

董丽青,杨丽雯,李建强,等. 羟丙基- β -环糊精对土壤铅离子的增溶作用[J]. 江苏农业科学,2017,45(14):219-222.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.14.058

羟丙基- β -环糊精对土壤铅离子的增溶作用

董丽青¹, 杨丽雯^{1,2}, 李建强³, 甄霞¹, 梁丽丽¹, 杨丹丹¹

(1. 山西师范大学地理科学学院, 山西临汾 041000; 2. 山西大学生命科学学院, 山西太原 030006; 3. 山西省气象信息中心, 山西太原 030006)

摘要:羟丙基- β -环糊精(HPCD)和 β -环糊精(BCD)具有增溶土壤铅离子的潜力。试验中土壤铅污染浓度设置为 600、1 200 mg/kg, 螯合剂浓度为土壤铅浓度的 0.5、1.0 倍, 通过与 EDTA 增溶效果作比较, 分析 HPCD 和 BCD 对土壤铅离子的增溶作用。结果表明, 加入 3 种螯合剂, 土壤有效态铅离子浓度均与对照组存在显著差异, 增溶作用符合 HPCD > EDTA > BCD > CK, 且 HPCD 与 EDTA 间无显著差异, 而 BCD 与 EDTA 存在显著差异, 表明 HPCD 对土壤铅离子的增溶作用与 EDTA 接近, 高于 BCD; 当土壤污染浓度一定时, 随着螯合剂浓度提高, 土壤有效态铅离子浓度增加; 同时螯合剂浓度一定时, 随着土壤铅污染浓度的提高, 可溶态铅离子浓度增加, 说明螯合剂浓度和土壤铅污染浓度是影响螯合剂增溶效果的因素; HPCD 和 BCD 均对土壤铅具有显著的增溶作用, 且 HPCD 具有替代 EDTA 的可能性。

关键词:羟丙基- β -环糊精; β -环糊精; 有效态铅; 增溶作用

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)14-0219-04

铅作为一种重金属化学元素, 在土壤环境中的贮存量很大, 且化学性质稳定, 难以被分解^[1]。它对于人类健康具有潜在的威胁, 对肠胃、肾脏、神经造成损伤, 导致致铅性贫血、高血压等疾病, 同时影响儿童智能发育^[2]。植物修复法是铅污染土壤恢复的一种主要方法。植物体内的全量铅累积依赖于土壤中可溶态铅的浓度^[3]。但是, 土壤铅离子易形成磷酸盐、碳酸盐沉淀, 限制了植物富集土壤铅的能力^[4]。研究者通过向土壤中添加 EDTA、NTA 和 CA 等螯合剂来提高植物可获得的土壤重金属^[5-7], 但是这些螯合剂价格较贵、不易降解, 在促进植物对铅吸收的同时, 易导致重金属铅向周围环境和地下水迁移, 造成二次污染^[8]。

环糊精因具有特殊结构, 其疏水内腔可以通过非共价相互作用与底物形成可逆的超分子包结配合物^[9]。环糊精不

仅可以包结有机客体分子, 同时也能与金属离子配位^[10], 且无毒、可生物降解, 在 pH 值很大的变动范围内, 对土壤颗粒吸附力很低, 因此具有优势^[11]。Maturi 等研究表明, 去质子化的环糊精能够和铅(II)形成单环或多环的络合物^[4]。

羟丙基- β -环糊精具有较好的水溶性、无毒、与环境相容容易、对人体无害等特性。Wang 等证明羟丙基- β -环糊精具有从土壤中去重金属离子的潜力^[11]。Maturi 等证明羟丙基- β -环糊精能够使用电动修复的方法从土壤中同时去除 Ni²⁺ 和多环芳烃^[12]。然而直到目前, 有关环糊精能够从土壤中活化金属离子的报道仍然很少^[11,13]。本研究通过对各组土样土壤有效态铅浓度进行测量, 分析羟丙基- β -环糊精和 β -环糊精对土壤中铅离子的增溶作用, 以期对铅污染土壤植物修复技术发现一种新型螯合剂。

1 材料与方法

1.1 试剂和仪器

硝酸铅 Pb(NO₃)₂ (天津市光复精化工研究所); 稀硝酸 (HNO₃) (天津市光复精化工研究所); 铅标准贮备溶液 (天津市光复精化工研究所); 铅标准工作溶液 (国家有色金属及电子材料分析测试中心)。

