

超富集植物修复重金属污染的机制与影响因素

戴媛¹, 谭晓荣¹, 冷进松²

(1. 河南工业大学 生物工程学院, 河南 郑州 450052; 2. 河南工业大学 粮油食品学院, 河南 郑州 450052)

摘要: 在土壤重金属污染日益严重的今天, 植物修复技术作为一种新兴的绿色环保技术已经引起人们的高度重视, 超富集植物为这一技术提供了新的途径。为此, 简单介绍了超富集植物应用于重金属污染土壤的修复机制及影响超富集植物吸收重金属的因素, 并对其研究前景作了进一步的展望。

关键词: 超富集植物; 重金属; 植物修复

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-3268(2007)04-0010-04

近年来, 由于化工、电镀、印染工业的发展, 重金属的使用越来越广泛, 由此引起的重金属污染日益严重, 而存在于土壤环境中的重金属会通过食物链在生物体内聚集, 对人体健康造成危害。因此, 对重金属污染的土壤进行绿色修复已成为亟需解决的问题。传统治理重金属污染的方法有改土法、冲洗络合法、电化法、热处理法等, 但这些方法往往投资昂贵, 而且容易导致土壤结构的破坏和土壤肥力的下降。植物修复技术作为一种新兴的修复技术, 相对于这些方法有不可替代的优势^[1]。主要表现为: ①治理效果的永久性; ②治理过程的原位性(对土壤环境扰动小); ③治理成本的低廉性; ④环境美学的兼容性; ⑤后期处理的简易性; ⑥修复过程一般无二次污染; ⑦金属元素可回收利用。

由于植物修复技术的诸多优点, 在倡导绿色技术的今天, 采用植物修复技术对重金属污染土壤进行修复以及作为修复材料的超富集植物成为国际学术界研究的热点^[2,3]。

1 超富集植物的定义及特点

超富集植物是指能够超量吸收重金属并将其运移到地上部的植物^[4]。由于各种重金属在地壳中的丰度及在土壤和植物中的背景值存在较大差异, 因此, 对不同重金属, 其超富集植物富集质量分数界限也有所不同。目前采用较多的是 Baker 和 Brooks 提出的参考值, 即把植物叶片或地上部(干质量)中含 Cd 达到 $100\mu\text{g/g}$, 含 Co, Cu, Ni, Pb 达到

$1000\mu\text{g/g}$, Mn, Zn 达到 $10000\mu\text{g/g}$ 以上的植物称为超富集植物^[5]。为了反映植物对重金属的富集能力, Chamberlain 曾定义过“富集因子(concentration factor)”的概念, 并得到了不少学者的认可, 即:

富集因子 = 植物中的金属含量 / 基质中的金属含量

显然, 富集因子越高, 表明植物对该金属的吸收能力越强^[6]。

作为植物修复技术的超富集植物应具有以下特点: (1)对高浓度的金属有较强的忍耐性。(2)可累积相当高浓度的重金属。(3)生长速度较快。(4)较高的生物量。(5)发达的根系^[7]。

2 超富集植物应用于重金属污染土壤的修复机制

超富集植物是较理想的修复重金属污染土壤的植物, 其应用于重金属污染土壤的修复机制有: (1)根部提取: 有些超富集植物的根部可以从污染的土壤上有效渗透与提取重金属, 从而增加对重金属离子的吸收与累积^[8]。(2)改变根部环境: 超富集植物可通过各种酶和小分子改变根部 pH 值来调节各种必需营养成分和毒性成分的吸收, 降低 pH 值可促进重金属离子的转移与吸收^[9]。(3)载体辅助: 超富集植物根部与根毛的营养成分的短程转运系统需要很多内在的载体, 这些转运 Fe, Cu, Zn, P 等营养成分的载体也可转运 Hg, As 等重金属离子, 从而有助于超富集植物积累较高浓度的重金属。(4)根部木质部高转移率: 超富集植物从木质部到叶的营养

收稿日期: 2006-10-10

基金项目: 河南省教育厅自然科学计划项目(200510463015)

