

超积累植物吸收重金属机理的研究进展^①

孙 波 骆永明

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘 要 综述了近十年来研究超积累植物吸收和储藏重金属的机理以及影响超积累植物吸收重金属的根际环境因素的进展,以期推动国内在这一国际热点领域的研究。

关键词 重金属;超积累植物;吸收;根际

重金属污染及其治理是当前环境科学研究中的一个重点。在农业生产中,除了由于开矿、冶炼等引起的重金属污染外,某些地区长期施用含重金属的污泥作为有机肥,也会导致土壤中重金属的积累,从而引起土壤质量的退化。目前对重金属的研究主要包括两个方面:重金属引起的各种退化过程、机理及重金属污染土壤的化学和生物学修复。在前一个方面,目前十分重视重金属对农业土壤微生物及微生物学过程毒性的研究,因为重金属污染在导致对生长的动植物产生毒性之前已经表现出对土壤生物学的影响。虽然这方面的实验室模拟研究数量较多,但只有长期的田间定位试验才能揭示重金属的长期积累效应,从而为保护土壤资源质量的立法提供重金属的安全负荷标准, Giller 等^[1]对此作了很好的综述。在后一个方面,80年代起对低成本生物治理技术(phytoremediation)的研究日益增加,其中关于超积累植物(hyperaccumulator)对各种重金属的生物提取作用已有全面的综述^[2]。超积累植物是指对重金属元素的吸收量超过一般植物100倍以上的植物,超积累植物积累的Cr、Co、Ni、Cu、Pb的含量一般在0.1%以上,积累的Mn、Zn含量一般在1%以上^[3]。目前已发现400多种超积累植物,因此利用超积累植物治理土壤重金属污染的现实可能性不断增加。而应用这种生物治理技术需要明确超积累植物吸收和储藏重金属的机理,以及各种根际条件对吸收重金属过程的影响,本文对近十年来国际上在这一领域研究进展进行了综述,以期推动国内在这一国际热点领域的研究。

1 超积累植物吸收重金属的过程

1.1 根系吸收重金属的过程

超积累植物可以活化土壤中不溶态的重金属。根袋(rhizobag)试验表明^[4],土壤中可移动态Zn含量的下降占超积累植物*T. caerulescens*吸收Zn总量中的不到10%,说明*T. caerulescens*可以将土壤中的Zn从不溶态转化为可移动态。

植物的根系可以分泌质子,从而促进了植物对土壤中元素的活化和吸收。种植*T. caerulescens*和非超积累植物*T. ochroleucum*后,根际土壤中可移动态Zn含量均较非根际土壤

① 国家自然科学基金资助项目(49831042和49831070)

高, 这可能与根际土壤中 pH 较低有关, 在试验结束时, 根际土壤 pH 较非根际土壤低 0.2 ~ 0.4, 但两种植物对根际土壤的酸化程度没有显著差异^[4]。Bernal 等^[5]对 Ni 超积累植物 *A. murale* 和萝卜的对比研究表明, 两者根际土壤 pH 的变化方式相似, 主要与阴阳离子的吸收有关, 而与重金属的含量无关; N 肥形态是影响根际土壤 pH 的重要因子, 而根际土壤氧化还原电位受 N 肥种类和重金属含量的双重影响; 根际土壤 pH 的降低和根系释放还原物质不是 *A. murale* 积累重金属的主要机制, 因为 *A. murale* 根系在这两个方面的能力均低于萝卜根系。

Lasat 等^[6]发现 *T. caerulescens* 与非超积累植物 *T. arvense* 根系对 Zn^{2+} 的吸收具有相似的米氏常数 (K_m), 但两者的最大吸收速率 (V_{max}) 分别为 0.27 和 $0.06 \mu \text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$, 前者是后者的 4.5 倍, 说明 *T. caerulescens* 在根细胞膜中具有更多的运输位点, 根系从土壤溶液中吸收 Zn 的能力更强。两种植物对 Zn 的吸收动力学分为两个阶段, 开始是快速的线性动力学阶段, 与根细胞壁吸附 Zn 有关; 随后是较缓慢的饱和和吸附阶段, 与 Zn 穿过根细胞原生质膜有关。