收稿日期: 2016-09-21

基金项目: 国家自然科学基金(编号: 31571604)。

作者简介: 董丽青(1992—), 女, 山西晋城人, 硕士研究生, 主要从事生态环境恢复研究。E-mail: 530052480@qq.com。

通信作者: 杨丽雯, 博士, 副教授, 主要从事矿区植被恢复和土壤重金属修复方面的研究。E-mail: beautifulife2133@163.com。

科学, 2009, 45(11): 90-97。

[7] 林媚珍, 马秀芳, 谢双喜, 等. 广东省森林资源动态变化及成因分析[J]. 生态环境, 2008, 17(2): 785-791。

[8] 袁传武, 吴保国, 唐万鹏, 等. 湖北省森林资源动态变化分析与评价[J]. 西北林学院学报, 2007, 22(4): 78-82。

[9] 战金艳, 史娜娜, 闫海明, 等. 江西省林地面积变化原因探析[J]. 自然资源学报, 2011, 26(2): 335-343。

[10] 惠刚盈, 冯加多. 森林空间结构量化分析方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 2003: 42-43。

[11] 中国可持续发展林业战略研究项目组. 中国可持续发展林业战略研究总论[M]. 北京: 中国林业出版社, 2002。

[12] 黄麟, 邵全琴, 刘纪远. 1950—2008 年江西省森林火灾的碳损

失估算[J]. 应用生态学报, 2010, 21(9): 2241-2248。

[13] 肖文发. 由亚热带常绿阔叶林雨雪冰冻灾情引发的思考[J]. 林业科学, 2008, 44(4): 2-3。

[14] 郭淑红, 薛立. 冰雪灾害对森林的影响[J]. 生态学报, 2012, 32(16): 5242-5253。

[15] Beaudet M, Brisson J, Messier C, et al. Effect of a major ice storm on understory light conditions in an old-growth Acer-Fagus forest: pattern of recovery over seven years[J]. Forest Ecology and Management, 2007, 242(2): 553-557。

[16] Arocena J M. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments[J]. Forest Ecology and Management, 2000, 133(1/2): 71-80。

螯合剂种类:(1)无螯合剂(CK);(2)乙二胺四乙酸二钠(EDTA);(3) β -环糊精(BCD);(4)羟丙基- β -环糊精(HPCD)均购买于天津精细化工品有限公司,药品纯度为 99.5%。

原子吸收仪(耶拿分析仪器股份公司);万分之一电子天平(江苏省常州市亨托电子衡器有限公司);往复振荡器(江苏省常州市国华电器有限公司)。

1.2 试验流程

土样采集—土样染毒—有效态铅检测,数据处理与分析。
1.2.1 土样采集 供试土壤采自山西省襄汾农业生态园 0~20 cm 的表层土。严格按照土样采集规则和方法采样,采集后,置于空气中自然晾干,磨碎过 2.000、0.154 mm 的土壤筛,储存于广口瓶中,以备试验使用。

取过 2.000 mm 土壤筛的土壤 1 g,加 15 mL 硝酸和 10 mL 高氯酸消煮 48 h,直到消解液温度达到 190℃以上,将消解液过滤后取上清溶液,在原子吸收仪火焰模式下检测(German Jena novAA 400),测定速效 P 含量、速效 K 含量和全氮含量^[14],用 pH 计(PHS-3C)测定 pH 值,用重铬酸钾滴定法测定有机质含量。得到供试土壤基本理化性质:有机质含量为 18.64 mg/L,速效磷含量为 19.55 mg/kg,速效钾含量为 339.58 mg/kg,全氮含量为 1.12 g/kg,背景铅浓度为 29.0 mg/kg,pH 值为 8.03。

取过 0.154 mm 土壤筛的土壤 5 g 放入离心管中,加入 25 mL 超纯水,以 200 r/min 离心 16 h,然后干过滤取上清溶液,在原子吸收仪火焰模式下检测有效态铅浓度。

