

EDTA 与 EDDS 螯合诱导印度芥菜吸取 修复重金属复合污染土壤研究^①

宋 静^{1,2}, 钟继承^{1,3}, 吴龙华^{1,2}, 王国庆^{1,2}, 李晨曦^{1,2}, 骆永明^{1,2*}, 钱 薇^{1,2}

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘 要: 盆栽试验比较研究了 EDTA 和易降解的 EDDS 对复合污染土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的活化能力及印度芥菜对 4 种重金属的吸收与转运特征。结果表明: 施用量相同的条件下, EDDS 活化土壤 Cu 的能力与 EDTA 相当; 而 EDDS 活化土壤 Zn、Pb、Cd, 尤其是活化土壤 Pb、Cd 的能力小于 EDTA, 这与两种螯合剂与不同重金属形成螯合物的稳定常数相一致。向复合污染土壤中施入 3 mmol/kg 和 6 mmol/kg EDDS 均可诱导印度芥菜叶中超量积累 Cu。本研究中 3 mmol/kg EDDS 的不同施用方式 (单次施, 分 2 次和 4 次施) 对印度芥菜叶片 Cu 含量的影响差异不显著。各处理印度芥菜叶中的重金属浓度要远高于茎中的浓度, 茎中的 Cu 浓度随土壤溶液 Cu 浓度线性增加, 而叶中 Cu 的浓度随土壤溶液 Cu 浓度先增加后下降。

关键词: 土壤重金属; 螯合诱导; 植物吸取; 印度芥菜

中图分类号: X131.3

植物修复是上世纪 90 年代初发展起来的一种经济有效、环境友好、适用于大面积轻度到中度污染土壤的生物修复技术^[1-4]。其中, 植物吸取 (phytoextraction) 旨在通过收获富集重金属的植物将重金属带出土体, 从而逐渐降低土壤重金属总量尤其是有效态重金属的含量。植物吸取修复的效率取决于修复植物的生物量和植物对土壤重金属的生物富集系数^[5]。大量研究表明, 影响重金属污染土壤植物吸取修复效率的限制因素主要包括土壤重金属溶解度低、迁移能力差以及重金属从植物根系向地上部转运的效率低^[4]。对于污染的碱性土壤而言, 这些问题尤为突出。

向土壤中施加人工合成螯合剂以解吸与土壤固相结合的重金属, 增加土壤溶液中的重金属浓度是克服上述瓶颈效应的重要途径之一^[5]。大量研究表明: EDTA、DTPA、EDGA、NTA 等螯合剂均能不同程度地活化土壤重金属, 促进植物对重金属的吸收乃至诱导植物对重金属的超量吸收^[6-10]。然而,

螯合剂的负面效应也是不容忽视的。例如, EDTA 等螯合剂及其金属螯合物具有生物、植物毒性^[11-12]; 使用 EDTA 等广普型螯合剂时, 容易将与目标金属伴生的其他重金属也溶解出来。例如, 向 Cu、Pb 复合污染的土壤中加入 EDTA, Cu 和 Pb 都会被溶出。过量施用螯合剂不但不能进一步增加植物吸收, 还可能导致重金属淋溶引起地下水污染^[13-14], 大量养分元素 (如 Ca、Mg) 淋失^[15]。对于 EDTA 等难降解的螯合剂而言, 它们对环境可能带来的负面影响将持续相当长的时间^[16-17]。

为了在强化螯合诱导效果的同时尽量减小毒性大、难降解的螯合剂对生态环境的负面影响, 近年来 EDTA 的一种可生物降解的结构异构体 EDDS (乙二胺二琥珀酸) 成为螯合诱导植物提取修复的研究热点之一。EDDS 与重金属 Cu、Zn 的螯合稳定常数与 EDTA 相当, 与 Pb、Cd 的螯合稳定常数要远小于 EDTA^[17]。研究发现, EDDS 对土壤微生物和植物的生态毒性较低^[18-21]。目前, 国内外利用

①基金项目: 国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410809/10), 国家自然科学基金项目 (40301046、40432005) 和中国科学院知识创新项目 (KZCX3-SW-429, CXTD-Z2005-4) 共同资助。