Piñeros^[7]等利用 Cd 选择性微电极研究了 Cd 在 *T. caerulescens* 和 *T. arvense* (生长 2 ~ 3 周) 根中的迁移, 结果发现两者根中 Cd 的流动方式和流量大小没有明显差异, 他们认为两者对 Cd 吸收量的差异需要较长的时间才能表现出来。

一些学者曾提出超积累植物从根系分泌特殊有机物, 从而促进了土壤重金属的溶解和根系的吸收, 或者超积累植物的根毛直接从土壤颗粒上交换吸附重金属, 但目前还没有研究证实这些假说。

1.2 重金属从根系转运到地上部的过程

与非超积累植物相比, *T. caerulescens* 吸收 Zn 并将其从根部转移到地上部的能力明显较高^[8,9], 在中度污染的土壤中, *T. caerulescens* 积累的 Zn 数量是 *T. ochrolecum* 的 2.5 ~ 5.5 倍, 是萝卜的 24 ~ 60 倍^[4], *T. ochrolecum* 的根中积累的 Zn 仅有 32% 转移到地上部^[8]。

T. caerulescens 的木质部汁液中 Zn 的浓度大约是 *T. ochrolecum* 的 5 倍^[10], 说明前者在根中积累的能力比转移到地上部的能力更强。利用 ^{65}Zn 的通量试验发现, *T. caerulescens* 与 *T. arvense* 两者根的细胞壁和细胞质中储藏的 $^{65}\text{Zn}^{2+}$ 的比例相似, 其流出速率 (半衰期, $t_{1/2}$) 也相近; 但 *T. arvense* 在根液泡中储藏的 $^{65}\text{Zn}^{2+}$ 的比例 (12%) 是 *T. caerulescens* (5%) 的 2.4 倍, 其流出速率 ($t_{1/2}$ 为 260 分钟) 却比后者 ($t_{1/2}$ 为 150 分钟) 慢了近 1 倍。在低 Zn 浓度 ($10 \mu \text{mol L}^{-1}$) 时, 两者叶片的原生质中积累的 Zn 数量相同, 而高 Zn 浓度 (1mmol L^{-1}) 时, 前者积累的数量有增加趋势^[10,11]。总体上看, *T. caerulescens* 在吸收 Zn 过程中, Zn 穿透根和叶细胞中原生质膜的速率较非超积累植物高, 但目前还没有对 *T. caerulescens* 中 Zn 穿过液泡膜的过程进行研究。

2 超积累植物体内的有机物对重金属离子的螯合

超积累植物体内的有机酸可降低重金属的毒性, 促进重金属的运输。Ni 超积累植物 *A. serpyllifolium* 中有机酸的含量比其他植物中要高^[12]。Homer 等^[13]利用凝胶色谱、离子交换色谱、高电压电泳以及气相色谱—质谱对超积累植物 *D. gelonioides* 的提取物进行了分析, 发现其中含 18% 的 Ni、24% 的柠檬酸和 43% 的苹果酸 (三者摩尔比为 1 : 0.4 : 1), 酒石酸的含量

极低,植物体内的 Ni 主要是和柠檬酸络合。在高浓度 Ni ($300\mu\text{mol L}^{-1}$)培养时, *A. Lesbiacum* 的木质部汁液中组氨酸含量明显提高,而在非超积累植物 *A. montanum* 中其含量没有变化;当在培养液中添加组氨酸时, *A. montanum* 耐 Ni 能力增强,而且 Ni 从根部向地上部运输的数量增加^[14]。

虽然 *T. ochroleucum* 的地上部中含与 *T. caerulescens* 相似数量的苹果酸,但并不具备对 Zn 的超量积累和耐毒性能力,而且苹果酸与 Zn 的亲合力较低(络合常数 $\text{pK}=3.5$);柠檬酸与 Zn 的亲合力较苹果酸高($\text{pK}=6.1$),但其含量在 *T. caerulescens* 中很低;此外, Zn 处理对两种植物地上部中的苹果酸和柠檬酸浓度没有显著的影响,因此苹果酸和柠檬酸在 *T. caerulescens* 中的作用不大^[9]。

