. Kruger E. L. , Anderson T. A. and Coats J. R. Washington D. C. : American Chemical Society, 1997. 254~262
- 22 Cunningham S. D. , Berti W. R. Remediation of contaminated soils. *TIBTECH*, 1993, 13: 393~397
- 23 Ferro A. , Kennedy J. , Doucette W. , *et al.* Chapter 16 Fate of benzene in soils planted with alfalfa: uptake, volatilization, and degradation.

- Phytoremediation of Soil and Water Contaminants. Eds. Kruger E. L., Anderson T. A. and Coats J. R. Washington D. C.: American Chemical Society, 1997. 223~237
- 24 Kanaly R., Bartha R., Fogel S., *et al.* Biodegradation of benzo[ $\alpha$ ]pyrene added in crude oil to uncontaminated soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63(11): 4511~4515
- 25 Cunningham S. D., Shann J. R., Crowley D. E., *et al.* Phytoremediation of contaminated water and soil. In: *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. Eds. Kruger E. L., Anderson T. A. and Coats J. R. Washington D. C.: American Chemical Society, 1997. 2~17
- 26 Wild S. R., Jones K. C. Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *Journal of Environmental Quality*, 1992, 21: 217~225
- 27 Schwab A. P., Al-Assi A. A., Banks M. K. Adsorption of naphthalene onto plant roots. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27: 220~224
- 28 Simonich S. L., Hites R. A. Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature*, 1994, 370: 49~51
- 29 Aprill W., Sims R. C. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*, 1990, 20(1~2): 253~265
- 30 Davis L. C., Muralidharan N., Visser V. P., *et al.* Chapter 10 Alfalfa plants and associated microorganisms promote biodegradation rather than volatilization of organic substances from ground water. *Bioremediation Through Rhizosphere Technology*. Eds. Anderson T. A. and Coats J. R. Washington D. C.: American Chemical Society, 1994. 112~122
- 31 Wiltse C. C., Rooney W. L., Chen Z., *et al.* Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27: 169~173
- 32 Angelone M., Bini C. Trace element concentrations in soils and plants of Western Europe. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. Ed. Lewis D. C., Boca Raton. Florida: Aidianno, 1992. 19~60
- 33 Marschner H. Mineral Nutrition of Higher Plants. London: Academic Press, 1995. 5~18
- 34 Li Y., Trush M. A. DNA damage resulting from the oxidation of hydroquinone by copper: role for a Cu(II)/Cu(I) redox cycle and reactive oxygen generation. *Carcinogenesis*, 1993, 7: 1303~1311
- 35 Rivetta A., Negrini N., Cocucci M. Involvement of Ca<sup>2+</sup> calmodulin in Cd<sup>2+</sup> toxicity during the early phase of radish (*Raphanus sativus* L.) seed germination. *Plant Cell Environ.*, 1997, 20: 600~608
- 36 Dushenkov S., Kapulnik Y. Phytoremediation of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean up the Environment*. Eds. Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 89~106
- 37 EPA publication 542-F-98-011. A Citizen's Guide to Phytoremediation. New York: Wiley, 1998. 1~15
- 38 Beri W. R., Cunningham S. D. Phytostabilization of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean up the Environment*. Eds. Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 71~88
- 39 Horne A. J. Phytoremediation by constructed wetlands. In: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Eds. Terry N. and Banuelos G. Florida: Lewis, Boca Raton, 2000. 13~40
- 40 Blaylock M. J., Huang J. W. Phytoextraction of metals. In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean Up the Environment*. Eds. Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 53~70
- 41 Huang J. W., Blaylock M. J., Kapulnik Y., *et al.* Phytoremediation of uranium-contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32: 2004~2008
- 42 Papernik L. A., Bethea A. S., Singleton T. E., *et al.* Physiological basis of reduced Al tolerance in ditelosomic lines of chinese spring wheat. *Planta*, 2001, 212: 829~834
- 43 De Souza M. P., Huang C. P. A., Chee N., *et al.* In: *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean up the Environment*. Eds., Raskin I. and Ensley B. D. New York: Wiley, 2000. 171~190
- 44 Ruyfikiri G., Declerck S., Dufey J. E., *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi might alleviate aluminum toxicity in banana plants. *New Phytol.*, 2000, 148: 343~352
- 45 Nelson N. Metal ion transporters and homeostasis. *EMBO J.*, 1999, 18: 4361~4371
- 46 Maser P., Thomine S., Schroeder J. I., *et al.* Phylogenetic relationship within cation transporter families of Arabidopsis. *Plant Physiol.*, 2001, 126: 1646
- 47 Salt D. E., Prince R. C., Prichering I. J., *et al.* Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiol*, 1995, 109: 1427~1433
- 48 Goldsbrough P. Metal tolerance in plants: the role of phytochelatin and metallothioneins. In: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Eds. Terry N. and Banuelos G. Florida: Lewis, Boca Raton, 2000. 221~234
- 49 Hale K. L., McGrath S., Lombi E., *et al.* Molybdenum sequestration in Brassica: a role for anthocyanins? *Plant Physiol.*, 2001, 126: 1391
- 50 Robinson N. J., Procter C. M., Connolly E. L., *et al.* A ferric-chelate reductase for iron uptake from soils. *Nature*, 1999, 397: 694~697
- 51 Baker A. J. M., McGrath S. P., Reeves R. D., *et al.* Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Eds., Terry N. and Banuelos G. Lewis. Boca Raton, Florida: Aidianno, 2000. 85~108
- 52 Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 1998, 49: 643~668
- 53 Priest S. H. Structuring public debate on biotechnology: Media frames and public responses. *Sci. Communication*, 1994, 16(2): 166~179