

根系分泌物及其在植物修复中的作用

旷远文¹ 温达志^{1*} 钟传文² 周国逸¹

(1 中国科学院华南植物研究所, 广州 510650) (2 江西省永丰县林业局, 永丰 331500)

摘要 近年来环境污染日益严重, 污染物在土壤-植物中的行为引起了人们的高度关注。利用植物去除土壤水体等介质中污染物的植物修复是近 10 年来兴起的一项安全、廉价的技术, 已成为污染生态学和环 境生态学的研究热点, 它通过植物吸收、根滤、稳定、挥发等方式清除环境中的重金属和有机污染物。国内外有关植物修复的研究报道和概述很多, 但对植物根系分泌物在植物修复中所起的作用及其机理少有述评。本文从根系分泌物对土壤重金属和土壤有机污染物的去除作用出发, 对根系分泌物的种类、数量及其在去除环境污染物中的作用机理和功能地位进行了总结, 并借助研究事例对影响植物根系分泌的内外因子, 如植物种类、营养胁迫、重金属胁迫、根际环境的理化性质、土壤微生物及其它环境因子进行了讨论。概言之, 根系分泌物在修复污染土壤中的重金属途径是多种多样的, 主要是通过调节根际 pH 值、与重金属形成螯合物、络合反应、沉淀、提高土壤微生物数量和活性来改变重金属在根际中的存在形态以及提高重金属的生物有效性, 从而减轻它对环境的危害。在清除有机污染物时, 根系分泌物中的酶可以对有机污染物进行直接降解, 根系分泌物影响下的微生物也可以对有机污染物进行间接降解, 且被认为是主要的降解途径。根系分泌物在植物修复过程中确实起着某些重要作用, 今后应将这方面的研究重点放在某些特异性根系分泌物植物, 尤其是某些重金属超富集植物资源的寻找、筛选上, 通过室内实验和野外研究确定其根系分泌物对清除重金属和有机污染物的效率, 证实超富集植物根系分泌物的特异性与污染物超富集的内在联系, 找到污染土壤生态恢复和治理的有效方法并加以推广应用, 如针对性地在被污染地大面积种植此类具特异性根分泌物植物, 并辅以营林措施如修剪等, 加快生物修复进程, 提高修复效率。植物根系分泌物在植物修复过程中所具有的重要生态意义和可能应用前景, 为污染生态学和化学生态学之间的联合研究开拓了全新的领域, 今后将取得新的突破和重要进展。

关键词 根系分泌物 植物修复 重金属污染物 有机污染物

ROOT EXUDATES AND THEIR ROLES IN PHYTOREMEDIATION

KUANG Yuan-Wen¹ WEN Da-Zhi^{1*} ZHONG Chuan-Wen² and ZHOU Guo-Yi¹

(1 South China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China)

(2 Forestry Bureau of Yongfeng County, Yongfeng, Jiangxi 331500, China)

Abstract Environmental pollution has become more and more serious in recent years, and much attention has been paid to its effects in soil-plant systems. Phytoremediation, a technique using plants to remove contaminants from soil and water, has become a hot topic in the last decade due to its environmental safety and potential cheapness. It can clean up heavy metals and organic contaminants in the environment in four major ways: phytoextraction, rhizofiltration, phytostabilization and phytovolatilization. Numerous studies and several reviews have been made on phytoremediation of contaminated environments, but reviews on the role and the mechanism of root exudates in phytoremediation of contaminants are few. Here we sum up the varieties of root exudates and discuss the internal and external factors influencing the exudation of plant roots. These factors include plant species, nutrient and heavy metal stresses, rhizosphere, soil microbes and others. The roles of root exudates in phytoremediation of heavy metals and organic pollutants are also reviewed and illustrated by some case-study examples.

In general, root exudates can affect metal absorption by plants through changing the physical and chemical characters of rhizospheres. The modes of root exudates in removing heavy metals vary in a broad range, for example, by modifying the pH of the rhizosphere, chelating, complexing and depositing with heavy metals, altering the numbers and the activity of rhizospheric microbes. Through these ways, root exudates can change the chemical existence of heavy metals, increase their bio-availability, activate soil microbes and reduce the environmental dangers. While removing organic contaminants in the soil, the ecotoenzymes in the root exudates may degrade pollutants directly, or degrade them indirectly by stimulating the activity of rhizospheric microbes

(which is considered to be the dominant process). Root exudates do play a key role in phytoremediation on contaminated sites. Future research should focus on seeking and screening certain specific plants with high bio-production and excellent efficacy, especially developing hyper-accumulators, and testing their efficiency in removing heavy metals or organic pollutants by lab and/or field trials. Emphasis should also be laid on process-oriented correlations between contaminants and root exudates of these plants. If so, more effective approaches to ecological restoration of polluted soils can be developed and put into practice. For instance, we can attempt to plant various kinds of plants, especially already-known hyper-accumulators on a large scale on contaminated sites, and supplement treatment with additional forestry practices such as coppicing, to enhance the efficiency of phytoremediation by speeding up the processes of bioremediation. The important ecological contribution and wide perspectives in field application of root exudates provides an entirely new research area. A combined and integrated study of pollution ecology and chemical ecology, and new findings and breakthroughs, are to be expected.

Key words Root exudates, Phytoremediation, Heavy metal contaminants, Organic pollutants

近年来重金属和有机污染物对动物、植物及人类的潜在危害以及被污染环境的综合治理已成为社会各界关注的焦点。植物修复已成为污染生态学和环境生态学研究热点。由于研究对象和目的各异,植被修复这一术语曾出现过许多不一致的描述,如 Anderson 等(1993),表征为利用植物修复和消除土壤中有毒物质和无机废弃物引起的污染;有些研究者认为它是利用植物进行环境治理,包括从土壤和水中去除、稳定金属和有机污染物或是降低它们的毒性(Raskin *et al.*, 1994);也有人提出植物修复是利用富集植物清除土壤、水体中的重金属和放射核素的环境治理技术,并将植物修复作用方式概括为3类:1)植物吸收(Phytoextraction),即通过植物吸收土壤金属污染物进入植物体内,然后收获植物体来清除污染物;2)根滤作用(Rhizofiltration),即借助植物根系生命活动从污染水体中吸收、富集、沉积沉淀等方式去除金属或有机污染物,是水体和湿地系统理想的植物净化方式;3)植物稳定作用(Phytostabilization),即利用超富集植物或螯合金属植物的吸收和根系活动降低重金属的活动性,通过植物吸收和植物根系作用达到固定、隔绝、阻止重金属进入水体和食物链的目的(Salt *et al.*, 1995)。近年来,植物挥发(Phytovolatilization)也被归结在植物修复技术中(Bruce, 2001),其原理是利用植物根系吸收污染物并通过植物挥发到大气中以减轻对土壤的污染,如将高毒 Hg^{2+} 变为低毒单质 Hg 挥发掉(Bizily *et al.*, 1999),易于形成生物毒性低的挥发性有机物元素 Se 的研究也较多(Terry & de Souza, 2000)。要达到改善环境的目的,用于环境修复的植物应有以下特征之一:能从环境中富集有害金属元素,并且储存在植物组织中;能产生降解周围某些有毒有机物的酶;或

