

261-265, 280

# 金属污染土壤的植物修复<sup>①</sup>

骆永明

(中国科学院南京土壤研究所土壤圈物质循环开放研究实验室 南京 210008)

**摘 要** 本文就金属污染土壤的植物吸取、植物稳定、植物挥发这三种植物修复技术国际研究与发展的态势作一描述,以进一步推动我国在土壤生物修复这一世界科学前沿领域的研究。

**关键词** 植物修复;金属污染;土壤污染

含金属污水的农田灌溉、污泥的农业利用、肥料的土壤施用以及矿区飘尘的沉降,使我们地球上的许多土壤已经或即将被金属污染<sup>[1]</sup>。世界上,金属污染的土壤不是在逐渐减少而是在不断增加<sup>[2]</sup>,这已成为深受全球关注的环境问题。土壤中的有害金属污染,不仅退化土壤肥力,降低作物产量与品质,而且恶化水环境,并通过食物链危及人类的生命和健康;尤为严重的是,有毒重金属在土壤系统所产生的污染过程具有隐蔽性、长期性和不可逆性的特点。因此,土壤系统中的金属(尤其是重金属)污染与治理一直是国际上的难点与热点研究课题。随着我国人口的不断增加和对粮食需求量的持续上升以及土地资源的日趋匮乏<sup>[3]</sup>,改良并恢复锌、镉、铅、镍、铜等金属污染土壤的生产力,已成为今我国农业可持续发展和环境质量改善中多学科共同感兴趣的问题。

遗憾的是,至今我们还缺乏廉价而永久有效的金属污染土壤的净化技术。目前采用的一些物理或化学方面的常规方法,不仅非常昂贵,难以大规模改良,而且常常导致土壤结构破坏、土壤生物活性下降和土壤肥力退化<sup>[4]</sup>。因而,寻求一种投入低,又可维持土壤肥力的新方法替代方法一直是众人瞩目的焦点问题。经过多年的摸索,科学家们提出了一种既能实现上述目标又能产生良好生态效应并具经济开发价值的植物修复改良方法<sup>[5]</sup>。

金属污染土壤的植物修复(phytoremediation)是一种利用自然生长植物或者遗传工程培育植物修复金属污染土壤环境的技术总称。它通过植物系统及其根际微生物群落来移去、挥发或稳定土壤环境污染物,已成为一种修复金属污染土地的经济、有效的方法。植物修复的成本仅为常规技术的一小部分。正因其技术和经济上优于常规方法技术,植物修复被当今世界迅速而广泛接受,正在全球应用和发展。根据其作用过程和机理,金属污染土壤的植物修复技术可归成3种类型:(1)植物吸取(Phytoextraction);(2)植物挥发(Phytovolatilization);和(3)植物稳定(Phytostabilization)。在国内在这3个方面已有一般性介绍<sup>[6,7]</sup>。本文将结合1999年7月在奥地利维也纳召开的微量元素生物地球化学国际会议的部分有关论文报告,对这3种植物修复技术的国际研究和发展的态势作进一步描述,特别是植物吸取方面。

## 1 植物稳定

植物稳定是利用植物吸收和沉淀来固定土壤中的大量有毒金属,以降低其生物有效性

① 国家自然科学基金资助项目(49831070和49831042)和江苏省青年科技基金资助项目(BQ 98050)

和防止其进入地下水和食物链,从而减少其对环境和人类健康的污染风险。植物在植物稳定中有两种主要功能:保护污染土壤不受侵蚀,减少土壤渗漏来防止金属污染物的淋移;通过在根部累积和沉淀或通过根表吸收金属来加强对污染物的固定。此外,植物还可以通过改变根际环境(pH, 氧化还原电位)来改变污染物的化学形态。在这个过程中根际微生物(细菌和真菌)也可能发挥重要作用。已有研究表明,植物根可有效地固定土壤中的铅,从而减少其对环境的风险<sup>[8]</sup>。金属污染土壤的植物稳定是一项正在发展中的技术,这种技术与原位化学钝化技术相结合将会显示出更大的应用潜力。Vangronsveld et al. (1999)对金属污染土壤的植物稳定和原位钝化及其长期效应的优点、限制和评价作了综述<sup>[9]</sup>。植物稳定,不管是否与原位钝化(无效化)相结合,来改变土壤环境中的有害金属污染物的化学和物理形态,进而降低其化学和生物毒性的能力,是很有前途的。一个值得探讨的课题是对污染土壤的植物稳定的效应及其持久性的系统评价方法。这种评价应该结合物理、化学和生物的方法。植物稳定技术可以成为对那些昂贵而复杂的工程技术有效替代的方法。植物稳定研究方向应该是促进植物发育,使根系发达,键合和持留有毒金属于根-土中,将转移到地上部分的金属控制在最小范围。