* 通讯作者 (ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 宋静 (1974—), 男, 浙江绍兴人, 博士, 副研究员, 主要从事污染物生物有效性 with 风险评估研究。E-mail: jingsong@issas.ac.cn

EDDS 进行重金属污染土壤的螯合诱导植物提取修复研究多集中在探讨不同剂量的 EDDS 对诱导植物吸收土壤重金属的影响^[22-23]。在本课题组先前的研究中发现,随 EDDS 施加量的不同,土壤可溶态金属的浓度在 2—4 周内就降到 CK 水平(未发表)。在植物正常生长条件下,植物体内金属含量与土壤溶解态金属浓度呈正相关^[24]。因此,即使剂量相同,一次性施用和分次施用也可能导致不同的诱导效果;而目前国内外关于可能影响螯合诱导效果的施用方式的研究较少。

本研究采用温室盆栽试验,通过比较 EDTA 和 3 种施用浓度、3 种施用方式下 EDDS 对自然重金属复合污染土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的活化能力以及印度芥菜(*Brassica juncea*, 一种生物量较大,对多种重金属具有较高耐性和富集能力的十字花科植物),在 EDDS 和 EDTA 诱导下对 4 种重金属的吸收与转运,同时利用微型土壤溶液取样器动态监测了植物根际土壤溶液中重金属与总有机 C 的变化关系,以阐明 EDDS 螯合诱导植物提取修复土壤的化学过程与机理。

1 材料和方法

1.1 试验材料

浙江富阳是我国废杂 Cu 回收再生的集散地之一,由于 Cu 冶炼厂降尘及污水灌溉导致冶炼厂周围农田重金属含量超标。盆栽试验用土采自浙江富阳某乡受污染的稻田 0~20 cm 表层土,土壤的基本理化性质见表 1。其中, pH 和有机质分析参考文献[25],土壤重金属分析参考文献[26]。试验用印度芥菜种子由澳大利亚墨尔本大学 Alan Baker 教授提供。试验用盆为直径 13 cm、高 17 cm 的塑料盆。微型土壤溶液取样器(Rhizon-SMS)由荷兰进口(Rhizosphere Research Products, Wageningen),EDDS 三钠盐((S,S)-Ethylenediamine-N,N'-disuccinic acid trisodium)购自 Sigma-Aldrich 公司。

表 1 温室盆栽试验土壤的性质

Table 1 Properties of soil used in the greenhouse pot experiment

pH (H ₂ O) (1:2.5 土水比)	有机质 (g/kg)	重金属全量 (mg/kg)			
		Cu	Zn	Pb	Cd
7.82	44.4	223	1068	232	2.8

1.2 试验方法

土壤装盆前过 2 mm 尼龙筛,充分混匀,每盆

装土 1.5 kg,施入 N 250 mg(以 NH₄NO₃ 形式)和 P 200 mg(以 KH₂PO₄ 形式)作为基肥。每盆中以 45° 倾角埋设一只根际土壤溶液取样器。安装完毕后,每天用蒸馏水浇灌保持 60% 田间含水量,静置平衡 2 周。印度芥菜种子先在室内催芽两天后点播盆中,出苗 2 周后开始间苗,每盆留下长势均匀的幼苗 3 株。印度芥菜生长期,每天用蒸馏水浇灌,保持 60% 田间含水量。待生长 2 个月后进行螯合剂处理,试验处理如表 2 所示,每个处理设 4 次重复。螯合剂按处理浓度配成溶液,随浇灌水施入盆中。螯合剂处理 4 天后,开始第 1 次抽取土壤溶液样,取样前 1 天用称重法加蒸馏水调节到 80% 含水量,平衡 24 h 后,用医用注射器抽真空抽取。之后,在 EDDS 处理后第 11、18、24 天抽取土壤溶液,测定可溶性有机 C 含量和重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 含量。