作者简介: 戴媛(1979-), 女, 吉林永吉人, 在读硕士研究生, 主要从事逆境生理研究。

成分与毒性成分的远程转运需要根部木质部具有有效的转移率,而地上部木质部具有较低的转移率,从而使重金属有效的转移到地上部^[10]。(5)化学沉降:化学沉降物可以增加 Fe, Zn, Cu, S 和 P 等营养成分在超富集植物中的贮存量。如有机酸与硫醇等螯合剂是重要的化学沉降物,可以使重金属离子的转移率达到最大水平^[11]。(6)物理沉降:对许多超富集植物来说,地上部亚细胞液泡、表皮毛状体细胞与死亡的导管细胞等均是物理沉降物,它们有较大的容量来贮存一些毒性污染成分,从而使重金属在超富集植物体内的含量达到最大^[12]。

3 影响超富集植物吸收重金属的因素

3.1 土壤因素

3.1.1 土壤的 pH 值 pH 值是土壤化学性质的综合反映,在影响重金属吸收的所有土壤因素当中,土壤的 pH 值起着最关键的作用^[13]。金属的活性通常受土壤 pH 值的影响很大^[14],植物可通过根部 H^+ 的释放及有机物的流出来酸化根际的土壤,在酸性土壤中, H^+ 与金属离子竞争与土壤相结合,导致金属离子从其与土壤结合位置上解析下来,增加金属离子在根部的溶解性^[15]。

Sakar 等报道, Fe 和 Zn 在超富集植物根系和嫩枝中的含量均与介质 pH 值呈负相关, Mn 的含量也随 pH 值的降低而升高,且当 $pH < 5.5$ 时, Mn 的含量会急剧增加^[16]。因此可通过应用含铵的肥料或土壤酸化剂使土壤达到合适的 pH 值,来提高金属的有效性^[13, 17]。

3.1.2 其他土壤因素 土壤与金属结合区域内矿物质、氧化物和有机物的浓度,土壤溶液的离子强度,土壤的氧化还原机制,土壤的水分含量,土壤中的金属浓度等因素都会影响重金属离子的吸收^[13]。

3.2 金属离子的拮抗作用与协同作用

大多数超富集植物对重金属的吸收是有选择性的,而土壤重金属污染大多是复合污染^[18],例如 Cd, Pb 复合污染, As, Zn 复合污染, Cu, Zn 复合污染等。由于 Cd 和 Zn 通常是伴随而生的,具有相似的化学性质和地球化学行为,因而 Zn 具有拮抗 Cd 被植物吸收的特性。已有试验证明,土壤中适宜的 Cd/Zn 比可以抑制或增加植物对 Cd 的吸收,因此可以通过向 Cd 污染土壤中加入适量的 Zn,调节 Cd/Zn 比,来减少或增加 Cd 在植物体内的富集^[14]。有研究表明^[19], Cd, Pb, Cu, Zn 和 As 等 5 种元素交互作用能促进 Cd, Pb, Zn 的活化而增加植物对其吸

收,对 As 的吸收反而有抑制。陈同斌等^[20] 研究则发现,添加 P 能显著提高蜈蚣草对 As 的富集能力,当添加 P 超过 400mg/kg 时,蜈蚣草对 As 的富集效果显著提高,富集系数达到 9.8 以上;当添加 P 达到 800mg/kg 时,富集系数上升为 10.7,分别是不添加 P 对照处理的 2.8 倍和 2.7 倍。另外,陈同斌等^[21] 还在砂培条件下,研究了 As, Ca 对蜈蚣草吸收和转运必需金属元素 K, Mg, Mn, Fe, Zn 和 Cu 的影响。结果表明:营养液中 As 浓度与根部 Mg, Zn, 叶柄中 Mn, 地上部 Fe 的浓度呈负相关。营养液中 Ca 浓度与叶柄中 Fe 浓度呈极显著正相关,与羽叶中 K, Mg, Mn 和 Zn 浓度呈显著负相关。

3.3 重金属的形态^[22]