1.2.2 土样处理 (1)土壤染毒。将土壤放于清洁塑料布上,用喷壶喷洒 Pb(NO₃)₂ 溶液,一边喷洒一边轻轻翻动,直至混合均匀,土壤铅的污染浓度为 600、1 200 mg/kg(分别记为 Pb600、Pb1200),将土壤放于较大的瓷盘内,每天翻动 2 次,持续 3 周,以保证土壤污染程度均匀。(2)染毒土样有效态铅浓度检测。依据 GB/T 23739—2009《土壤质量 有效态铅和镉的测定 原子吸收法》,测定 Pb600 和 Pb1200 土样中有效态铅的浓度,分别记作 CK1、CK2。测定结果见表 1。(3)施加螯合剂。用喷壶在不同污染浓度的土样上均匀喷洒螯合剂(EDTA、 β -环糊精、羟丙基- β -环糊精)。当 Pb(NO₃)₂ 浓度为 600 mg/kg 时,施加 EDTA、BCD 和 HPCD 的浓度分别是 0.9、1.8 mmol/L,而 Pb(NO₃)₂ 浓度为 1 200 mg/kg 时,施加 EDTA、BCD 和 HPCD 的浓度分别是 1.8、3.6 mmol/L。本试验将每个处理均设置 3 次重复。

表 1 对照土壤有效态铅浓度	
染毒处理	有效态铅浓度(mg/kg)
CK1	80.83±2.00
CK2	141.0±10.03

1.2.3 有效态铅浓度检测 采用原子吸收法测定各土样中有效态铅的浓度。

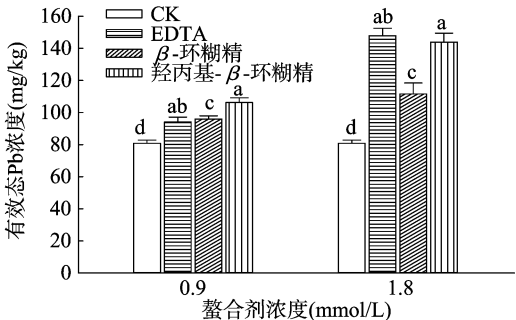
1.2.4 数据处理 (1)用 Microsoft Excel 2007 软件对上机测得的数据进行整理。(2)用 IBM SPSS Statistics 19 软件对整理好的数据进行统计分析、一元方差齐次性检验、Duncan's 差异显著性检验。(3)用 Sigma Plot 12.5 软件对整理所得数据进行绘图。

2 结果与分析

2.1 Pb600 土壤螯合剂增溶效果

Pb600 土壤分别施加 0.9 mmol/L EDTA、BCD、HPCD,土壤有效态铅浓度分别增加了 16.54%、18.73%、31.42%。Pb600 土壤分别施加 1.8 mmol/L EDTA、BCD、HPCD,土壤有效态铅浓度分别增加了 82.95%、38.03%、78.02%。

对试验数据进行对比与分析说明,施加 3 种螯合剂均可增加土壤有效态铅浓度,且不同螯合剂浓度均对其影响差异显著;不同螯合剂浓度对土壤有效态铅浓度有不同影响,增加螯合剂浓度能够显著提高土壤有效态铅浓度;施加 3 种螯合剂 EDTA、BCD、HPCD 后,土壤有效态铅浓度均与对照组均存在显著差异,但 EDTA 与 HPCD 对土壤有效态铅浓度影响无明显差异(图 1)。



柱上不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)
图1 Pb600 土壤施加螯合剂后有效态铅含量

由表 2 可见,不同的研究得出 EDTA 对于铅污染土壤的增溶效果不同,这与土壤基本理化性质尤其是 pH 值与施用螯合剂浓度等因素有关。土壤 pH 值是决定应用 EDTA 增加重金属离子移动和促进重金属的吸收效果的重要参数^[15-16],在 pH 值 3~6 范围内 EDTA 主要以 H₂[EDTA]²⁻形式存在,而在这一酸度范围内土壤重金属离子主要以二价形式存在,EDTA 能和其形成稳定的螯合物^[17]。同时,EDTA 对土壤铅离子的增溶效果与螯合剂浓度密切相关。随着 EDTA 浓度的升高,土壤中有有效态铅离子浓度呈现先增加后减少的变化趋势^[18-19],这是因为重金属铅与 EDTA 反应形成络合物,增溶效果最佳时 EDTA 浓度不同研究有差异。

2.2 Pb1200 土壤螯合剂增溶效果

Pb1200 土壤分别施加 1.8 mmol/L EDTA、BCD、HPCD,土壤有效态铅浓度分别增加了 41.55%、27.65%、26.26%。Pb1200 土壤分别施加 3.6 mmol/L EDTA、BCD、HPCD,土壤有效态铅浓度分别增加了 60.48%、48.64%、62.64%。

Pb1200 土壤施加不同种类、不同浓度螯合剂后,土壤有效态铅浓度与对照组的有效态铅浓度进行一元方差分析,得出不同螯合剂浓度 1.8、3.6 mmol/L 与对照组之间均有显著差异;3 种螯合剂 EDTA、BCD、HPCD 与对照组均有显著差异,但 EDTA 与 HPCD 无明显差异,BCD 与 HPCD 无明显差异。