能刺激根际周围具有降解化学物质能力细菌的生长(Black, 1995; Shann, 1995)。国内外有关植物修复的综述很多(Black, 1995; Bruce, 2001; 桑伟莲等, 1999; 赵志强等, 2000; 韦朝阳等, 2001),但有关根系分泌物对植物修复效率的影响及其在植物修复中的作用和机理少有概述。基于此,本文归纳概括了植物根系分泌物的种类、组成及其在植物修复过程中的意义,旨在更好地认识它在清除环境污染物中的潜在利用价值和广阔应用前景,并指出了今后的重点研究方向。

1 根系分泌物种类和组成

根系分泌物是植物根系在生命活动过程中向外界环境分泌的各种有机化合物总称。广义的根系分泌物(Rovira *et al.*, 1979)包括4种类型:1)渗出物,即细胞中主动扩散出来的一类低分子量的化合物;2)分泌物,即细胞在代谢过程中被动释放出来的物质;3)粘胶质,包括根冠细胞、未形成次生壁的表皮细胞和根毛分泌的粘胶状物质;4)裂解物质,即成熟根段表皮细胞的分解产物、脱落的根冠细胞、根毛和细胞碎片等。狭义的根系分泌物(施卫明, 1993)仅包括通过溢泌作用进入土壤的可溶性有机物。据估计,根系分泌的有机化合物一般在200种以上(Elroy & Truelove, 1986),按分子量大小可分为低分子和高分子分泌物。低分子分泌物主要有有机酸、糖类、酚类和各种氨基酸,高分子分泌物主要包括粘胶和外酶,其中粘胶有多糖和多糖醛酸(Marschner, 1995)。一般情况下,根系向环境释放的有机碳量占植物固定总碳量的1%~40%,其中有4%~7%通过分泌作用进入土壤(Lynch & Whipps, 1990)。根系分泌物的种类见表1。

表1 根系分泌物的种类
Table 1 Types of root exudates

有机物类别 Type	实例 Examples
糖类 Sugars	葡萄糖 Glucose 果糖 Fructose 蔗糖 Cane sugar 麦芽糖 Maltose 乳糖 Lactose 棉子糖 Melitose 核糖 Ribose 木糖 Xylose 阿拉伯糖 Arabinose 鼠李糖 Rhamnose 寡糖 Oligose
氨基酸 Amino acids	亮氨酸 Leucine 异亮氨酸 Isoleucine r-氨基丁酸 r-Amino-butyrlic acid 谷氨酰胺 Glutamine α -丙氨酸 α -Alanine 天冬酰胺 Asparagine 色氨酸 Tryptophan 谷氨酸 Glutamic acid 天冬氨酸 Asparagic acid 胱氨酸 Cystine 半胱氨酸 Cysteine 甘氨酸 Glycine 苯丙氨酸 Phenylalanine 苏氨酸 Threonine 赖氨酸 Lysine 脯氨酸 Proline 蛋氨酸 Methionine 丝氨酸 Serine 精氨酸 Arginine
有机酸 Organic acids	酒石酸 Tartaric acid 草酸 Oxalic acid 苹果酸 Malic acid 柠檬酸 Citric acid 乌头酸 Achilleic acid 乙酸 Acetic acid 丙酮酸 Acetone 丁酸 Butyric acid 戊酸 Propyl-acetic acid 琥珀酸 Butanedioic acid 延胡索酸 Allomaleic acid 丙二酸 Malonic acid 乙醇酸 Glycolic acid 乙醛酸 Glyoxalic acid 羟基乙酸 Glycolic acid 羟基丁酸 Hydroxy-butyrlic acid
脂肪酸 Fatty acids	棕榈酸 Palmic acid 油酸 Oleic acid 花生酸 Arachidic acid 亚麻酸 Linolenic acid 花生四烯酸 Arachidonic acid 胆固醇 Cholesterol 豆甾醇 Stigmasterol 麦角甾醇 Ergocryptine
生长因子 Grow factors	生物素 Biotin 硫胺素 Thiamine 尼克酸 Niacin 泛酸 Pantothenic acid 胆碱 Choline 肌醇 Inose 吡丁醇 Pir-butanol α -氨基苯甲酸 α -Benzaminic acid
外酶类 Ecotoenzymes	转化酶 Invertase 蛋白酶 Pankrin 淀粉酶 Diastase RNA酶 Ribonuclease DNA酶 Deoxyribonuclease 吡啶乙酸酶 Indoleacetic acid enzyme 蔗糖酶 Saccharase 脲酶 Urease
其它 Others	核苷 Nucleoside 黄酮类化合物 Flavone matters 植物生长素 Phytohormone 生长调控物 Growthregulator 皂角苷 Quillaja saponin 糖苷 Glucoside 相克物质 Allelochemicals 植物抗毒素 Phytoantitoxin 铁螯合物质 Iron chelate

据 Elroy & Truelove (1986) 和刘洪升等(2002)综合而得 After Elroy & Truelove (1986) and Liu *et al.* (2002)

2 根系分泌物在植物修复中的生态效应

2.1 通过改变土壤的理化性质来实现

土壤的理化性质是影响植物修复效率的重要因素(Bruce, 2001)。根系分泌物对土壤理化性质,如团聚体大小、pH值、阳离子交换量(CEC)及吸附性均有不同程度影响。研究发现,根系分泌物中的粘胶对土壤微团聚体稳定性、团聚体大小、分布等物理性质有显著影响(Morel *et al.*, 1991)。种植豌豆(*Pisum sativum*)、玉米(*Zea mays*)和黑麦(*Secale cereale*)的土壤,大于9.5 mm的团聚体明显减少,而0.25~9.5 mm的团聚体明显增加(Materchera *et al.*, 1992)。植物分泌的甲酸、乙酸和苹果酸等有机酸能使土壤pH值降低,加速土壤酸化(Marschner *et al.*, 1987),粘胶有时以酸形式出现,其携带的羧基等酸性基团释放的H⁺对土壤也有明显酸化作用,根际阳离子交换量显著增加的原因是由于根系分泌物中粘胶和聚醛酸含有大量羧基,它是很好的阳离子交换基团(Oades, 1987)。