重金属的形态也可影响超富集植物吸收重金属离子。土壤污染物中常见的重金属形态有可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机、硫化物结合态、残渣态等。改变重金属的形态对于重金属离子由植物根部转运到地上部有很大影响。

3.3.1 可交换态 该形态重金属通过离子交换和吸附而结合在颗粒表面,其浓度受控于重金属在介质中的浓度和介质—颗粒表面的分配常数,可交换态重金属对环境变化敏感,易于迁移转化,能被植物吸收。

3.3.2 碳酸盐结合态^[23] 碳酸盐结合态重金属受土壤条件影响,对 pH 值敏感, pH 值升高会使游离态重金属形成碳酸盐共沉淀,不易为植物所吸收,相反地,当 pH 值下降时易重新释放出来而进入环境中,易为植物所吸收。

3.3.3 铁锰氧化物结合态 Tessier 等学者认为,铁锰氧化物具有较大的比表面,对于金属离子有很强的吸附能力,水环境一旦形成某种适于其絮凝沉淀的条件,其中的铁锰氧化物便载带金属离子一同沉淀下来,由于属于较强的离子键结合的化学形态,因此不易释放,若土壤中重金属的铁锰氧化物占有有效态比例较大,正常情况下可利用性不高。

3.3.4 有机、硫化物结合态 有机结合态是以重金属离子为中心离子,以有机质活性基团为配位体的结合或是硫离子与重金属生成难溶于水的物质。这类重金属在氧化条件下,部分有机物分子会发生降解作用,导致部分金属元素溶出,有益于植物对重金属离子的吸收。

3.3.5 残渣态 残渣态金属一般存在于硅酸盐、原生和次生矿物等土壤晶格中,它们来源于土壤矿物,性质稳定,在自然界正常条件下不易释放,能长期稳

定在土壤中, 不易为植物吸收。

4 目前世界范围内发现的超富集植物

目前, 世界范围内已经发现的超富集植物有 400 多种^[24]。国外开展这方面的工作较早, 目前已发现的超富集植物有富集 Ni 的 *Streptanthus polygaloides*^[25], *Alyssum pintodasilvae*^[26], *Stackhousia tryonii* Bailey^[27], *Alyssum markgrafii*^[28] 和富集 Zn 的 *Brassica napus*^[29] 以及富集 Zn 和 Cd 的 *Arabidopsis halleri*^[30] 等。Baker 在欧洲中西部发现了能富集 Cd 高达 2 130 mg/kg (干重) 的十字花科植物天蓝褐蓝菜 (*T. caerulescens*)^[14, 31], 它是已知的积累浓度最高且研究最深入的超富集植物之一^[32]。我国开展这方面的工作较晚, 到目前为止, 中国的科技工作者陆续发现了 As 的超富集植物蜈蚣草 (*Pteris vittata*)^[33] 和大叶井口边草 (*Pteris cretica* L.)^[34, 35]、Cd 的超富集植物宝山堇菜 (*Viola baoshaensis*)^[14, 36]、Mn 的超富集植物商陆 (*Phytolacca acinosa* Roxb)^[37]、Zn 的超富集植物东南景天 (*Sedum alfredii* Hance)^[38] 以及 Cu 的超富集植物海州香薷 (*Ellsholtzia splendens*) 和鸭跖草 (*Commelina communis*)^[14, 39] 等。

5 研究前景展望

5.1 寻找超富集植物新品种

研究表明, 应用于植物修复的超富集植物往往有植株矮小、生长速度慢、生物量少等缺点, 因而难以满足商业要求^[38, 40]。因此, 寻找开发生物量大、富集能力强的超富集植物是植物修复技术发展的首要任务^[4]。我国有广袤的国土面积和丰富的物种资源, 是寻找超富集植物较理想的地区。另外, 针对植物修复方法存在的对植物种类的特殊要求的问题, 可以充分利用我国植物品种繁多的有利条件, 发挥植物资源丰富的优势, 寻找和培育新的超富集植物。