表 2 温室盆栽试验的处理

Table 2 Treatments included in the greenhouse pot experiment

处理	螯合剂及其用量	施用方式
CK	对照(仅加蒸馏水)	
EDTA 3-1	EDTA 3 mmol/kg 土	1 次施
EDDS 1.5-1	EDDS 1.5 mmol/kg 土	1 次施
EDDS 3-1	EDDS 3 mmol/kg 土	1 次施
EDDS 3-2	EDDS 3 mmol/kg 土	分 2 次 间隔 1 天
EDDS 3-4	EDDS 3 mmol/kg 土	分 4 次 间隔 1 天
EDDS 6-1	EDDS 6 mmol/kg 土	1 次施

施用螯合剂后 8 天收获植物地上部,用不锈钢剪刀剪取土面 1 cm 以上部分,带回实试验室处理。茎叶分开,用蒸馏水清洗 3 次,105℃ 杀青,80℃ 烘干至恒重。用粉碎机磨碎, HNO₃-HClO₄ 消解,用 ICP-AES 测定重金属含量。植物样分析过程中设置了空白、重复和标准物质(Ryegrass NO:281)进行分析过程的质量控制。土壤溶液分为两份,一份用 ICP-AES 测定重金属,另一份用总有机 C 分析仪(Shimadzu 8000)测定溶液中总有机 C。实验数据用 SPSS 软件进行方差分析和显著性检验。

2 结果与讨论

2.1 螯合剂处理对印度芥菜生长的影响

有研究表明,植物播种前施用螯合剂会严重抑制植物生长^[27]。由于本研究中螯合剂是在植物收获

前 1 周施用的, 因此不同螯合剂处理对印度芥菜的生物量没有显著影响(数据未列出)。关于 EDTA 导致植物脱水已有相关的报道, 研究指出在水培条件下印度芥菜积累的 EDTA 的量越大, 植物体内的水分含量越小^[6]。本研究中, EDDS 处理后 2 天内, 3 mmol/kg EDDS 与 6 mmol/kg EDDS 两个处理的芥菜出现了明显的中毒症状, 表现为叶子逐渐脱水、枯萎, 叶子从叶柄处脱落, 最后植物死亡。其他处理的芥菜也陆续出现相似症状。有研究指出螯合剂与重金属在植物体外结合, 然后以金属螯合物的形式在植物体内传递^[7, 14], 在传递过程中会破坏植物组织的细胞质膜和正常的控制重金属转运的生化机制, 使植物组织过量积累重金属^[28], 对植物产生毒害, 从而导致植物脱水死亡。

2.2 EDDS 与 EDTA 对土壤溶液中可溶态有机 C (DOC) 的影响

各试验处理土壤溶液中 DOC 浓度随时间的变化如表 3 所示。螯合剂施用 4 天后, EDTA 和

EDDS 处理土壤溶液中 DOC 浓度是 CK 处理的数十倍, 且随着螯合剂施用量的增加而增加。土壤溶液中 DOC 的增加主要应该是来自螯合剂; 此外, 螯合剂对土壤有机质的活化也可能对 DOC 有贡献^[29]。由于螯合剂是通过浇灌水施入表土的, 且每个盆中只斜插有一根土壤溶液取样器。因而, 土壤的渗透性、土壤颗粒对金属螯合物的吸附、金属螯合物在土壤中的弥散、EDDS 金属螯合物的降解、金属螯合物被植物吸收, 螯合物对土壤有机质可能的溶解效应等因素都会影响土壤溶液中 DOC 的浓度。第 4 ~ 18 天, 不同处理 DOC 的变化规律不同。然而, 螯合剂施用后的第 24 天, 除了 EDTA 处理还保持着较高的 DOC 水平外, 所有 EDDS 处理土壤溶液中 DOC 浓度基本都下降到 CK 水平。这个现象与我们的室内培养试验结果相一致。在本研究施用剂量下, EDDS 螯合物可在 20 天左右完全降解, 而本课题组先前的研究中 EDTA 则在数月内仍保持较高的浓度(数据未发表)。

表 3 各处理土壤溶液中 DOC 浓度随时间的变化 (mg/L)
Table 3 Temporal change of DOC concentration in soil solution