Tolra 等^[15]发现在 *T. caerulescens* 的地上部中,苹果酸和草酸浓度间具有显著的正相关,但根中没有出现这种相关性,因而他们认为有机酸的积累是植物体内阴阳离子平衡的结果,而非忍耐重金属毒性的机制。Lasat 等^[10]的试验表明在 *T. caerulescens* 中没有特别的有机酸或氨基酸与 Zn 的转运有显著的相关性,虽然在 *T. caerulescens* 的木质部汁液中醋酸和谷氨酸含量明显较 *T. arvense* 的高,但醋酸与 Zn 的亲合力很低,而且在培养介质中加入 4mmol L^{-1} 的醋酸和 $500\mu\text{mol L}^{-1}$ 的谷氨酸均没有增加两种植物中 Zn 的积累。Salt 等^[16]利用 x 射线吸收光谱的最新研究表明,在 *T. caerulescens* 的根中 Zn 主要与组氨酸络合(占 70%),其次吸附在细胞壁上(占 30%);在木质部汁液中 Zn 主要以水合阳离子形态运输(占 79%),其余的是柠檬酸络合态;在地上部中 38%的 Zn 与柠檬酸络合,其次是自由态水合离子(26%),组氨酸络合态占 16%。

Vázquez 等^[17]分析了 *T. caerulescens* 的组织成分,认为 Zn 与肌醇六磷酸的络合物不是 Zn 的主要储藏形态,他们发现在液泡中 Zn 可能以球状结晶形态沉积,但这有可能是由于在发射电子显微镜的分析过程中细胞组织脱水引起的人为产物。Zhao 等^[18]的水培试验结果表明,在 *T. caerulescens* 地上部吸收的 $\text{Zn} > 5 \text{ g kg}^{-1}$ 干重时,其吸收的 Zn 中有 80%以上是水溶态;在 *T. caerulescens* 地上部积累的 $\text{Zn} > 20 \text{ g kg}^{-1}$ 干重时,其吸收的 P 随 Zn 积累量的增加而显著降低;地上部不溶态 Zn 和不溶态 P 间的线性回归斜率为 0.07,比 $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ 、Zn—植酸和 Zn_2 —植酸的 P :Zn 比(分别为 0.31、0.95 和 1.43)都小,说明 Zn 和 P 的共沉淀不是地上部抗 Zn 毒性的重要机制;而在根部不溶态 Zn 和不溶态 P 间的线性回归斜率为 0.3,接近 $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ 的 P :Zn 比,说明可能在根表面或质外体(apoplast)中产生沉淀;叶面喷洒磷酸盐溶液后叶中的 P 转移到根中增加了,但并不提高对 Zn 毒性的抗性。

3 超积累植物对重金属离子的储存

在 Ni 超积累植物的叶片中, Ni 主要积聚在表皮细胞或绒毛(trichomes)中^[19-21]。Przybywicz 等^[22]利用动态分析(dynamic analysis)发现 *S. coronatus* 中的 Ni 主要分布在叶片的细胞壁中。Brooks 等^[12]对 *A. serpyllifolium* 的组织进行离心分离,发现 72%有 Ni 分布在液泡中。

在超积累植物 *S. vulgaris* 中 Cd 主要积累在下层表皮细胞中,液泡中储藏 Cd 可能是其忍耐 Cd 的机制^[23];而在 *T. caerulescens* 中 Cd 主要分布在质外体中,在液泡中分布较少^[24]。

利用电子探针和 X 射线微分析对 *T. caerulescens* 的观察表明, 根中的 Zn 主要分布在液泡中, 在细胞壁中分布较少; 而叶片中的 Zn 主要积累于表皮细胞, 特别是亚表皮细胞中; 在高浓度 Zn 处理中, 叶片的液泡内 Zn 的浓度高于质外体; 植株的蒸腾作用驱动了 Zn 在叶片中的运输, 然后积聚在近轴表皮细胞壁的质外体中^[17, 24]。Küpper 等^[25]利用能量分散 X 射线微分析法 (energy-dispersive x-ray microanalysis) 和单细胞液提法 (single-cell sap extraction), 发现在 *T. caerulescens* 的成熟叶片中 Zn 主要积累在表皮细胞中, 而在叶绿素细胞中 Zn 的含量很低 (表皮细胞液中 Zn 的含量比叶绿素细胞液中高 5—6.5 倍); 估计在成熟叶片中约有 60% 的 Zn 积累在表皮细胞的液泡中; 在表皮细胞中细胞大小与 Zn 含量的相关性较 Ca 高, 说明较大的表皮细胞积累更多的 Zn; 表皮细胞中的液泡化 (vacuolation) 可能是其优先积累 Zn 的驱动力。