2.2 通过影响土壤微生物的数量和活性来实现

根际由于其独特理化条件,特别是根系分泌物的存在,使其具有不同于非根际的微生物数量及活性。微生物数量和活性对提高植物修复效率贡献很大(Bruce, 2001)。由于根系分泌物含有较高浓度碳水化合物、氨基酸等物质,为土壤微生物提供了碳源,使土壤微生物的数量远远超过非根际(吴辉等, 1993),尤其是细菌数量有大幅度提高(涂书新等, 2000)。研究发现,微生物生物量的累积依赖于根系

分泌物的释放(Darrah, 1991)。凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)根际水体中异养细菌数远远高于无根际水体(郑师章等, 1987),在距根表面1~2 mm土壤中细菌数量是非根际的10~100倍(张福锁等, 1992)。根际微生物数量的分布主要与根系分泌物有关(高子勤等, 1998)。不同植物的根系分泌物还影响着根际微生物的种类、种属、品种以及它们的生理特征(涂书新等, 2000),如植物分泌的特定有机酸促进了固氮螺菌属的生长(刘芷宇等, 1997),大豆(*Glycine max*)根分泌物可以显著促进根际细菌的生长,而细菌的存在可以促进根系的分泌作用(Saeki *et al.*, 1996)。

3 影响根系分泌物分泌的因素

3.1 植物种类

不同植物根系分泌物相差很大。国外有关根系分泌物中低分子量化合物组成的鉴定工作已有许多报道。研究人员发现水稻根系分泌物主要成份为酒石酸等(Takagi *et al.*, 1984),而小麦根系分泌物主要成份为草酸、乙酸和丙酸等(Cieslinski *et al.*, 1997),玉米根系分泌物为草酸、富马酸和苹果酸等(Tyler & Ström, 1995)。对10个喜酸、10个喜钙植物根分泌物的有机酸种类和数量进行比较研究,发现喜钙植物分泌的二羧酸和三羧酸量明显高于喜酸植物,其中柠檬酸分泌量高出喜酸植物一个数量级(Tyler & Ström, 1995)。实验表明,烟草属(*Nicotiana*)植物根分泌物能够促进重金属Cd的溶解,而玉米根分泌物则不能(Mench & Martin, 1991)。

3.2 营养胁迫

通过调节自身生命过程来适应环境胁迫是植物的一种本能反应,各种矿物营养的缺乏都会刺激根系向环境中释放大量有机物和无机物。缺 P 胁迫会使油菜 (*Brassica campestris*) 中苹果酸的分泌量增加 60 倍 (Zhang *et al.*, 1997), 生长在石灰性土壤上的白羽扇豆 (*Lupinus albus*) 可释放大量的柠檬酸来活化 P 以满足自身生长对 P 的需要 (Dinkelaker *et al.*, 1989), 苜蓿 (*Medicago sativa*) 在缺 P 胁迫下, 根分泌的柠檬酸是正常供 P 时的 2 倍 (Lipton *et al.*, 1987)。在营养胁迫条件下植物根系分泌的有机酸具有活化土壤微量元素和缓解 Al 毒的功能 (陆文龙等, 1996), 植物缺 Zn 时, 根系泌出大量无机离子和低分子有机化合物如氨基酸、碳水化合物和酚类 (Jones & Darrah, 1994)。

3.3 金属胁迫

许多研究发现,植物在受到金属毒害时会增加分泌物的产生和累积。水培和沙培条件下小麦在 Cd 胁迫下, 根分泌物在质和量上都有明显变化, 低浓度 ($0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理, 氨基酸分泌量增加, 高于相应浓度时, 氨基酸分泌量和次生代谢物种类减少, H^+ 的分泌量也减弱 (张玲等, 2002)。荞麦 (*Cassia tora*) 在 Al 毒胁迫时, 根系可分泌大量的草酸和 Al^{3+} 络合形成草酸铝化合物, 有效减轻了 Al 对根系的毒害 (Ma *et al.*, 1997)。此外, Al 毒还能诱导小麦根系分泌苹果酸 (Pellet *et al.*, 1996; Ryan *et al.*, 1995)。水培试验表明, 菜豆 (*Phaseolus vulgaris*) 在 Al 毒胁迫下, 根系分泌柠檬酸的量随 $[\text{Al}^{3+}]$ 浓度的不同而有明显的不同, 当 $[\text{Al}^{3+}] < 50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 柠檬酸分泌量随 $[\text{Al}^{3+}]$ 的增加而增加, 但当 $[\text{Al}^{3+}]$ 在 $50 \sim 80 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 柠檬酸随 $[\text{Al}^{3+}]$ 增大而减少 (沈宏等, 2002)。

3.4 根际环境的理化性质

根际环境透气性、湿度、pH、土壤颗粒大小和土壤松紧度都会影响根系分泌物的种类和数量。例如 *Brassica napus* 在水分胁迫下会分泌更多的有机酸 (Huang *et al.*, 1996)。土壤紧密度增加可以增加根系分泌物的量, 尤其是可溶性有机物 (Grolrau *et al.*, 1998), 因为紧密度增加会降低土壤空隙度, 使土壤氧气扩散率下降, 土壤水分透性减弱, 植物根部处于缺氧状态。

3.5 土壤微生物

土壤微生物可以改变根系分泌物的量。如果根分泌物中含有大量的有机酸和螯合物用于溶解和螯

合 Mn、Fe 和 Zn 等重金属, 那么土壤微生物对根系分泌物的大量消耗会刺激根分泌更多有机酸, 如果微生物主要利用分泌物中的糖类, 那么微生物对根系分泌物的利用量增加会减少根分泌物量。研究者发现小麦根系微生物可以转化小麦根分泌物中糖等化合物, 刺激根分泌物的分泌 (Přikryl & Vančura, 1990)。有关土壤微生物对根分泌物成份的改变报道十分有限, 有人认为微生物可通过改变根际营养状况和植物体内激素含量来改变植物体内生理生化过程从而影响根分泌物的种类 (Graham, 1988)。最近研究者提出土壤微生物对根系分泌物的影响主要表现在 3 个方面: 影响根细胞渗透性和根的代谢功能, 对根分泌物中的某些化合物产生吸收, 改变根际营养对植物的有效性 (沈宏等, 2000)。