处理	4 天	11 天	18 天	24 天
CK	32.7 ± 7.1	13.0	2.0	51.0 ± 2.7
EDTA 3-1	946 ± 91.2	-	1007 ± 40.9	1051 ± 82.3
EDDS 1.5-1	224 ± 16.3	387 ± 46.1	279 ± 15.0	36.9 ± 3.9
EDDS 3-1	693 ± 79.1	1299	937 ± 46.0	61.9 ± 2.3
EDDS 3-2	499	379	619	47.3 ± 0.8
EDDS 3-4	238 ± 92.3	687	789 ± 83.2	45.2 ± 0.9
EDDS 6-1	1349 ± 273	1465 ± 25.9	1763 ± 112	86.1 ± 12.4

注: 有的处理由于抽取的土壤溶液量不足, 而将 3 个重复样混成 1 个样品分析, 故无标准偏差数。

2.3 EDDS 与 EDTA 对土壤溶液中重金属浓度的影响

螯合剂通过与土壤重金属形成金属螯合物而将与土壤固相结合的重金属溶解进入土壤溶液, 从而增加土壤溶液中重金属的浓度。表 4 列出了螯合剂处理第 4 天和第 24 天土壤溶液中 Cu、Zn、Pb、Cd 4 种重金属的浓度。从表 4 中可以看出, 螯合剂施用 4 天后, EDDS 与 EDTA 处理土壤溶液中重金属浓度是 CK 的数十倍。同样施用 3 mmol/kg, EDDS 活化 Zn、Pb、Cd 的能力要小于 EDTA, 这与两种螯合剂与 Zn、Pb、Cd 形成金属螯合物的稳定常数有关, 螯合剂与重金属形成的螯合物越稳定, 螯合剂活化相应重金属的能力也就越强。EDDS 与 Zn、Pb、Cd 的金属螯合物的稳定常数分别为 13.49、12.7

和 10.8, 而 EDTA 与 Zn、Pb、Cd 的金属螯合物的稳定常数分别为 16.44、17.88 和 16.36^[17]。EDDS-Cu 的螯合稳定常数 (18.36) 略小于 EDTA-Cu 的螯合稳定常数 (18.7)。而本研究及我们以往的培养试验中均发现在复合污染的土壤中 EDDS 活化 Cu 的能力反而略强于 EDTA, 这主要是因为 EDTA-Pb 与 EDTA-Cu 的螯合稳定常数相差较小, 在 Cu-Pb 复合污染土壤中 Pb 会和 Cu 竞争与 EDTA 螯合。而 EDDS-Pb 与 EDDS-Cu 的螯合常数差异较大, Pb 不会和 Cu 竞争 EDDS, 因而在 Cu-Pb 复合污染土壤中, EDDS 活化 Cu 的能力反而略强于 EDTA。

螯合剂施用 24 天后, 所有 EDDS 处理土壤溶液中重金属含量已经大幅下降, 只比 CK 高数倍, 而 EDTA 处理土壤溶液中重金属含量仍高于 CK 数十

表 4 各处理土壤溶液中重金属浓度随时间的变化 (mg/L)

Table 4 Temporal changes of metal concentrations in soil solution

天数	元素	CK	EDTA 3-1	EDDS 1.5-1	EDDS 3-1	EDDS 3-2	EDDS 3-4	EDDS 6-1
4	Cu	0.3 ± 0.0	80.1 ± 5.2	67.9 ± 2.3	103.8 ± 10.0	113	79.7 ± 10.2	152 ± 18.9
	Zn	2.6 ± 0.6	134 ± 17.5	21.4 ± 12.4	45.7 ± 9.4	39.4	28.8 ± 2.4	150 ± 2.0
	Pb	nd	57.0 ± 7.3	11.7 ± 5.2	5.0 ± 0.9	5.6	1.8	7.5 ± 0.3
	Cd	nd	0.9 ± 0.1	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.1	nd	0.1 ± 0.0
24	Cu	0.2 ± 0.1	125 ± 38.9	1.2 ± 0.1	4.4 ± 0.5	3.3 ± 0.8	2.4 ± 0.1	9.6 ± 7.4
	Zn	0.9 ± 0.1	232 ± 65.0	4.4 ± 0.9	1.3 ± 0.6	2.5 ± 1.5	6.4 ±	1.7 ± 1.0
	Pb	nd	83.8 ± 39.2	nd	nd	nd	nd	nd
	Cd	nd	1.6 ± 0.4	nd	nd	nd	nd	nd