## 2 植物挥发

植物挥发是与植物吸取相连的。它是利用植物的吸取、积累、挥发而减少土壤污染物。目前在这方面研究最多的是类金属元素汞和非金属元素硒,但尚未见有植物挥发砷的报道。通过植物或与微生物复合代谢,形成甲基砷化物或砷气体是可能的。

在过去的半个世纪中汞污染被认为是一种危害很大的环境灾害。在一些发展中国家的很多地方,还存在严重的汞污染,含汞废弃物还在不断产生。工业产生的典型含汞废弃物中,都具有生物毒性,例如,离子态汞( $\text{Hg}^{2+}$ ),它在厌氧细菌的作用下可以转化成对环境危害最大的甲基汞( $\text{MeHg}$ )。利用细菌先在污染位点存活繁衍,然后通过酶的作用将甲基汞和离子态汞转化成毒性小得多、可挥发的单质汞  $\text{Hg}(\text{O})$ ,已被作为一种降低汞毒性的生物途径之一。当今的研究目标是利用转基因植物降解生物毒性汞,即运用分子生物学技术将细菌体内对汞的抗性基因(汞还原酶基因)转导到植物(如烟草和郁金香)中,进行汞污染的植物修复<sup>[10,11]</sup>。研究证明,将来源于细菌中的汞的抗性基因转入植物中,可以使其具有在通常生物中毒的汞浓度条件下生长的能力,而且还能将从土壤中吸取的汞还原成挥发性的单质汞<sup>[12]</sup>。植物挥发为土壤及水体环境中具有生物毒性汞的去除 提供了一种潜在可能性。植物对汞的脱毒和活化机制如果能做进一步调控,使单质汞变成离子态汞滞留在植物组织内,然后集中处理,不失为汞的植物修复的另一种思路。

从硒的植物吸取-挥发研究中可以进一步看到这种技术的修复潜力和研究与发展的态势。许多植物可从污染土壤中吸收硒并将其转化成可挥发状态(二甲基硒和二甲基二硒),从而降低硒对土壤生态系统的毒性<sup>[13]</sup>。在美国加州 Corcoran 的一个人工构建的的二级湿地功能区(15 亩面积)中,种植的不同湿地植物品种显著地降低了该区农田灌溉水中硒的含量(在一些场地硒含量从 25mg/kg 降低到 5mg/kg 以下),这证明含硒的工业和农业废水可以通过构建人工湿地进行净化<sup>[14]</sup>。因硒的生物化学特性在许多方面与硫类似,所以常常从研究硫的角度研究硒。对植物硒吸收、同化和挥发的生物化学途径的研究结果表明,硒酸根以一种与硫类似的方式被植物吸收和同化<sup>[15]</sup>。在植物组织内,硫是通过 ATP 硫化酶的作用还原为硫化物。运用分子生物学技术在印度芥菜体外证明硒的还原作用也是由该酶催化

的<sup>[16]</sup>。而且在硒酸根被植物同化成有机态硒过程中该酶是主要的转化速率限制酶<sup>[17,18]</sup>。印度芥菜中硒酸根的代谢转化是 ATP 硫化酶表达基因的过量表达所致,其转基因植物比野生品种对硒具有更强的吸收能力、忍受力和挥发作用<sup>[14]</sup>。根际细菌在植物挥发硒的过程中也能起作用。根际细菌不仅能增强植物对硒的吸收,而且还能提高硒的挥发率。这种刺激作用部分应归功于细菌对根须发育的促进作用,从而使根表有效吸收面积增加。更重要的是,根际细菌能刺激产生一种热稳定化合物,它使硒酸根通过质膜进入根内;当将这种热稳定化合物加入植物根际后,植物体内出现硒盐的显著积累。进一步实验表明,对灭菌的植株接种根际细菌后,其根内硒浓度增加了 5 倍。而且,经接种的植株硒的挥发作用也增强了 4 倍,这可能是因为由微生物引起的对硒吸收量的增加<sup>[14]</sup>。可见,植物挥发修复的生物化学、分子生物学和根际微生物学基础研究是一个国际前沿研究的热点。