3.6 其它环境因子

光照和温度通过光合作用强度以及光合产物的运输、分布使根系分泌物发生变化 (Elroy & Truelove, 1986), CO_2 倍增情况下单株水稻根系分泌物总量、乙酸和甲酸的释放量都明显增加 (王大力等, 1999), 同时湿度和 pH 及介质颗粒性质也会对根系分泌物产生影响 (Svenningsson, 1990)。在 CO_2 充裕条件下植物分泌作用加强, 分泌物中的氨基酸种类和数量都高于有氧条件。另外水分胁迫时植物根系释放氨基酸的量较正常条件高 (Elroy & Truelove, 1986)。

4 根系分泌物在植物修复中的作用

由于根分泌物反映了植物之间、植物与土壤以及植物与微生物之间的物理、化学和生物关系, 因此可以利用根系分泌物来改良土壤, 尤其在污染土壤的修复中可能发挥重要作用。

4.1 根系分泌物与重金属污染的修复

根系分泌物影响重金属修复的途径是多种多样的。有毒重金属要被植物吸收, 先要被活化, 以溶解态进入土壤, 成为植物可吸收的状态。植物根系对重金属的吸收效率主要与重金属的存在形态有关 (王新等, 1997)。目前, 通常把重金属存在形态划分为 5 态, 即可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化结合态、有机物结合态和残渣态。除残渣态外, 其余形态重金属都可被植物直接或间接吸收。根系对有毒金属活化途径见图 1。

根系分泌物能调节根际 pH 值 (王建林等, 1991)。如根系增加或减少 H^+ 分泌, 改变有机酸的分泌质和量。土壤中绝大多数金属污染物都是以难

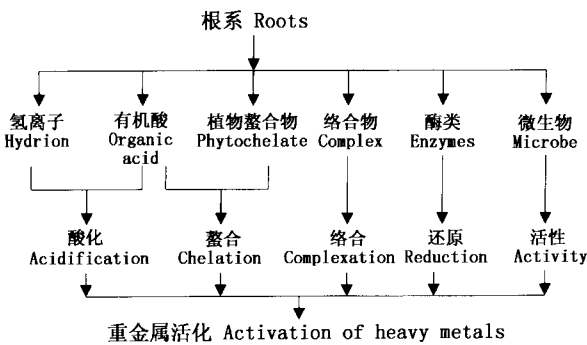


图1 根系分泌物活化重金属的途径

Fig.1 Routes of heavy metal activation by root exudates

溶态存在的,其可溶性很大程度受环境中酸碱度的影响。一般而言,土壤 pH 值越低,其溶解度就越大,活性越高,反之则越容易固定,活性降低。当土壤 pH 从 7.0 下降到 4.55 时,交换态 Cd 增加,难溶性 Cd 减少,表明根系中有机酸引起的 pH 变化在一定程度上调节着植物对重金属的吸收(Xian, 1989)。根系分泌的有机酸如柠檬酸、酒石酸、草酸、琥珀酸、天冬氨酸和谷氨酸可以活化 Pb、Zn 尾矿及其废水污染土壤中的重金属 Pb、Zn、Cd、Cu,各种有机酸对 Cd 的活化能力最强,而对 Pb 的活化能力最弱,其中柠檬酸、酒石酸和草酸的活化能力最强,随处理浓度的增加,其对重金属的浸提量明显增大(杨仁斌等, 2000)。目前已经知道根酸类植物 Fe 载体(PS)可以和 Cu、Zn 和 Ni 形成复合物,对铁高效的和低效的燕麦(*Avena sativa*)品种实验表明 PS 能使高效的燕麦品种根部的 Zn、Cd 和 Ni 水平升高,并使植株地上部分重金属含量上升(Mench & Fargues, 1994)。根系分泌物中有机酸活化微量元素的可能机理(陆文龙等, 1996)有以下几个方面:1)络合溶解作用,在溶解时苹果酸和柠檬酸都能与金属阳离子形成十分稳定的络合物,但有机酸和金属之间的络合反应与土壤类型有十分密切的关系;2)酸溶解作用,由于植物分泌有机酸,使根际 pH 明显降低,从而促进了难溶性矿物的溶解,提高金属元素的有效性;3)还原活化作用,包括根际土壤中微生物的活动明显高于非根际土壤,使根际土壤的氧化还原电位明显低于非根际土壤,由于氧化还原电位的下降,使土壤中如 Fe、Mn 的变价金属还原,提高它们的有效性。

用¹⁴C 示踪技术在干扰根-土界面下收集玉米和小麦根系分泌物中的可溶性物质,加⁵⁷Co、⁶⁵Zn 和⁵⁴Mn,6 周后玉米根际 3 种重金属的络合量分别为 31%,16%,6%,小麦的 3 个量为 31%、15%和 1%,而对照土壤仅为 6.1%,1.99%和 0.2%,说明根系分泌物中的有机物能和重金属发生络合作用(Mer-

ckx *et al.*, 1986)。已有研究表明,水溶性小分子分泌物与 Cd 的络合作用很强,这有利于 Cd 向根际移动,如玉米根系水溶性有机物与 Cd 的络合可达 128 $\mu\text{mol} \cdot 100 \text{g}^{-1}$ (吴启堂,1993)。根系分泌物各组分与 Cd、Cu、Zn 和 Pb 的最大络合量和稳定常数(表 2)说明分泌物各组分均可与重金属发生络合作用。

表 2 重金属与根系分泌物组分的最大络合量(MBA)和稳定常数(logK)

Table 2 Maximum binding amount (MBA) and its stability constant (logK) between heavy metals and components of root system secretes

络合物 Complex	参数 Parameter	Pb(II)	Cu(II)	Cd(II)	Zn(II)
粘胶 Mucilage	MBA	23.7	15.2	9.90	
	logK	4.17	4.14	4.17	
高分子 High-molecular weight	MBA	160	190	198	206
	logK	3.65	3.40	3.35	3.15
低分子 Low-molecular weight	logK	3.80	4.10	3.40	

表中资料引自 Mench 等(1987;1988)和 Morel 等(1986) After Mench *et al.* (1987;1988) and Morel *et al.* (1986)