注：有的处理由于抽取的土壤溶液量不足，而将 3 个重复样混成 1 个样品分析，故无标准偏差。部分样品 Pb、Cd 浓度低于 ICP-AES 检测限，以 nd 表示。

倍。由此可以看出，较难降解的 EDTA 活化重金属的时效性长，而易降解的 EDDS 活化重金属的时效性较短。

2.4 EDDS 与 EDTA 处理对印度芥菜积累重金属的影响

与 CK 相比，螯合剂处理显著地增加了印度芥菜叶中 Cu 的浓度（图 1a）。EDDS 3-1、EDDS 3-2、

EDDS 3-4 以及 EDDS 6-1 4 个处理均使印度芥菜的叶中 Cu 的浓度超过了 1000 mg/kg（Cu 超积累的浓度标准），分别是 CK 的 79、90、62 和 73 倍，但各处理差异并未达到显著水平。

对于 Zn 而言（图 1b），EDTA 3-1、EDDS 3-1 和 EDDS 6-1 3 个处理均使印度芥菜叶中 Zn 的浓度达到 1000 mg/kg，但远未达到 Zn 的超积累浓度

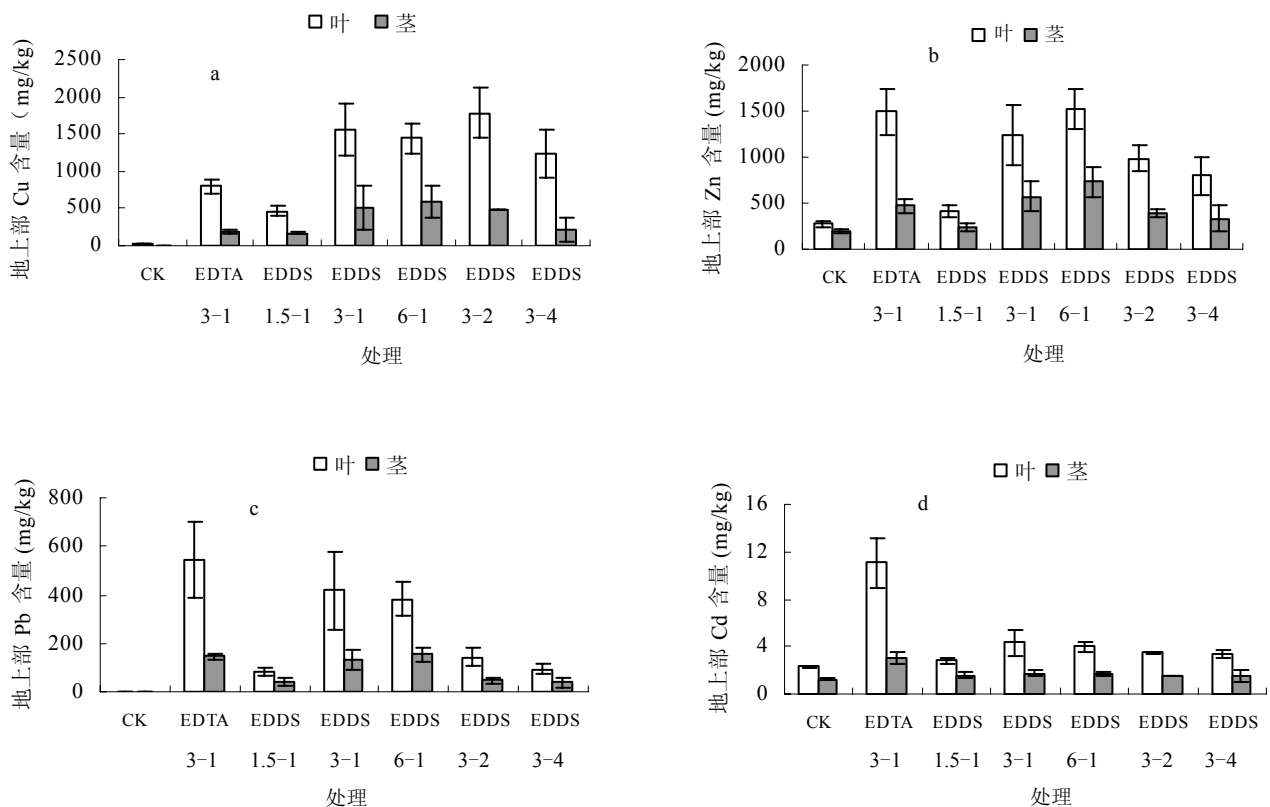


图 1 不同螯合剂处理印度芥菜地上部 Cu、Zn、Pb、Cd 含量（4 次重复平均值）

Fig. 1 Concentrations of Cu、Zn、Pb、Cd in above ground plant tissues of Indian mustard in response to different chelates treatments

物叶中 Zn 含量增加幅度较小。

对于 Pb 而言 (图 1c), CK 印度芥菜叶中 Pb 的含量低于 ICP-AES 的检测限。EDTA 3-1、EDDS 3-1 和 EDDS 6-1 3 个处理均使印度芥菜叶中 Pb 浓度显著增加, 其他低浓度的 EDDS 处理叶中 Pb 的浓度增幅较小。

对于 Cd 而言 (图 1d), 只有 EDTA 3-1 处理印度芥菜叶中 Cd 浓度显著高于 CK, 而所有 EDDS 处理印度芥菜叶中 Cd 的浓度都没有显著增加。这与前文所述 EDDS 活化 Cd 的能力远远低于 EDTA 有关。