### 3 植物吸收

植物稳定和植物挥发这两种植物修复途径有其局限性。植物稳定只是一种原位降低污染元素生物有效性的途径,而不是一种永久性的去除土壤中污染元素的方法。植物挥发仅是去除土壤中一些可挥发的污染物,并且其向大气挥发的速度应以不构成生态危害为限。相对地,植物吸取是一种具永久性和广域性于一体的植物修复途径,已成为众人瞩目、风靡全球的一种植物去除环境污染元素(特别是重金属)的方法。植物吸取是利用专性植物根系吸收一种或几种污染物特别是有毒金属,并将其转移、贮存到植物茎叶,然后收割茎叶,离地处理。专性植物,通常指超积累植物,可以从土壤中吸取和积累超寻常水平的有毒金属,例如镍浓度可高达 3.8% 以上。英国 Sheffield 大学 Baker 博士是介绍植物修复概念的首批科学家之一,提出超积累植物具有清洁金属污染土壤和实现金属生物回收的实际可能性。这种植物具有与一般植物不同的生理特性<sup>[19]</sup>。在工业废物或污泥使用而引起的重金属污染土壤上,连续种植几次超积累植物,就有可能去除有毒金属,特别是生物有效性部分,从而复垦和利用被金属污染的土壤<sup>[20]</sup>。

植物修复概念的早期验证是在英国小规模田间试验中进行的。多种超积累植物种植在曾多年施用富含重金属的工业污泥试验地上。示范性试验表明十字花科遏蓝菜属植物(*Thlaspi carulescens*)具有很大的吸取锌和镉的潜力<sup>[21]</sup>。这种植物是一种可在富锌、铅、镉和镍土壤上生长的野生草本植物。近五年,各国科学家们对利用这种植物修复锌、铅、镉和镍污染土壤表现出浓厚的研究和开发兴趣。在欧洲、美国、澳大利亚和东南亚国家都启动了包括这种植物在内的超积累植物积累金属生理生化机理、金属吸收效率和农艺管理等方面的研究项目。*Thlaspi caerulescens* 已成为当前国际上开展重大相关研究项目时经常被选择的研究对象。

越来越多的金属积累植物被发现,据报道,现已发现 Cd、Co、Cu、Pb、Ni、Se、Mn、Zn 超积累植物 400 余种,其中 73% 为 Ni-超积累植物<sup>[22]</sup>。可能有更多的分布于世界各地的超积累植物尚待发现。要注意对一些稀有的超积累植物种质资源的保护<sup>[23]</sup>。从事植物修复研究与发展的国际著名美籍科学家 Chaney 博士预言,总有一天这些很有价值的植物会被用来清洁重金属(Cd、Pb、Ni、Zn)或放射性核素(U、Cs、Sr、Co)污染的农地和矿区。其成本可能不到各种物理化学处理技术的十分之一,并且通过回收和出售植物中的金属(phytomining)还可进一步降低植物修复的成本<sup>[24]</sup>。

除加强超积累植物种质资源的发现和开发利用外,还亟需研究和发 展能提高超积累植

物的金属浓度水平和产量的方法与技术。一种使超积累高产的途径是寻找负责金属积累植物的基因或基因组,并将其导入一般高产植物。另一种选择是运用传统育种办法促进植物快生快长。目前,除原始性筛选工作外,分子生物学研究植物新变种正在欧、美国家研究实验室进行。这些实验室试图通过金属积累基因的转导培育多元素高效修复植物。以调控有毒金属吸收为目标的植物基因操纵和高效型修复植物培育已成为现代研究的前沿课题<sup>[25,26]</sup>。

将金属积累植物与新型土壤改良剂相结合使植物高产和植物对金属积累速率和水平的提高<sup>[27,28]</sup>是另一种研究趋势。近3年来,多个田间试验证明这种化学与植物综合技术是可行的<sup>[29]</sup>。土壤改良剂 EDTA 可络合铅、锌、铜、镉,保持其在土壤中处于溶解状态,供植物利用,从而大幅度增加植物茎叶重金属积累量,使污染土壤金属浓度降低<sup>[30,31]</sup>。进一步研究的重点将是超积累植物的生理需求(温度、土壤、水分、肥料及土壤管理)和络合剂、肥料或植物根分泌物对金属移动性的影响。不过,对这些综合技术的环境风险(如地下水金属污染)需要系统评价。

开展金属污染土壤的植物吸取技术的食物链和生态效应的研究也很重要<sup>[32]</sup>,特别是专性植物的根际金属化学行为及其调控技术方面。植物吸取修复的首要目标应是减少土壤生物有效态金属浓度而不是土壤金属总量,这就是所谓的“土壤生物有效态元素吸蚀概念”(BES: Bioavailable Element Stripping)<sup>[20,33,34]</sup>。