以上对比与分析说明,Pb(NO₃)₂ 浓度为 1 200 mg/kg 时,施加 3 种螯合剂均可增加土壤有效态铅浓度,且不同螯合剂浓度对土壤有效态铅浓度有不同影响,增加螯合剂浓度能够显著提高土壤有效态铅浓度;螯合剂浓度相同时,螯合剂 EDTA 与

表 2 EDTA 螯合强化条件下土壤 pH 值对铅增溶作用的影响

文献来源	pH 值	EDTA 浓度 (mmol/kg)	土壤铅污染浓度 (mg/kg)	增溶作用
李剑敏等 ^[20]	7.82	3	100、500、2 000	有效态铅的含量分别为对照组的 29.9、12.5、6.2 倍
Ding 等 ^[21]	3、4、5、6、7、8、9	0.05	4 189	有效态铅浓度与 pH 值呈显著线性负相关
陈亚华等 ^[16]	7.02	1.25、7.50、17.50	500、2 500、5 000	施加 EDTA 明显增加土壤水溶性铅的含量
Zhang 等 ^[22]	7.3	0.005、0.01、0.02、0.05、0.10		可溶态铅提取率从 48% 变化到 60%
丁竹红等 ^[23]	6.4	5		添加 EDTA 后, 酸溶/可交换态含量及比例提高
李玉双等 ^[24]	6.5	3	1 000	有效态铅含量为对照组的 4.36、4.17 倍
杨晓英等 ^[25]	7.82	3	100、500、2 000	有效态铅含量分别为对照组的 54.8、18.9、6.8 倍
Hu 等 ^[26]	7.34	5	500、1 000、1 500	随淋洗柱体积增加, 可溶态铅浓度先增加后减少
刘金等 ^[27]	7.8	1.5、3.0、6.0、9.0		高浓度 EDTA 对铅的活化作用较明显
邓红侠等 ^[28]	8.66	1		EDTA 可显著活化污染土壤中的重金属

HPCD 对土壤中有效态铅含量影响无明显差异, 螯合剂 BCD 与 HPCD 对土壤中有效态铅含量影响无明显差异(图 2)。

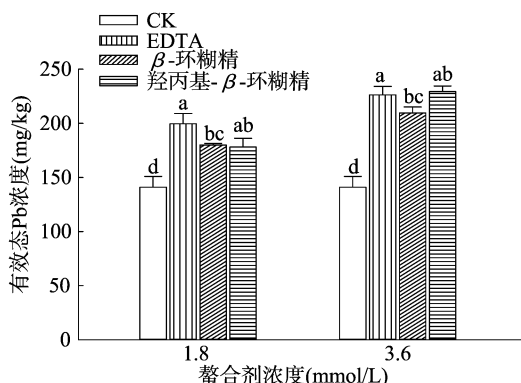


图 2 Pb1200 土壤施加螯合剂后有效态铅含量

2.3 Pb600、Pb1200 土壤增溶效果综合分析

李玉红等认为金属络合物的稳定性越高, 螯合剂增溶的效果越好^[19]。Wu 等认为 EDTA 增溶铅的能力与络合物 Pb-EDTA 较高的稳定系数相关联, 其稳定系数的对数值为 17.9^[29]。Miller 等也认为 EDTA 高的增溶土壤铅能力可能与 EDTA 对铅较高的结合能力相关^[3]。Norkus 研究表明 Pb-环糊精络合物的稳定系数的对数值是 15.9 ± 0.3 (20 ℃, 离子强度为 1.0), 同时由于 BCD 强有力的氢键被打断后才形成 HPCD, 所以其与铅更易形成络合物, 这是它比 BCD 具有更高的增溶土壤铅能力的一个重要原因^[10]。同时, BCD 在水中的溶解度只有 1.85% (W/V, 25 ℃), 而 HPCD 高达 50% (W/V, 25 ℃), 甚至达到 75% (W/V, 25 ℃)^[30], 溶解度越大, 相同体积的水溶液中, 能与铅离子结合的环糊精越多, 这可能是 HPCD 增溶作用强于 BCD 的另一个原因。