所有处理印度芥菜叶中重金属的浓度均远远高于茎中的浓度, 这可能与印度芥菜的解毒机制有关, 即将吸入体内的重金属运输并储存在叶泡中, 从而避免重金属影响重要的生理过程, 并可通过落叶将重金属排出体外。

2.5 土壤溶液中 Cu 浓度与印度芥菜地上部中 Cu 浓度的关系

植物主要从土壤溶液中吸收重金属, 为了探明施加螯合剂对印度芥菜吸收、转运土壤 Cu 的影响, 我们将施用螯合剂 4 天后土壤溶液中 Cu 的浓度与印度芥菜地上部中 Cu 浓度 (扣除 CK 值) 作图 (图 2)。结果表明, 印度芥菜茎中 Cu 的浓度与土壤溶液中 Cu 浓度呈较好的线性关系 ($r = 0.9212$, $n = 6$), 而印度芥菜叶中 Cu 的浓度随土壤溶液中 Cu 浓度的增加有先线性增加, 后又下降的趋势。图 2 中印度芥菜叶片中 Cu 平均浓度下降的点所对应的是 6 mmol/kg EDDS 处理, 该处理土壤溶液中 Cu 浓度达到 152 mg/L, 但印度芥菜叶片中 Cu 浓度却已开始

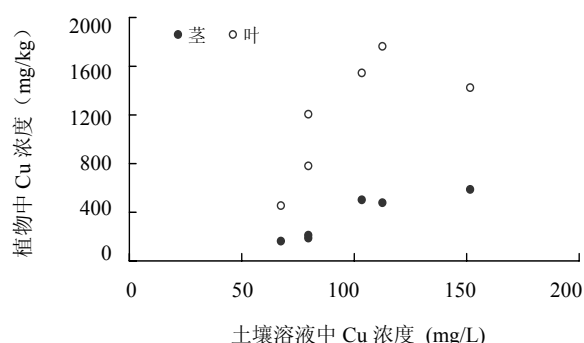


图 2 土壤溶液 Cu 浓度与印度芥菜 Cu 浓度的关系

Fig. 2 Relationship between concentrations of Cu in soil solution and in the leaves (open circle) and stems (closed circle) of Indian mustard

下降。由于在螯合诱导条件下, 植物是通过质外体途径吸收金属螯合物的^[24], 因此过高浓度的溶解态 Cu 可能破坏植物根细胞透性, 导致气孔关闭, 抑制蒸腾作用从而导致植物 Cu 向地上部的转运下降。这个结果说明: 在进行螯合诱导植物提取修复时, 为了达到植物地上部浓度最大以及避免过量施用螯合剂导致成本提高及可能带来的生态环境风险, 应当采用盆栽和土柱试验筛选螯合剂最佳施用量。