5.2 利用根际微生物提高修复效率

不同的植物, 其根系分泌物不同, 根际微生物的种群和数量也不同, 构建高效降解特定污染物的微生物, 诱导根际微生物去修复或降解特定的重金属污染物, 将会使植物修复技术得到更广泛的应用。如果能充分发挥根系分泌物在植物—微生物协同修复土壤污染物中的作用, 摸清根分泌物对根际微生物的进化选择, 以及植物根际微生物的群落特征, 将为土壤污染的植物修复技术开辟一条新的途径^[41]。

5.3 利用转基因技术提高修复效率

近年来, 国内外的一些相关报道还提出了利用转基因的方法^[42], 将自然界中超累积植物的耐重金属、超累积基因移植到生物量大、生长速率快的植物中去, 构建能够同时超量积累多种重金属污染的植物种群, 以克服天然超积累植物的缺点改善超积累植物的生物学性状, 提高植物对重金属的富集能力或超积累植物的生长速度和生物量, 从而提高植物修复的效率。

另外, 将重金属超积累植物与新型土壤改良剂相结合, 也会极大地推进植物修复技术的应用进程, 具有广阔的研究前景^[43]。

参考文献:

- [1] 何翊, 吴海. 生物修复技术在重金属污染治理中的应用[J]. 化学通报, 2005(1): 36—42.
- [2] 殷捷, 周竹渝. 超积累植物的研究进展[J]. 土壤通报, 2005, 36(1): 128—133.
- [3] Chaney R L, Angle J S, McIntosh M S, *et al.* Using hyperaccumulator plants to phytoextract soil Ni and Cd[J]. Bioscience, 2005, 60(3—4): 190—198.
- [4] 刘小梅, 吴启堂, 李秉滔. 超富集植物治理重金属污染土壤研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 636—640.
- [5] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境, 2005, 14(1): 136—138.
- [6] 夏汉平, 束文圣. 香根草和百喜草对铅锌尾矿重金属的抗性吸收差异研究[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1121—1129.
- [7] I Alkorta J Hernández-Allica, J M Becerra, *et al.* Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic[J]. Environmental Science and Bio/Technology, 2004, 3: 71—90.
- [8] S P McGrath. Phytoextraction for soil remediation, [M] // plants that hyperaccumulate heavy metals. Brooks R R. CAB international, Wallingford, UK., 1998: 267—287.
- [9] McGrath S P, Zhao F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2003, 14(3): 277—282.
- [10] Yang X, Feng Y, He Z, *et al.* Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation[J]. Trace Elements in Medicine and Biology, 2005, 18(4): 339—353.
- [11] Chaney R L, Angle J S, McIntosh M S, *et al.* Using hyperaccumulator plants to phytoextract soil Ni and Cd[J]. Biosciences, 2005, 60(3—4): 190—198.
- [12] Callahan D L, Baker A J, Kolev S D, *et al.* Metal ion ligands in hyperaccumulating plants[J]. Biological