植物对金属离子的吸收与离子在溶液中的活度有关,螯合物质如有机酸、氨基酸、多肽、蛋白质等可增加金属离子的溶解度,降低其活度。根系分泌的低分子量有机酸在土壤金属离子的可溶性和有效性方面扮演着重要角色(Mench & Martin, 1991),根际游离金属离子如果和分泌到根际的螯合剂形成稳定的金属螯合物复合体,其活度就降低。此外,根系分泌物可以通过吸附、包埋金属污染物,使其在根外沉淀下来。根系分泌的粘胶状物质与 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 等金属离子竞争性结合,使它们停滞在根外。粘胶状物质的主要成份是多糖,金属在粘胶中可以取代 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等离子,作为连接糖醛酸链的桥,也可以与支链上的糖醛酸分子基团结合。粘胶包在根尖外面,充当金属向根系转移的“过滤器”, Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 等金属离子在粘胶中的移动因络合作用而受阻。细绿萍(*Azolla filiculoides*)对 Pb 的吸收净化大于 Hg,净化途径除体内固定转化外,根系分泌物的束缚作用也可在体外产生净化效应(任安芝等, 1996)。

根系分泌物可以加强土壤中微生物的活性(Fernandez *et al.*, 1999)。事实上大量活跃的微生物一方面可以把大分子化合物转化为小分子化合物,这些产物对根际重金属有显著的活化作用;另一方面微生物也可以分泌出质子、有机质,增加对植物根际重金属元素的活化能力。丛枝根菌侵染能促进三叶草(*Trifolium repens*)对 Zn、Cd 的吸收,其吸收对植

物吸收总量的贡献率 Zn 为 8.1% ~ 22.4%, Cd 为 13.6% ~ 63.6% (陶红群等, 1998)。还有研究表明, 菌根能增加植物对微量元素特别是 Cu、Zn 的吸收(黄艺等, 2000)。

大多数微生物细胞壁存在着磷酸质的羧基使细胞壁带负电, 能够与金属离子结合(黄淑惠, 1992)。研究者发现某些酵母菌的活菌或死菌对 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Ni^{2+} 都有不同程度的吸附能力(李明春等, 1998)。微生物也能产生某些物质与金属反应, 如硫细菌产生 H_2S 与金属反应生成硫化物沉淀。

综上所述, 根分泌物在重金属污染的植物修复过程中作用十分明显。这些研究为利用植物根系分泌物清除有毒重金属的可行性提供了理论依据和应用前景。

4.2 根系分泌物对清除有机污染物的作用

根系分泌物可通过两种途径来清除有机污染物: 酶系统的直接降解和通过增加微生物的数量提高其活性的间接降解。前一种途径已被一些研究所证实, 如有毒有机物在外酶的作用下分解为低毒的形态(Newman *et al.*, 1997)。根系释放到土壤中的酶系统可直接降解有机污染物, 如 TNT, TCE 等, 研究表明硝酸盐还原酶和漆酶能降解 TNT 等军用废弃物, 脱卤酶能降解含 Cl 的溶剂如 TCE, 生成 Cl^- 、 H_2O 和 CO_2 (Schnoor *et al.*, 1995)。研究证实有机磷的分解主要靠植物根系分泌物中的酸性磷酸酶、真菌产生的酸性或碱性磷酸酶、以及细菌产生的碱性磷酸酶(涂书新等, 2000)。

根系分泌物通过影响根际土壤中微生物数量和活性来实现有机污染物的修复是主要途径。根系分泌物能促进根际微生物的生长已成为共识。根际土壤微生物数量比非根际土壤中高 10 ~ 100 倍(Lynch & Whipps, 1990), 根际中能降解有机污染物的细菌和真菌数量特别巨大(Crowley *et al.*, 1997), 最明显的例子是有固氮菌的豆科植物根际微生物的生物量、植物生物量和根系分泌物都有增加, 促进了土壤中有机化学污染物的降解(赵爱芬等, 2000)。另外假单孢菌属、黄杆菌属、产碱菌属和土壤杆菌属的根际效应非常明显(Anderson *et al.*, 1993), 这些增加的微生物可以加速环境中农药等有机污染物的降解。有些土壤微生物不能将有机污染物作为生长营养加以利用, 但根系分泌物在微生物降解有机污染物时起共代谢或协同作用, 促进有机污染物最终分解为 CO_2 、 H_2O 、 N_2 、 Cl_2 等简单无机物, 如桑树(*Morus rubra*)分泌的酚类物质就能刺激 PCB 降解菌的协同

代谢作用(Donnelly *et al.*, 1984)。苹果属植物(*Malus fusca*)和拓树属植物(*Maclura pomifera*)根系能产生含有高水平的磷化物分泌液, 其浓度也能促进 PCB 降解菌的生长(Fletcher & Hedge, 1995)。在被石油污染地段, 桑树的根分泌物能促进微生物降解 PAHs(Olson & Fletcher, 1999)。有研究发现, 从石油污染的水稻田土壤中分离出的微生物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, 这表明水稻根系分泌物促进了特定的微生物消除石油的残留物(Reilley *et al.*, 1996)。有人分离出的假单孢菌在最适条件下经过 48 h 处理甲胺磷, 降解率为 71.4%(李淑彬等, 1999), 从凤眼莲根系分泌物组分中分析出的 Met、Gly、Ala、Asp、Ser、Val 和 Leu 氨基酸均对凤眼莲的根际肠杆菌属 F_2 (*Enterobacter* sp. F_2)细菌有强烈的正趋化作用(赵大君等, 1996)。植物根际中的可溶性糖、生长激素、氨基酸及其它一些分泌物的存在对根系附近的 VA 菌根真菌有直接影响。菌根菌和其它微生物一样能够转化、降解环境污染物, 如多氯联苯、除草剂等有机污染物, 从而降低污染物的浓度, 减少其进入植物的机会(刘营等, 1998)。实验发现, 在根系分泌物的作用下, 苜蓿能分别使地下水含有 100、200 $\mu\text{l}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 TCE 和 50、100 $\mu\text{l}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 TCA 沉淀下来(Narayanan *et al.*, 1995)。这些研究为建立高效的有机物清除系统提供了实验证据。