4 超积累植物吸收重金属的分子生物学机制

超积累植物对重金属的超量吸收可能是由多基因 (包括吸收和忍耐两个方面) 控制的过程。Lasat 等^[11]分离了 *T. caerulescens* 根和叶中的 mRNA, 然后克隆和筛选出 Zn 载体基因 ZNT1, 在单细胞酵母细胞中表达后, 利用⁶⁵Zn²⁺ 的通量试验测得其吸收⁶⁵Zn²⁺ 的 K_m 与 *T. caerulescens* 根的 K_m 相似。经序列分析发现 ZNT1 与其他微量元素载体基因同源, 其氨基酸序列与 ZRT1 (酵母中的高 Zn 亲和力载体基因)^[26] 有 36% 的相似性, 与 IRT1 (Arabidopsis 中的 Fe 载体基因)^[27] 有 88% 的相似性。*T. caerulescens* 之所以能超量积累 Zn, 其原因就是无论植株体内 Zn 含量处于何种状况, Zn 载体基因均能高度表达。

目前对超积累植物忍耐重金属的基因研究很少, 在普通植物已发现含金属基因 (metallothioneins MT) 以及植物络合物 (phytochelatins PC) 是重要的络合重金属的肽, 在 *A. thaliana* 中 MT2 mRNA 的表达水平与其耐 Cu 能力之间相关性极强^[30]; Evans 等^[29] 将豌豆中基因 (PsMT_A) 克隆到 *A. thaliana* 和 *E. Coli* 中, 发现植株对 Cu 的积累增加, 但对 Zn 和 Cd 的积累没有影响。Schat 和 Vooijs^[30] 发现 *S. vulgaris* 对 Cu、Zn、Cd 的耐性没有多效性基因控制, 而对 Ni 和 Co 的耐性具有多效性, 与耐 Zn 的等位基因具有相同的特殊位。

5 影响超积累植物吸收重金属的因素

5.1 土壤中重金属含量

对欧洲西部和地中海地区甘蓝科中 Zn 和 Ni 超积累植物的研究表明, *T. caerulescens* 地上部中 Zn 含量与土壤全 Zn 含量之间没有显著相关性^[31], 但与土壤中可提取 Zn 的含量呈显著相关^[32]; 在 Ni 超积累植物中, 地上部 Ni 含量随土壤中全 Ni 含量的增加而增加^[31]。

5.2 土壤 pH

Brown 等^[8]发现, 降低施用污泥土壤的 pH 促进 *T. caerulescens*、*S. vulgaris* 和莴苣的地上部对 Mn 的吸收量, 在后两个非超积累植物中促进了对 Cd 和 Zn 的吸收。Bernal 和 McGrath^[33] 通过水培试验证明 pH 影响了 Ni 超积累植物 *A. murale* 根系释放质子和植株的生长。当水培介质 pH 由 7.0 降低到 6.0 时, *A. murale* 的生长和分泌质子的过程随 pH 的降低而停止, 而萝卜在 pH 降低到 5.5 时才停止, 但两者分泌质子数量之间的差异较小, 不足以证

明根际 pH 降低是 *A. murale* 溶解重金属的机制。

5.3 土壤 CO₂ 分压

土壤溶液化学受土壤 CO₂ 分压 (pCO₂) 的影响。David 和 Vance^[34] 发现用富含 CO₂ 的水淋溶土柱时, 土壤溶液中可溶性元素的含量增加; Luxmore 等^[35] 报道增加空气中 CO₂ 的浓度后, 松树幼苗的针叶中 Zn 的吸收量增加。根据 Hamon 等 (IACR—Rothamsted, UK) 未发表的资料, 当大气 CO₂ 的浓度提高一倍 (从 350 ml L⁻¹ 增加到 700 ml L⁻¹) 后, 在施用含重金属污染的土壤溶液中, pCO₂ 增加, pH 降低。可溶性 Cd 和 Zn 的浓度也增加一倍, 在植物叶片中 Cd 和 Zn 的浓度也显著增加。