- Inorganic Chemistry, 2006, 11(1): 2—12.
- [13] Meagher R B, Heaton A C. Strategies for the engineered phytoremediation of toxic element pollution: mercury and arsenic[J]. Industrial Microbiology and Biotechnology, 2005, 32(11—12): 502—513.
- [14] I Alkorta, J Hernández-Allica, J M Becerril, *et al.* Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals [J]. Environmental Science and Bio/ Technology, 2004, 3: 55—70.
- [15] 顾继光, 林秋奇, 胡韧, 等. 土壤—植物系统中重金属污染的治理途径及其研究展望[J]. 土壤通报, 2005, 36(1): 128—133.
- [16] Kramer U, Chardonens A N. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 55(6): 661—672.
- [17] Fitz W J, Wenzel W W. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation[J]. Biotechnology, 2002, 99(3): 259—278.
- [18] 杨志新, 冯圣东, 刘树庆. 镉、锌、铅单元素及其复合污染与土壤过氧化氢酶活性关系的研究[J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(4): 138—141.
- [19] Zu Yanqun, Li Yuan, Christian Schvartz, *et al.* Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China[J]. Environment International, 2004, 30(4): 567—576.
- [20] 陈同斌, 范稚莲. 磷对超富集植物蜈蚣草吸收砷的影响及其科学意义[J]. 科学通报, 2002, 47(15): 1156—1159.
- [21] 肖细元, 廖晓勇, 陈同斌, 等. 砷、钙对蜈蚣草中金属元素吸收和转运的影响[J]. 生态学报, 2003, 23(8): 1477—1487.
- [22] 崔妍, 丁永生, 公维民, 等. 土壤中重金属化学形态与植物吸收的关系[J]. 大连海事大学学报, 2005, 31(2): 59—63.
- [23] Zhang L, Angle J S, Delorme T, *et al.* Degradation of alyssum murale biomass in soil[J]. Phytoremediation, 2005, 7(3): 169—176.
- [24] Lakshmi Koppolu, Ramakrishna Prasad, L Davis Clements. Pyrolysis as a technique for separating heavy metals from hyperaccumulators. Part III: pilot-scale pyrolysis of synthetic hyperaccumulator biomass[J]. Biomass and Bioenergy, 2004, 26(5): 463—472.
- [25] Robert S Boyd, Scott N Martens. Aphids are unaffected by the elemental defence of the nickel hyperaccumulator *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae) [J]. Chemoecology, 1999, 9: 1—7.
- [26] Lynsey R Peterson, Victoria Trivett, Alan J M Baker, *et al.* Spread of metals through an invertebrate food chain as influenced by a plant that hyperaccumulates nickel[J]. Chemoecology, 2003, 13: 103—108.
- [27] Naveen P Bhatia, Alan J M Baker, Kerry B Walsh, *et al.* A role for nickel in osmotic adjustment in drought-stressed plants of the nickel hyperaccumulator *Stackhousia tryonii* Bailey[J]. Planta, 2005, 10: 133—138.
- [28] B Vinterhalter, D Vinterhalter. Nickel hyperaccumulation in shoot cultures of *Alyssum markgrafii*[J]. Biologia Plantarum, 2005, 49(1): 121—124.
- [29] E P Brewer, J A Saunders, J S Angle, *et al.* Somatic hybridization between the zinc accumulator *Thlaspi caerulescens* and *Brassica napus*[J]. Theor Appl Genet, 1999, 99: 761—777.
- [30] Hendrik Küpper, Enzo Lombi, Fang-jie Zhao, *et al.* Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*[J]. Planta, 2000, 212: 75—84.
- [31] Taylor S L, Macnair M R. Within and between population variation for zinc and nickel accumulation in two species of *Thlaspi* (Brassicaceae)[J]. The New Phytology, 2006, 169(3): 502—513.
- [32] 徐昕, 陶思源, 郝林. 用转基因植物修复重金属污染的土壤[J]. 植物学通报, 2004, 21(5): 595—607.
- [33] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报, 2002, 47(3): 207—210.
- [34] 韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物[J]. 生态学报, 2002, 22(5): 777—778.
- [35] 陈同斌, 安志装. 一种修复砷污染环境的方法[J]. 科技开发动态, 2004(12): 37.
- [36] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报, 2003, 48(19): 2046—2049.
- [37] 吴双桃, 吴晓英, 胡日利, 等. 铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 156—160.
- [38] 杨肖娥, 傅承新. 东南景天(*Sedum alfreii* H)——一种新的锌超积累植物[J]. 科学通报, 2002, 47(13): 1003—1006.
- [39] 施积炎, 陈英旭, 田光明, 等. 海州香薷和鸭跖草铜吸收机理[J]. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(6): 642—646.
- [40] V Bert, P Meerts, P Saumitou-Laprade, *et al.* Verbruggen[J]. Plant and Soil, 2003, 249: 9—18.
- [41] 徐卫红, 黄河, 王爱华, 等. 根系分泌物对土壤重金属活化及其机理研究进展[J]. 生态环境, 2006, 15(1): 184—189.
- [42] 雷秉乾, 王仁祥. 转基因植物的研究与开发利用[J]. 作物研究, 2006, 20(1): 9—12.
- [43] 李红霞, 马伟芳, 赵新华. 植物修复受污染土壤中重金属的研究[J]. 安徽农业科学, 2005, 33(4): 699—702.