5 小结

20 世纪 80 年代初, 营养胁迫条件下根际分泌物的研究日益增加, 而根系分泌物对清除环境中污染物的研究则揭示了植物对污染环境适应的另一种机制。根际中重金属污染元素可能出现的种种化学过程最终是表现在重金属存在形态的改变上。大量实验研究证明, 植物根系分泌物确实能通过调节根际 pH 值、螯合作用、沉淀、稳定等途径改变重金属的生物有效性和生物毒性, 从而影响植物对它们的吸收; 此外, 也通过其分泌的酶类、与土壤微生物的共代谢来降解、消除有机污染物, 减轻其对植物的毒害, 最终减少污染物在食物链中的传递。无疑, 该领域的研究具有重要的理论价值和实践意义。但由于检测手段、研究方法和技术条件的限制, 人们对污染状态下的根系分泌物在植物修复中的过程和机理的了解还十分有限, 对某些特异性植物如重金属超富集植物根分泌物的分泌种类与数量, 参与的生物、化学反应过程及相关的影响因子等仍然缺乏认识。

国内外对超富集植物的研究已证实这类植物能大量吸收和累积金属污染物,但研究方向多涉及金属污染物在植物体内的富集机制,对此类植物根系分泌物的特点及其在清除重金属中的作用仍不清楚。因此,特异性根分泌物植物种质资源的筛选、通过基因工程手段进行繁育及其在污染现场的实际修复潜力的论证将成为未来研究的重点。此外,对超富集植物根系分泌物的特异性与污染物在植物体内超富集的内在联系、环境影响效应进行科学论证也是十分必要的,这样才有可能在特定污染地段进行大面积种植此类具特异性根分泌物植物,并辅以营林措施如修剪等,加快生物修复的进程,提高修复效率。另外研究根系分泌物对土壤微生物群落的进化选择也必将成为根系分泌物和植物修复研究的重要内容。基于植物根系分泌物在植物修复过程中的重要生态意义和可能的广阔应用前景,它将为污染生态学和化学生态学之间的联合研究开拓一个全新的领域,并将取得新的突破和重要进展。

参 考 文 献

- Anderson, T. A., E. A. Guthrie & B. T. Walton. 1993. Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science and Technology*, **27**: 2630 ~ 2636.
- Bizily, S. P., C. L. Rugh, A. O. Summers & R. B. Meagher. 1999. Phytoremediation of methylmercury pollution: *merB* expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organic mercurials. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **96**: 6808 ~ 6813.
- Black, H. 1995. Absorbing possibilities: phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, **103**: 1106 ~ 1108.
- Bruce, E. P. 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. *Ground Water Issue*. EPA/540/S-01/500.
- Cieslinski, G., K. C. J. van Rees, A. M. Szmigielska & P. M. Huang. 1997. Low molecular weight organic acids released from roots of durum wheat and flax into sterile nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition*, **20**: 753 ~ 764.
- Crowley, D. E., S. Alvey & E. S. Gilbert. 1997. Rhizosphere ecology of xenobiotic degrading microorganisms. In: Kruger, E. L., T. A. Anderson & R. C. Joel eds. *Phytoremediation of soil and water contaminants*. Washington, D. C.: American Chemical Society. 20 ~ 36.
- Darrah, P. R. 1991. Models of the rhizosphere. *Plant and Soil*, **138**: 147 ~ 158.
- Dinkelaker, B., V. Romheld & H. Marschner. 1989. Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in rhizosphere of white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant, Cell and Environment*, **12**: 285 ~ 295.
- Donnelly, P. K., R. S. Hegde & J. S. Fletcher. 1984. Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic. *Chemosphere*, **28**: 981 ~ 988.
- Elroy, A. C. & B. Truelove. 1986. *The rhizosphere*. New York: Springer-Verlag Beidelberg.
- Fernandez, S., S. Secane & A. Merino. 1999. Plant heavy metal concentrations and soil biological properties in agricultural serpentine soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **30**: 1867 ~ 1884.
- Fletcher, J. S. & R. S. Hedge. 1995. Release of phenols by perennial plant roots and their potential importance in bioremediation. *Chemosphere*, **31**: 3009 ~ 3016.
- Gao, Z. Q. (高子勤) & S. X. Zhang (张淑香). 1998. Continuous cropping obstacle and rhizospheric microecology. I. Root exudates and their ecological effects. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, **9**: 549 ~ 554. (in Chinese with English abstract)
- Graham, R. D. 1988. Geotypic differences in tolerance to manganese deficiency. In: Graham, R. D., R. J. Hannam & N. C. Uren eds. *Manages in soils and plant*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 75 ~ 85.
- Grolrau, V., S. Plantureux & A. Guchert. 1998. Influence of plant morphology on root exudation of maize subjected to mechanical impedance in hydroponic conditions. *Plant and Soil*, **201**: 231 ~ 239.
- Huang, C., M. J. Webb & R. D. Graham. 1996. Pot size affects expression of Mn efficiency in barley. *Plant and Soil*, **178**: 437 ~ 447.
- Huang, S. H. (黄淑惠). 1992. Mechanism of immobilizing metal by bacteria. *Journal of Microbiology (微生物通报)*, **19**: 171 ~ 173. (in Chinese with English abstract)
- Huang, Y. (黄艺), Y. J. Chen (陈有鑑) & S. Tao (陶澍). 2000. Effect of rhizospheric environment of VA-mycorrhizal plants on forms of Cu, Zn, Pb and Cd in polluted soil. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, **11**: 431 ~ 434. (in Chinese with English abstract)
- Jones, D. L. & P. R. Darrah. 1994. Role of root derived organic acids in the mobilization of nutrients from the rhizosphere. *Plant and Soil*, **166**: 247 ~ 257.
- Li, S. B. (李淑彬) & Y. C. Zhong (钟英长). 1999. Degradation of organophosphate pesticide emethamidophos by *Pseudomonas* sp. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology (应用与环境生物学报)*, **5**: 422 ~ 426. (in Chinese with English abstract)
- Li, M. C. (李明春), H. Jiang (姜恒), W. Q. Hou (侯文强) & L. J. Xing (邢来君). 1998. Study on heavy metal biosorption of yeasts. *Mycosystema (菌物系统)*, **17**: 367 ~ 373. (in Chinese with English abstract)
- Lipton, D. S., R. W. Blanchar & D. G. Blevins. 1987. Citrate, malate and succinate concentration in exudates from P-sufficient and P-stressed *Medicago sativa* L. seedlings. *Plant Physiology*, **85**: 315 ~ 317.
- Liu, Y. (刘营), F. X. Kong (孔繁翔) & J. Q. Yang (杨积晴). 1998. Review on biodegradation and biotransformation of environmental pollutions by mycorrhizal fungi. *Shanghai Environmental Science (上海环境科学)*, **17**: 4 ~ 6. (in Chinese with English abstract)
- Liu, Z. Y. (刘芷宇), L. M. Li (李良谟) & W. M. Shi (施卫明). 1997. Study methods of rhizosphere. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press. 1 ~ 49. (in Chinese)
- Liu, H. S. (刘洪升), Q. H. Song (宋秋华) & F. M. Li (李凤民). 2002. The roles of root exudation on rhizosphere nutrient and rhizosphere microorganisms. *Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica (西北植物学报)*, **22**: 693 ~ 702. (in Chinese with English abstract)
- Lu, W. L. (陆文龙), Y. P. Cao (曹一平) & F. S. Zhang (张福锁). 1996. Role of root-exuded organic acids in mobilization