5.4 土壤水分条件

淹水影响土壤的 pH 和氧化还原条件。湿地中微量和有毒金属元素的移动性较旱地条件下高^[36]; 在施用污染的土壤中, 淹水 (厌氧) 条件下普通植物对土壤中重金属的吸收较非淹水条件下的低^[37]。Ye 等^[38] 发现在施用 Pb/Zn 尾矿的土壤中, 与干旱条件相比。淹水条件下 *P. australis* 的生物量降低, 但对 Zn、Pb、Cu 的吸收量明显增加。一些能在受金属污染的土壤中生长的湿地植物往往在根的表面形成铁膜 (iron plaque), 但 Ye 等^[39] 的研究表明淹水条件下 *P. australis* 根上形成的铁膜并不影响 Zn、Pb、Cd 在幼苗体内的转运, Pb 和 Cd 在地上部积累量较 Zn 低的原因是根组织自身的障碍而非根表面铁膜的障碍。

5.5 土壤元素的拮抗作用

Gabrielli 等^[40] 发现在 Ni 超积累植物 *A. bertolonii* 中, Zn、Co 和 Ni 具有相同的吸收/转运系统, 因此土壤中的 Zn 和 Co 对 Ni 的吸收和积累有竞争作用。当营养液中不加 Zn、Ni、Cd 时, 水培试验中 *A. murale* 地上部的 Co 含量增加^[33]。Ni 超积累植物 *T. montanum* 中吸收的 Ni 量与吸收的 Zn 和 Fe 量呈负相关^[41], 其他的 Ni 超积累植物中也存在 Zn 和 Ni 的拮抗作用^[42]; 而某些二价离子可促进重金属的吸收, 如添加 Ca 可以促进 *B. coddii* 对 Ni 的吸收^[41]。

5.6 土壤有机质

土壤有机质的矿化可以提高土壤中重金属的活性, 从而更容易被植物吸收。Hyun^[43] 等利用田间的长期试验研究了施用不同数量污泥的土壤中, 土壤有机质分解对 Cd 生物活性的影响。研究表明, 在停止施用污泥后的 10 年中, 土壤有机碳含量减少了 40%, 但可溶性 Cd 含量并没有明显降低; 而继续施用污泥时, 土壤有机碳和可溶性 Cd 含量继续增加。在所有处理中, 土壤可溶性 Cd 含量和有机碳含量之间呈显著的线性相关关系, 而植物 (瑞士甜菜) 中 Cd 的含量与土壤可溶性 Cd 含量之间的线性相关也达到显著水平。

5.7 化学溶剂

在重金属污染的土壤中加入有机溶剂可促进土壤中重金属的溶解, 增加植物对重金属的吸收。Eiliot 等^[44] 的研究表明 EDTA/Pb 的摩尔比在 1.5~2.5 时, EDTA 对土壤中 Pb 的溶解率最大; 土壤 pH 在 5~9 时, 加入单价电解质如 Na、Li 和 NH₄ 可促进 EDTA 对 Pb 的淋失; 加入二价电解质如 Ca 和 Mg, 在酸性条件下促进了 EDTA 对 Pb 的溶解, 但在较高的 pH 条件下其作用相反^[45]。Peters 和 Shem^[46] 发现 EDTA 提取 Pb 的效果受 pH 的影响很大, 而与加入量 (0.01~0.10 mol L⁻¹) 无关。Papassiopi 等^[47] 对石灰性土壤的研究表明, EDTA 的浓度从 0.025 mol L⁻¹ 增加到 0.25 mol L⁻¹ 时, Pb 的淋失量增加; Na₄-EDTA 对土壤 Pb 的溶解性能较