近来,对重金属超积累植物及其修复重金属污染土壤机理已有较系统的综述<sup>[35-37]</sup>,这些综述反映了国外的最新研究进展,对国内在相关领域开展研究工作有很好的指导意义。

#### 4 问题与市场潜力

金属污染土壤的植物修复的主要问题是如何提高植物的修复速率和效率。推广最具应用前景的超积累植物吸取修复技术的主要障碍是植物生长慢和生物量小。因而,植物生物量的增加或生长活力的加强及其吸取、稳定或挥发能力的提高始终是植物修复研究和发展工作的关键。

植物修复作为一种高效生物修复途径已被科学界和政府部门认识和选用。近几年,植物修复的市场接受方面取得了巨大的进展。这种接受性是基于在处理污染介质如土壤、地下水、废水和填埋地渗出物中有害物质的潜力。根据1998年4月美国发表的市场报告,1998年全美植物修复市场销售在1700~3000万美元之间。最大的部分在地下水有机污染物去除方面,在500~1000万美元之间;其次是填埋地渗出物和土壤金属修复方面,两者均在300~500万美元之间;然后是土壤有机化合物和废水有机污染物的修复方面。估计到2000年美国植物修复总体市场销售将达到0.5~1亿美元之间,到2005年将在2000年的基数上再翻两倍<sup>[22]</sup>。对植物修复的全球市场未见估算,但可以预测未来九年植物修复的市场将在欧洲、加拿大及世界的其它地方发展。目前,污染土壤金属的植物修复的市场还有限,但潜力巨大。随着分子生物学转基因技术,根际微生物学强化技术和根际土壤金属化学调控技术的单一或复合运用,污染环境的植物修复潜力必将被进一步挖掘和发挥。

#### 5 优势与展望

虽然目前金属污染土壤的植物修复技术还处于田间试验与示范阶段,对所产生的信息也尚未进行系统评价,还需更多的田间结果来支撑这种技术的研究和发展,但是这种方法具

有常规方法所不及或没有的技术和经济上的双重优势。正是这两方面的优势驱动着植物修复技术在全球范围的研究和应用。植物修复的优点包括:(1)绿色净化,清洁并储存可利用的太阳能;(2)经济有效,只占机械、热或化学处理费用的10~50%;(3)污染物在原地去除而不是移地污染;(4)产生一种富金属植物残体,可再循环和回收;(5)美化环境,普遍接受。土壤重金属污染的治理非常困难,这是因为没有永久的、廉价的解决办法。常规的移土填埋方法费用很高。铅、镍、锌和镉等金属污染土壤的超积累植物吸取修复已显示出显著的生态、经济和社会效益,具有广阔的应用前景<sup>[20]</sup>。可以预料,植物修复将成为一种广泛应用、环境良好和经济有效的修复被有毒金属及其元素或物质污染环境的方法。植物修复已为植物技术开辟了一条令人振奋的新领域。正在从事的和未来将开展的方法和发展活动必将扩大植物修复技术的应用,使植物修复成为一条改善和提高环境质量、有生命力和有价值的生物恢复或生物修复途径。

## 参 考 文 献

- 1 Nriagu J O and Pacyna J M. *Nature*, 1988, 333:134~139
- 2 Adriano D C. *Proceedings of International Seminar on Use Plants for Environmental Remediation*, Kosaikaikan, Tokyo, Japan, 1997, 1~26
- 3 张世贤. 我国土壤科学的成就. 见: 中国土壤学会编. 中国土壤学在前进. 中国农业科技出版社, 1995, 14~24
- 4 Ebbs S D et al. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26:1424~1430
- 5 Baker A J M et al. *Resources, Conservation and Recycling*, 1994, 11:41~49
- 6 骆永明. 无机元素污染土壤的植物修复. 环境保护前沿领域论坛. 中国科学技术协会, 1998, 22
- 7 桑伟莲, 孔繁翔. 植物修复研究进展. 环境科学进展, 1999, 7:40~44
- 8 Vangronsveld J and Cunningham S. *Metal - Contaminated Soils: In - situ Inactivation and Phytoremediation*, Springer Verlag and Landes Bioscience, 1998
- 9 Vangronsveld J et al. *Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 1999, 1:16~17
- 10 Rugb C L et al. *Nature Biotechnology*, 1998, 16:925~928
- 11 Rugb C L et al. *Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 1999, 2:32~33
- 12 Heaton A C P et al. *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7:497~509
- 13 Terry N and Zayed A. In: *Environmental Chemistry of Selenium*. Frankenberger W T and Engberg R (eds), Marcel Dekker, Inc, 1998, 633~656
- 14 Terry N et al. *Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 1999, 2:24~25
- 15 Zayed A and Terry N. *Journal of Plant Physiology*, 1992, 140:646~652
- 16 Pilon - Smits E et al. *Plant Physiology*, 1999, 119:123~132
- 17 De Souza M et al. *Plant Physiology*, 1998, 117:1487~1494
- 18 Zayed A et al. *Planta*, 1998, 206:284~292
- 19 Baker A J M and Brooks R R. *Biorecovery*, 1989, 1:81~126
- 20 McGrath S P. In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy metals*, Brooks R R (ed), CAB International, Wallingford, UK, 1998, 261~287
- 21 McGrath S P et al. In: *Intergrates Soil and Sediment Research: a Basis for Proper Protection*, Eijssackers H J P and Hamers T (eds), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1993, 673~676
- 22 Flathman P E and Lanza G R. *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7:415~432
- 23 Reeves R D et al. *Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 1999, 1:2~3
- 24 Chaney et al., *Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 1999, 1:14~15