- of soil phosphorus and micronutrients. Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报), **10**: 379 ~ 382. (in Chinese with English abstract)
- Lynch, J. M. & J. M. Whipps. 1990. Substrate flow in the rhizosphere. Plant and Soil, **129**: 1 ~ 10.
- Ma, J. F., S. J. Zheng & H. Matsumoto. 1997. Specific secretion of citric acid induced by Al stress in *Cassia tora* L. Plant Cell Physiology, **38**: 1019 ~ 1025.
- Marschner, H., V. Römheld & I. Cakmak. 1987. Root-induced of nutrient availability in the rhizosphere. Journal of Plant Nutrition, **10**: 1175 ~ 1184.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press.
- Materchera, S.A., A.R. Dexter & A.M. Alston. 1992. Formation of aggregates by plant roots in homogenised soils. Plant and Soil, **142**: 69 ~ 79.
- Mench, M. & E. Martin. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. Plant and Soil, **132**: 187 ~ 196.
- Mench, M.J. & S. Fargues. 1994. Metal uptake by iron-efficient and inefficient oats. Plant and Soil, **165**: 217 ~ 223.
- Mench, M., J. L. Morel & A. Guckert. 1987. Metal binding properties of high molecular weight soluble exudates from maize (*Zea mays* L.) roots. Biology and Fertility of Soils, **3**: 165 ~ 169.
- Mench, M., J. L. Morel, A. Guckert & B. Guillet. 1988. Metal binding with root exudates of low molecular weight. Journal of Soil Science, **39**: 521 ~ 527.
- Merckx, R., J. H. V. Ginkel, J. Sinnaeve & A. Cremers. 1986. Plant induced-changes in the rhizosphere of maize and wheat II. Complexation of cobalt, zinc and manganese in the rhizosphere of maize and wheat. Plant and Soil, **96**: 95 ~ 107.
- Morel, J.L., L. Habib, S. Plantureux & A. Guckert. 1991. Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability. Plant and Soil, **136**: 111 ~ 119.
- Morel, J. L., M. Mench & A. Guckert. 1986. Measurement of Pb^{2+} , Cu^{2+} , and Cd^{2+} binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L.) roots. Biology and Fertility of Soils, **12**: 29 ~ 34.
- Narayanan, M., L. C. Davis & L. E. Erickson. 1995. Fate of volatile chlorinated organic compounds in a laboratory chamber with alfalfa plants. Environmental Science and Technology, **29**: 2437 ~ 2444.
- Newman, L. A., S. E. Strand, N. Choe, J. Duffy, G. Ekuan, M. Ruzaj, B. B. Shurtleff, J. Wilmoth, P. Heilman & M. P. Gordon. 1997. Uptake and transformation of trichloroethylene by hybrid poplar. Environmental Science and Technology, **31**: 1062 ~ 1067.
- Oades, J.M. 1987. Mucilages at root surface. Journal of Soil Science, **29**: 1 ~ 16.
- Olson, P.E. & J.S. Fletcher. 1999. Field evaluation of mulberry root structure with regard to phytoremediation. Bioremediation Journal, **3**: 1 ~ 7.
- Pellet, D.M., L.A. Papernik & L.V. Kochian. 1996. Multiple aluminum resistance mechanisms in wheat: the roles of root apical phosphate and malate exudation. Plant Physiology, **112**: 591 ~ 597.
- Přikryl, Z. & V. Vančura. 1990. Root exudates of plants. VI. Wheat root exudation as dependent of growth, concentration gradient of exudates and the presence of bacteria. Plant and Soil, **57**: 69 ~ 83.
- Raskin, I., P. B. A. N. Kumar, S. Dushenkov & D. E. Salt. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. Current Opinion in Biotechnology, **5**: 285 ~ 290.
- Reilley, K.A., M. K. Banks & A. P. Schwab. 1996. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. Journal of Environmental Quality, **25**: 212 ~ 219.
- Ren, A. Z. (任安芝) & T. G. Tang (唐廷贵). 1996. The role of *Azolla filiculoides* lamk in purifying Pb, Hg-contaminated water and its biological response. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis (南开大学学报), **29**: 74 ~ 79. (in Chinese with English abstract)
- Rovira, A. D., R. C. Foster & J. K. Martin. 1979. Note on terminology: origin, nature and nomenclature of the organic materials in the rhizosphere. In: Harley, J. C. & R. Scott-Russell eds. The soil-root interface. London: Academic Press.
- Ryan, P.R., E. Delhaize & P.J. Randall. 1995. Characterization of Al-stimulated efflux of malate from the apices of Al-tolerance wheat roots. Planta, **196**: 103 ~ 110.
- Saeki, Y., T. Yamakawa, M. Ikeda & J. Ishizuka. 1996. Effects of root exudates of Rj2Rj3- and Rj4-genotype soybean on growth and chemotaxis of *Bradyrhizobium japonicum*. Soil Science and Plant Nutrition, **42**: 413 ~ 417.
- Salt, D.E., M. Blaylock, N. P. B. A. Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet & I. Raskin. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology, **13**: 468 ~ 474.
- Sang, W. L. (桑伟莲) & F. X. Kong (孔繁翔). 1999. Progress of study on phytoremediation. Advance in Environmental Science (环境科学进展), **7**: 40 ~ 44. (in Chinese with English abstract)
- Schnoor, J.L., L.A. Light, S.C. McCutchem, N.L. Wolfe & L. H. Carreira. 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. Environmental Science & Technology, **29**: 318 ~ 324.
- Shann, J.R. 1995. The role of plants and plant/microbial systems in the reduction of exposure. Environmental Health Perspectives, **103**: 13 ~ 15.
- Shen, H. (沈宏), X. L. Yan (严小龙), S. L. Zheng (郑少玲) & X. R. Wang (王秀荣). 2002. Exudation and accumulation of acid in common bean in response to Al toxicity stress. Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报), **13**: 307 ~ 310. (in Chinese with English abstract)
- Shen, H. (沈宏) & X. L. Yan (严小龙). 2000. Status of the study on root exudates and its application to agriculture and environment. Rural Eco-Environment (农村生态环境), **16**: 51 ~ 54. (in Chinese with English abstract)
- Shi, W. M. (施卫明). 1993. Root exudates and nutrient availability. Soils (土壤), **25**: 252 ~ 256. (in Chinese with English abstract)
- Svenningsson, H. 1990. Lipids, carbohydrates and amino acids exuded from the axenic root of rape seedlings exposed to water-deficit stress. Plant, Cell and Environment, **13**: 155 ~ 162.
- Takagi, S., K. Nomoto & T. Takemoto. 1984. Physiological aspect of mugineic acid, a possible phytosiderophore of graminaceous plants. Journal of Plant Nutrition, **7**: 469 ~ 477.
- Tao, H. Q. (陶红群), X. L. Li (李晓林) & J. L. Zhang (张俊伶). 1998. Uptake of Zn and Cd by hyphae of an arbuscular mycorrhizal fungi (*G. mosseae*) associated with red clover. Acta Scientiae Circumstantiae (环境科学学报), **18**: 545 ~ 548. (in Chinese with English abstract)