Na₂-EDTA 低; 土壤中的 Ca 含量影响了 EDTA 的溶解能力, 因为土壤中方解石的溶解消耗了 90% 的活性 EDTA。

Kedziorek^[48] 利用模拟土柱试验研究了 EDTA 对 Pb 和 Cr 的溶解能力, 通过溴化物作指示剂确定流体动力学参数, 在对流-扩散方程的基础上建立了金属的迁移的预测模型:

$$\frac{\partial C_{EM}}{\partial t} = \alpha u \frac{\partial^2 C_{EM}}{\partial x^2} - u \frac{\partial C_{EM}}{\partial x} - K_{CE} \frac{C_M}{C_{Mi}}$$

式中 C 是液相溴化物浓度, D 是纵向流体动力学扩散系数。u 是孔隙速率, K 是溶解的动力学系数, C_{Mi} 是试验开始时单位体积土壤中金属的摩尔数。试验测得 Cd 和 Pb 的 K 值分别为 2.4 × 10⁻⁶ 和 2.1 × 10⁻⁶ 秒⁻¹。

在 Pb 污染的土壤中, 加入 HEDTA 可以提高不同植物对 Pb 的吸收量^[49]。Huang 等^[50] 研究了不同浓度的有机酸、无机酸及其盐类对污染土壤中 U 的溶解以及植物吸收 U 数量的影响, 结果表明柠檬酸的作用最强, 施用 20mmol/kg 柠檬酸后, 土壤溶液中 U 含量从 1.2mg kg⁻¹ 增加到 240mg kg⁻¹, *B. chinensis* 在 U 污染土壤(全 U 含量为 750mg kg⁻¹) 中吸收的 U 从低于 5mg kg⁻¹ 增加到高于 5000mg kg⁻¹; 柠檬酸浓度从 10 增加到 20mmol kg⁻¹ 时, *B. chinensis* 中积累的 U 量增加了 5 倍, 浓度低于 10mmol kg⁻¹ 时增量较小; 柠檬酸促进土壤 U 溶解的驱动力主要是络合作用, 与土壤 pH 降低的关系较小。

目前, 国内对超积累植物吸收重金属的研究尚处于起步阶段, 因此首要任务是进行全国超积累植物资源的调查, 收集和筛选, 研究超积累植物的分布, 建立超积累植物的数据库。在此基础上, 以建立重金属污染土壤的综合生物治理措施为目标, 进行多学科的合作, 采用先进的分析仪器和技术深入研究超积累植物吸收重金属的机制。在土壤化学方面需要加强研究根际环境中超积累植物吸收高浓度条件下各种重金属的动力学过程及其影响因子; 在植物生理学方面需要阐明重金属在植物体内的运输方式、途径及其储藏机制; 在分子生物学方面需要从超积累植物中分离重金属的载体和耐性基因, 并克隆到生物量更高的植物体内。同时, 酝酿实现该项绿色修复净化技术的开发和转让, 使污染土壤肥力和生态功能恢复重建和土壤资源持续利用。

参 考 文 献

- Giller K E, Witter E and M c Grath S P. 1998, Soil Biol. Biochem., 30: 1389-1414
- M c Grath S P. In: Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. Brooks R. R. (ed.), CAB International, 1998, 261-287
- Baker A J M and Brooks R R. Biorecovery, 1989, 1: 81
- M c Grath S P, Shen Z G and Zhao F J. Int Pa and Soil, 1997, 188: 153-159
- Bernal M P et al. Plant and Soil, 1994, 164: 251-259
- Lasat M M, Baker A J and Kochian L V. Plant Physiol. 1996, 112: 1715-1722
- Přenos M A, Shaff J E and Kochian L V. Plant Physiol., 1998, 116: 1393-1401
- Brown S L et al. Soil Sci. Soc. Am. J. 1995, 59: 125-133
- Shen Z G, Zhao F J and M c Grath S P. Plant, Cell and Environment, 1997, 20: 898-906
- Lasat M M, Baker A J M and Kochian L V. Plant Physiol. 1998, 118: 875-883
- Lasat M M et al. Journal of Experimental Botany, 1999, 50 (in press).