3 结论

本研究采用盆栽试验比较了 EDTA 和 EDDS 诱导印度芥菜超量吸收土壤重金属的潜力, 结果表明:

(1) 施用螯合剂将大大增加土壤中可溶性有机 C (DOC) 含量和重金属含量。重金属被活化的程度与金属螯合物的稳定常数及可能存在的竞争有关。施用量相同时, EDDS 对 Cu 的活化能力与 EDTA 相当, 而对 Zn、Pb、Cd, 尤其是 Pb、Cd 的活化能力小于 EDTA。由于 EDDS 及其金属螯合物较易降解, 因而其活化土壤重金属的时效性较短。施用 EDDS 约 20 天后, 土壤溶液中重金属浓度基本下降到 CK 水平。而 EDTA 活化土壤重金属的时效性要远长于 EDDS。

(2) 3 mmol/kg 和 6 mmol/kg 的 EDDS 处理均能诱导印度芥菜超量吸收土壤 Cu (叶中 Cu 的含量超过 1000 mg/kg), 且不同施用方式之间没有显著差异。本试验条件下, EDTA 和 EDDS 没能诱导印度芥菜超量吸收 Zn、Pb 和 Cd。

(3) 各处理印度芥菜叶中的重金属浓度要远高于茎中的浓度, 茎中的 Cu 浓度随土壤溶液 Cu 浓度线性增加, 而叶中 Cu 的浓度随土壤溶液 Cu 浓度先增加后下降。

参考文献:

- [1] Chaney RL, Malik M, Li YM, Brewer EP, Angle JS, Baker AJM. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 1997, 8: 278-284
- [2] Salt DE, Smith RD, Raskin I. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 1998, 49: 643-668
- [3] Meagher RB. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Curr. Opin. Plant Biol.*, 2000, 3: 153-162
- [4] McGrath SP, Zhao FJ. Phytoextraction of metals and

- metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 2003, 14: 1–6
- [5] Huang JW, Chen J, Berti WR, Cuninghame SD. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 3: 800–805
- [6] Vassil AD, Kapulnik Y, Raskin I, Salt DE. The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Plant physiol.*, 1998, 117: 447–453
- [7] Blaylock MJ, Salt DE, Dushenkov S, Zakharova O, Gussman C, Kapulnik Y, Ensley BD, Raskin I. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 31: 860–865
- [8] Cooper EM, Sims JT, Cunningham SD, Huang JW, Berti WR. Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, 1999, 28: 1709–1719
- [9] Kayser A, Wenger K, Keller A, Attinger W, Felix HR, Gupta SK, Schuln R. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd and Cu from calcareous soil: The use of NTA and sulfur amendments. *Environ. Sci. Technol.*, 34: 1778–1783
- [10] Song J, Luo YM, Wu LH. Chelate enhanced phytoextraction of heavy metal contaminated soil // VanBriesen JM, Nowack B. *Biogeochemistry of Chelating Agents*. Washington DC: American Chemical Society, 2005
- [11] Sillanpaa M, Oikari A. Assessing the impact of complexation by EDTA and DTPA on heavy metal toxicity using Microtox bioassay. *Chemosphere*, 1996, 32: 1485–1497
- [12] Dirilgen N. Effects of pH and chelator EDTA on Cr toxicity and accumulation in *Lemna minor*. *Chemosphere*, 1998, 37: 771–783
- [13] Kulli B, Balmer M, Krebs R, Lothenbach B, Geiger G, Schuln R. The influence of intrilotriacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. *J. Environ. Qual.*, 1999, 28: 1699–1705
- [14] Wu J, Hsu FC, and Cunningham SD. Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake and translocation. *Environ. Sci. Technol.*, 1999, 33: 1898–1904
- [15] Wu LH, Luo YM, Xing XR, Christie P. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 102: 307–318
- [16] Egli T. Biodegradation of metal-complexing Aminopolycarboxylic Acids. *J. Bioscience and Bioengineering*, 2001, 2: 89–97
- [17] Bucheli-Witschel M, Egli T. Environmental fate and microbial degradation of Aminopolycarboxylic Acids. *FEMS Microbiology Reviews*, 2001, 25: 69–106
- [18] Jones PW, Williams DR. Chemical speciation used to assess [s, s/]-ethylenediaminedisuccinic acid (EDDS) as a readily-biodegradable replacement for EDTA in radiochemical decontamination formulations. *Applied Radiation and Isotopes*, 2001, 54: 587–593
- [19] Schowanek D, Feijtel TCJ, Perkins CM, Harman FA, Federle TW, Larson RJ. Biodegradation of [S,S],[R,R] and mixed stereoisomers of ethylene diamine disuccinic acid (EDDS), a transition metal chelator. *Chemosphere*, 1997, 11: 2375–2391
- [20] Vandevivere PC, Saveyn H, Verstraete W, Feijtel TCJ, Schowanek DR. Biodegradation of metal-[S,S]-EDDS complexes. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35: 1765–1770
- [21] Jaworska JS, Schowanek D, Feijtel TCJ. Environmental risk assessment for trisodium[S,S]-Ethylene Diamine Disuccinate, a biodegradable chelator used in detergent applications. *Chemosphere*, 1999, 15: 3597–3625
- [22] Meers E, Ruttens A, Hopgood MJ, Samson D, Tack FMG. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere*, 2005, 58: 1011–1022
- [23] Luo CL, Shen ZG, Luo LQ, Li XD. EDDS and EDTA-enhanced phytoextraction of metals from artificially contaminated soil and residual effects of chelant compounds. *Chemosphere*, 2005, 59: 1–11
- [24] Tandy S, Schuln R, Nowack B. Uptake of metals during chelant-assisted phytoextraction with EDDS related to the solubilized metal concentration. *Environ. Sci. Technol.*, 2006, 40: 2753–2758
- [25] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- [26] McGrath SP, Cunliffe CH. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *Journal of the*