Pb-环糊精络合物的稳定系数的对数值是 15.9 ± 0.3 (20 ℃, 离子强度为 1.0)^[10], Pb-CA 络合物稳定性的对数值是 6.5, 而 BCD 和 CA 增溶土壤铅的作用仅仅在土壤铅离子浓度是 600 mg/kg 时 BCD 比 CA 处理组稍高 ($P < 0.05$), 这可能是由于金属阳离子的竞争作用导致 BCD 对铅的溶解性降低。Nascimento 等研究表明, Pb-DTPA 的稳定常数 ($\log K = 18.7$) 高于 Pb-EDTA^[31]。然而, 土壤内的增溶量却明显少, 推测 DTPA 与土壤中阳离子的结合能力高于 EDTA, 正是由于金属阳离子的竞争作用导致 DTPA 对铅的溶解性降低。所以, 为了提高植物提取的效率, 螯合剂必须与靶金属有

较强的结合力, 从而提高土壤溶液中金属的溶解度。此外, 土壤铅的增溶程度与 EDTA 和土壤全量铅浓度成正比^[32]。增加螯合剂的浓度使土壤溶液中可溶态铅浓度升高, 增加土壤全量铅浓度, 也使土壤溶液中的铅离子浓度升高。

3 结论

羟丙基-β-环糊精具有“内疏水, 外亲水”的独特结构, 在水溶液中, 它的疏水空腔可以选择包结形状, 和大小合适的分子形成超分子复合物, 进而提高金属离子在水中的溶解性。以羟丙基-β-环糊精、β-环糊精为研究对象, 通过铅污染土壤试验得出: (1) 螯合剂对土壤铅离子有明显的增溶作用, 且增溶效果顺序为 HPCD > EDTA > BCD; (2) 螯合剂的增溶效果受到土壤理化性质, 尤其是 pH 值的影响; (3) 在土壤 pH 条件不是最佳的情况下, 羟丙基-β-环糊精仍对土壤中铅离子具有明显的增溶作用, 且增加其浓度, 增溶效果更好。因此, 羟丙基-β-环糊精具有替代 EDTA 的潜力, 可作为一种新型螯合剂用于土壤铅污染植物修复技术。

参考文献:

- [1] 李莲芳, 曾希柏, 白玲玉, 等. 山东寿光不同农业利用方式下土壤铅的累积特征[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(10): 1960-1965.
- [2] 韦友欢, 黄秋婵. 铅对人体健康的危害效应及其防治途径[J]. 微量元素与健康研究, 2008, 25(4): 62-64.
- [3] Miller G, Begonia G, Begonia M, et al. Assessment of the efficacy of chelate-assisted phytoextraction of lead by coffee weed (*Sesbania exaltata* Raf.) [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2008, 5(5): 428-435.
- [4] Norkus E, Grinciene G, Vaitkus R. Interaction of lead (II) with beta-cyclodextrin in alkaline solutions[J]. Carbohydrate Research, 2002, 337(18): 1657-1661.
- [5] Sun B, Zhao F J, Lombi E, et al. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA[J]. Environmental Pollution, 2001, 113(2): 111-120.
- [6] Kayser A, Wenger K, Keller A, et al. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(9): 1778-1783.
- [7] 汪楠楠, 胡珊, 吴丹, 等. 柠檬酸和 EDTA 对铜污染土壤环境