- 12 Broks R R, Shaw S, Marfil A A. *Plant Physiol.* 1981, 51: 167 ~ 170
- 13 Homer F A et al. *Phytochemistry*, 1991, 30: 2141 ~ 2145
- 14 Krämer U et. *Nature* 1996, 379: 635 ~ 638
- 15 Tolra P, Poschenrieder C and Barceolo J. J. *Plant Nutr.*, 1996, 19: 1541 ~ 1550
- 16 Salt D E et al. *Environ. Sci. Technol.*, 1999, 33: 713 ~ 717
- 17 Vázquez M D et al. *Bot. Acta* 1994, 107: 243 ~ 250
- 18 Zhao, F. J., Shen, Z.G. and McGrath, S. P. *Plant, Cell and Environment* 1998, 21: 108 ~ 114
- 19 Mesjaz Przybyłowicz J et al. *Nucl. Instr. Meth. Physics Res. B.*, 1994, 89: 208 ~ 212
- 20 Heath S M, Southworth D and D'Almeida J A. *Int. J. Plant Sci.*, 1997, 158: 184 ~ 188
- 21 Krämer U et al. *Nucl. Instr. Meth. Physics Res. B.*, 1997, 130: 346 ~ 350
- 22 Przybyłowicz W J et al. *Nucl. Instr. Meth. Physics Res. B.*, 1995, 104: 176 ~ 181
- 23 Chardonnes A N et al. *Physiologia Plantarum*, 1998, 104: 75 ~ 80
- 24 Vázquez M D et al. *J. Plant Physiol.* 1992, 140: 350 ~ 355
- 25 Küpper H, Zhao F J and McGrath S P. *Plant Physiol.* 1999, 119: 305 ~ 311
- 26 Zhao H and Eide D. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1996, 93: 2454 ~ 2458
- 27 Eide D et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 1996, 93: 5624 ~ 5628
- 28 Murphy A S and Taiz L. *Plant Physiol.* 1995, 109: 1 ~ 10
- 29 Evans K M et. al. *Plant Molecular Biology*, 1992, 20: 1019 ~ 1028
- 30 Schat H and Vooijs R. *New Phytol.*, 1997, 136: 489 ~ 496
- 31 Baker A J M et al. *Resources Conservation and Recycling*, 1994a, 11: 41 ~ 49
- 32 Baker A J M et al. *New Phytol.*, 1994b, 127: 61 ~ 68
- 33 Bernal M P and McGrath S P. *Plant and Soil* 1994, 166: 83 ~ 92
- 34 David M B and Vance G F. *Environ. Sci. Technol.*, 1989, 23: 1021 ~ 1024
- 35 Luxmore R J et al. *J. Environ. Qual.*, 1986, 15: 244 ~ 250
- 36 Gambrell R P. *J Environ. Qual.*, 1994, 23: 833 ~ 891
- 37 Gambrell R P and Patrick W H. In: *Inorganic contaminants in the vadose zone*. Bar-Yosef B. (ed)., Berlin, Springer-Verlag, 1989, 89 ~ 106
- 38 Ye Z H et al. *Annals of Botany*, 1998a, 82: 83 ~ 87
- 39 Ye Z H et al. *Aquatic Botany*, 1998b, 61: 55 ~ 67
- 40 Gabbrielli R, Mattinoni C and Vergnano O. J. *Plant Nutr.*, 1991, 14: 1067 ~ 1080
- 41 Boyd R S and Martens S N. *American Journal of Botany*, 1998, 85: 259 ~ 265
- 42 Boyd R S, Shaw J and Martens S N. *American Journal of Botany*, 1994, 81: 294 ~ 300
- 43 Hyun H-N et al. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27: 329 ~ 334
- 44 Elliott H A and Elliott H A. *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, 45: 361 ~ 365
- 45 Brown G A and Elliott H A. *Water Air and Soil Pollution*, 1992, 62: 157
- 46 Peters R W and Shem L. *Environmental Remediation*, 1992, Ed. ACS Symposium Series 70.
- 47 Papassiopi N, Tambouris S and Kontopoulos A. *Water, Air and Soil Pollution* 1999, 109: 1 ~ 15
- 48 Kedziorek M A M et al. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32: 1609 ~ 1614
- 49 Huang J W et al. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 800 ~ 805
- 50 Huang J W et al. *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32: 2004 ~ 2008