(下转第 280 页)

~0.321, 平均 0.285, 棉籽饼的腐殖化系数在 0.123~0.165, 平均为 0.140。比玉米、水稻、小麦等作物秸秆的腐殖化系数低<sup>[1,2,4]</sup>。

表 2 化肥和棉籽饼对棉茎秆腐解速率的影响

| 测定时间<br>(日/月) | 天数  | 茎 秆    |        | 茎秆 + 化肥 |        | 茎秆 + 化肥 + 棉籽饼 |        |
|---------------|-----|--------|--------|---------|--------|---------------|--------|
|               |     | 残留量(g) | 腐解率(%) | 残留量(g)  | 腐解率(%) | 残留量(g)        | 腐解率(%) |
| 5/5           | 30  | 75.27  | 24.72  | 72.44   | 27.56  | 78.99         | 21.01  |
| 16/6          | 72  | 56.48  | 43.52  | 54.47   | 45.53  | 52.74         | 47.26  |
| 16/7          | 102 | 51.75  | 48.25  | 47.18   | 52.82  | 39.58         | 60.42  |
| 15/8          | 132 | 46.24  | 53.76  | 41.92   | 58.08  | 35.32         | 64.78  |
| 30/9          | 178 | 42.47  | 57.23  | 33.10   | 66.90  | 33.21         | 66.78  |
| 15/11         | 224 | 38.63  | 61.37  | 31.63   | 68.37  | 28.11         | 71.89  |

综上所述,棉茎秆埋入土壤后的第一个月腐解速率最快,其次是第二个月,然后迅速下降。不同长度棉秆腐解速率几乎没有差异。配施氮磷化肥能明显促进棉茎秆的腐解速度。棉籽饼的腐烂分解速度很快,在第72天时分解率就达83.87%,当年分解率可达90.0%以上,有速效有机肥之称。

### 参 考 文 献

- 1 张继宏等.施用有机肥是增加土壤有机质、培肥土壤的根本途径,盐碱地利用,1986,(4):10~14
- 2 常开兴等.有机物料在土壤中腐解残留率的研究.北大荒农业,1987,(4):8~9
- 3 王维敏等.黄淮海地区农田土壤有机质平衡的研究.中国农业科学,1988,21(1):12~26
- 4 吴祖堂等.植物残体在土壤中腐解速率的测定.宁夏农林科技,1992,(4):39~42
- 5 迟凤琴等.玉米秸秆和根茬还田对黑土有机质数量和品质的影响.黑龙江农业科学,1992,(6):11~13
- 6 李酉开主编.土壤农业化学常规分析方法.科学出版社,1983



(上接第 265 页)

- 25 Salt D E. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:26~27
- 26 Kochian L. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:28~29
- 27 Blaylock M et al. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:6~7
- 28 McGrath S P et al. Proceedings of Extended ABstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:10~11
- 29 Felix H R et al. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:8~9
- 30 Huang J W et al. Environmental Science and Technology, 1997, 31:800~805
- 31 Lou Y M et al. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 2:882~884
- 32 Pollard A J and Harrison K R. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:12~13
- 33 Morel J L et al. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 1:4~5
- 34 McLaughlin M J and Henderson R. Proceedings of Extended Abstracts of 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 1999, 2:886~887
- 35 孙波, 骆永明. 超积累植物吸收重金属机理的研究进展. 土壤, 1999, 31:113~119
- 36 沈振国, 刘友良. 重金属超量积累植物研究进展. 植物生理学通讯, 1998, 34:133~139
- 37 唐世荣. 超积累植物. 农业环境与发展, 1996, 13:14~18