- 中吊兰生长的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(2): 631–639.
- [8] 韩少华, 唐浩, 黄沈发. 重金属污染土壤螯合诱导植物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2011(增刊1): 157–163.
- [9] 喻森. 含锌和钡金属环糊精的合成及其生物活性[D]. 天津: 南开大学, 2010.
- [10] Norkus E. Metal ion complexes with native cyclodextrins: an overview [J]. Journal of Inclusion Phenomena, 2009, 65(3/4): 237–248.
- [11] Wang X, Brusseau M L. Simultaneous complexation of organic compounds and heavy metals by a modified cyclodextrin [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(10): 2632–2635.
- [12] Maturi K, Reddy K R. Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin [J]. Chemosphere, 2006, 63(6): 1022–1031.
- [13] Vulava V M, Seaman J C. Mobilization of lead from highly weathered porous material by extracting agents[J]. Environ Sci Technol, 2000, 34(22): 4828–4834.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 宋金春, 邓睿园, 陈佳丽, 等. 羟丙基- β -环糊精对葛根素的增溶作用及其包合物的研制[J]. 中国医院药学杂志, 2008, 28(13): 1070–1074.
- [16] 陈亚华, 李向东, 刘红云, 等. EDTA 辅助下油菜修复铅污染土壤的潜力[J]. 南京农业大学学报, 2002, 25(4): 15–18.
- [17] 张晏深, 陈宏. EDTA 与柠檬酸释放土壤中 Cd、铅的影响研究[J]. 环境科学与管理, 2012, 37(2): 64–66, 71.
- [18] 林立, 李光德, 敬佩, 等. EDTA 及有机酸对污染土壤中铅去除效应的研究[J]. 安全与环境学报, 2009, 9(4): 51–53.
- [19] 李玉红, 宗良纲, 黄耀. 螯合剂在污染土壤植物修复中的应用[J]. 土壤与环境, 2002, 11(3): 303–306.
- [20] 李剑敏, 杨劲松, 杨晓英, 等. EDTA 对铅污染土壤上芥菜生长及铅积累特性的影响[J]. 土壤通报, 2007, 38(6): 1178–1181.
- [21] Ding Z H, Wang Q Y, Hu X. Extraction of heavy metals from water-stable soil aggregates using EDTA [J]. Procedia Environmental Sciences, 2013, 18(18): 679–685.
- [22] Zhang T, Liu J M, Huang X F, et al. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils using new selective EDTA derivatives [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 262(8): 464–471.
- [23] 丁竹红, 胡忻, 张宇峰. 螯合剂对小麦幼苗吸收金属以及土壤金属形态的效应[J]. 生态环境学报, 2010, 19(1): 97–101.
- [24] 李玉双, 孙丽娜, 王升厚, 等. EDTA 对 4 种花卉富集 Cd、铅的效应[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(7): 16–17, 34.
- [25] 杨晓英, 杨劲松, 黄铮, 等. 螯合剂对铅污染土壤上玉米幼苗生长及铅积累特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 482–486.
- [26] Hu P J, Yang B F, Dong C X, et al. Assessment of EDTA heap leaching of an agricultural soil highly contaminated with heavy metals [J]. Chemosphere, 2014, 117(1): 532–537.
- [27] 刘金, 殷宪强, 孙慧敏, 等. EDDS 与 EDTA 强化苧麻修复镉铅污染土壤[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1293–1300.
- [28] 邓红侠, 李珍, 杨亚莉, 等. 皂苷与 EDTA 复合淋洗污染壤土中 Cu、铅的效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2015(3): 461–470.
- [29] Wu L H, Luo Y M, Xing X R, et al. EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2004(102): 307–318.
- [30] 陶涛, 詹德昊, 芦秀青, 等. 味精废水治理的现状与进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(1): 69–73.
- [31] Nascimento C W, Amarasingiwardena D, Xing B H. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multimetal contaminated soil [J]. Environmental Pollution, 2006, 140(1): 114–123.
- [32] Papassiopi N, Tambouris S, Kontopoulos A. Removal of heavy metals from calcareous contaminated soils by EDTA leaching [J]. Water Air and Soil Pollution, 1999, 109(1/2/3/4): 1–15.
- (上接第 214 页)
- [7] Chabukdhara M, Nema A K. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2013, 87(1): 57–64.
- [8] Zhao H R, Xia B C, Fan C, et al. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China [J]. Science of the Total Environment, 2012, 417/418: 45–54.
- [9] Salomons W, Forstner U, Mader P. Heavy metals: problems and solutions[M]. Berlin: Springer, 2012.
- [1] Cui S, Zhang T A, Zhao S L, et al. Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contaminated soil [J]. International Journal of Phytoremediation, 2013, 15(4): 299–306.
- [11] Jelusic M, Lestan D. Remediation and reclamation of soils heavily contaminated with toxic metals as a substrate for greening with ornamental plants and grasses[J]. Chemosphere, 2015, 138: 1001–1007.
- [12] Sharma S, Singh B, Manchanda V K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(2): 946–962.
- [13] Olaniran A O, Balgobind A, Pillay B. Bioavailability of heavy metals in soil: impact on microbial biodegradation of organic compounds and possible improvement strategies [J]. International Journal of Molecular Sciences, 2013, 14(5): 10197–10228.
- [14] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 国家土壤环境质量标准: GB15618—1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [15] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869–881.
- [16] Sun Y, Zhou Q, Xu Y, et al. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2): 2075–2082.
- [17] Saradhi P P. Proline accumulation under heavy metal stress [J]. Journal of Plant Physiology, 1991, 138(5): 554–558.
- [18] Liu J N, Zhou Q X, Sun T, et al. Growth responses of three ornamental plants to Cd and Cd-Pb stress and their metal accumulation characteristics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 151(1): 261–267.