- Science of Food and Agriculture, 1985, 36: 794–798
- [27] Begonia MT, Begonia GB, Miller GS, Gilliard D. Effects of chelate application time on the phytoextraction of lead-contaminated soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2004, 73: 1033–1040
- [28] McLaughlin MJ. Mechanisms of metal uptake by plants // Allen HE. *Bioavailability of Metals on Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, and Plants*. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 2001
- [29] Yang Y, Ratte D, Smets BF, Pignatello JJ, Grasso D. Mobilization of soil organic matter by complexing agents and implications for polycyclic aromatic hydrocarbon desorption. *Chemosphere*, 2001, 43: 1013–1021

Chelate-induced extraction and remediation of *Brassica juncea* on heavy metals mix-polluted soils by EDTA and EDDS

SONG Jing^{1,2}, ZHONG Ji-cheng^{1,3}, WU Long-hua^{1,2}, WANG Guo-qing^{1,2},
LI Chen-xi^{1,2}, LUO Yong-ming^{1,2}, QIAN Wei^{1,2}

(1 *Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, China;

2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing* 210008, China;

3 *Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, China)

Abstract: A pot experiment was carried out to investigate the effects of application of EDTA and EDDS on solubilization of soil metals (Cu, Zn, Pb and Cd) and uptake by *Brassica juncea*. The results showed that with the same application rate (3 mmol/kg), EDDS was equally effective in solubilizing soil Cu as EDTA. Whereas, EDDS was less effective in solubilizing Zn, Pb and Cd. These conform to the stability constants of chelates. Hyperaccumulation of Cu in the leaves of *B. juncea* was achieved in all of application of 3 mmol/kg and 6 mmol/kg EDDS treatments. When EDDS was applied as 3 mmol/kg, there was no significant difference in Cu concentrations in the leaves among application modes (in single shot, in two or four splitting shots). Cu concentrations were much higher in the leaves than in the stems. Cu concentration in the stems increased linearly with that in the soil solution. While, Cu concentration in the leaves showed a parabola relationship with that in the soil solution.

Key words: Heavy metal, Chelate-induced, Phytoextraction, Indian mustard