- Terry, N. & M. de Souza. 2000. Phytoremediation of selenium in soil and water. In: Luo, Y. M., Z. H. Cao, Y. X. Chen, S. P. McGrath, F. J. Zhao & J. M. Xu eds. Proceedings of soil-rem. Hangzhou, China: International Conference of Soil Remediation. 1 ~ 6.
- Tu, S. X. (涂书新), J. H. Sun (孙锦荷), Z. F. Guo (郭智芬) & F. Gu (谷峰). 2000. On relationship between root exudates and plant nutrition in rhizosphere. *Soil and Environmental Sciences (土壤与环境)*, **9**: 64 ~ 67. (in Chinese with English abstract)
- Tyler, G. & L. Ström. 1995. Differing organic acid exudation pattern explains calcifuge and acidifuge behaviour of plants. *Annals of Botany*, **75**: 75 ~ 78.
- Wang, X. (王新) & Y. Y. Wu (吴燕玉). 1997. Behavior property of heavy metals in soil-rice system. *Chinese Journal of Ecology (生态学杂志)*, **16**(1): 10 ~ 14. (in Chinese with English abstract)
- Wang, D. L. (王大力) & W. H. Lin (林伟宏). 1999. Effects of CO₂ elevation on root exudates in rice. *Acta Ecology Sinica (生态学报)*, **19**: 570 ~ 572. (in Chinese with English abstract)
- Wang, J. L. (王建林) & Z. Y. Liu (刘芷宇). 1991. Behavior of heavy metals in rhizosphere. I. Rhizosphere effect on Cu absorption on soils. *Acta Scientiae Circumstantiae (环境科学学报)*, **11**: 178 ~ 185. (in Chinese with English abstract)
- Wei, C. Y. (韦朝阳) & T. B. Chen (陈同斌). 2001. Hyper-accumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: a review of status in China and abroad. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, **21**: 1196 ~ 1203. (in Chinese with English abstract)
- Wu, Q. T. (吴启堂). 1993. Influence of root exudates on bioavailability of cadmium. *Soils (土壤)*, **25**: 257 ~ 259. (in Chinese with English abstract)
- Wu, H. (吴辉) & S. Z. Zheng (郑师章). 1993. Effect of root exudates from *Eichhornia crassipes* on phenol-degrading enterobacter sp. nov. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, **4**: 78 ~ 84. (in Chinese with English abstract)
- Xian, X. F. 1989. Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. *Plant and Soil*, **113**: 257 ~ 264.
- Yang, R. B. (杨仁斌), Q. R. Zeng (曾清如), X. H. Zhou (周细红), B. Q. Tie (铁柏青) & S. Y. Liu (刘声扬). 2000. The activated impact of plant root exudates on heavy metals in soils contaminated by tailing of lead-zinc ore. *Agro-environmental Protection (农业环境保护)*, **19**: 152 ~ 155. (in Chinese with English abstract)
- Zhang, F. S., J. Ma & Y. P. Cao. 1997. Phosphorus deficiency enhances root exudation of low-molecular weight organic acids and utilization of sparingly soluble inorganic phosphorus by radish (*Raphanus sativus* L.) and rape (*Brassica napus* L.) plants. *Plant and Soil*, **196**: 261 ~ 264.
- Zhang, F. S. (张福锁) & Y. P. Cao (曹一平). 1992. Rhizosphere dynamics and plant nutrition. *Acta Pedologica Sinica (土壤学报)*, **29**: 239 ~ 250. (in Chinese with English abstract)
- Zhang, L. (张玲) & H. X. Wang (王焕校). 2002. Changes of root exudates to cadmium stress in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, **22**: 496 ~ 502. (in Chinese with English abstract)
- Zhao, A. F. (赵爱芬), X. Zhao (赵雪) & X. L. Chang (常学礼). 2000. Bioremediation of contaminated soil. *Chinese Journal of Soil Science (土壤通报)*, **31**: 43 ~ 46. (in Chinese with English abstract)
- Zhao, Z. Q. (赵志强), J. F. Niu (牛军峰) & X. Quan (全燮). 2000. Progress in phytoremediation of toxic metals from the environment. *Research of Environmental Sciences (环境科学研究)*, **13**: 54 ~ 57. (in Chinese with English abstract)
- Zhao, D. J. (赵大君) & S. Z. Zheng (郑师章). 1996. Effect of acids in root exudates from *Eichhornia crassipes* on degradation phenol by its rhizospheric *Enterobacter* sp. F₂. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, **7**: 207 ~ 212. (in Chinese with English abstract)
- Zheng, S. Z. (郑师章), J. J. Huang (黄静娟) & M. He (何敏). 1987. Comparative study of bacteria from rhizosphere of *Eichhornia crassipes* and water. *Chinese Journal of Ecology (生态学杂志)*, **6**(1): 30 ~ 32. (in Chinese with English abstract)