

# 环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第8期

Vol.36 No.8

**2015**

中国科学院生态环境研究中心 主办  
科学出版社 出版



目次

基于16S rRNA 基因测序法分析北京霾污染过程中 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 细菌群落特征..... 王步英,郎继东,张丽娜,方剑火,曹晨,郝吉明,朱昕,田埂,蒋靖坤 (2727)

北京城区冬季降尘微量元素分布特征及来源分析 ..... 熊秋林,赵文吉,郭道宇,陈凡涛,束同同,郑晓霞,赵文慧 (2735)

北京市典型餐饮企业油烟中醛酮类化合物污染特征 ..... 程婧晨,崔彤,何万清,聂磊,王军玲,潘涛 (2743)

基于实际道路交通流信息的北京市机动车排放特征 ..... 樊守彬,田灵娣,张东旭,曲松 (2750)

夏季珠江三角洲地区 PM<sub>2.5</sub> 化学组分特征及其对大气能见度的影响 ..... 杨毅红,瞿群,刘随心,李雄,钟佩仪,陶俊 (2758)

隧道工人的 PM<sub>10</sub> 职业暴露特征调查分析及其健康风险评价 ..... 向华丽,杨俊,仇珍珍,雷万雄,曾婷婷,兰志财 (2768)

基于在线监测的江苏省大型固定燃煤源排放清单及其时空分布特征 ..... 张英杰,孔少飞,汤莉莉,赵天良,韩永翔,于红霞 (2775)

柴达木盆地东部降水氢氧同位素特征与水汽来源 ..... 朱建佳,陈辉,巩国丽 (2784)

长江口-浙闽沿岸沉积色素的分布特征及其指示意义 ..... 李栋,姚鹏,赵彬,王金鹏,潘慧慧 (2791)

“引江济太”过程中中江-望虞河-贡湖氮、磷输入特征研究 ..... 潘晓雪,马迎群,秦延文,邹华 (2800)

重庆市典型城镇区地表径流污染特征 ..... 王龙涛,段丙政,赵建伟,华玉妹,朱端卫 (2809)

调水调沙对黄河下游颗粒有机碳运输的影响 ..... 张婷婷,姚鹏,王金鹏,潘慧慧,高立蒙,赵彬,李栋 (2817)

青藏高原冰川区可溶性有机碳含量和来源研究 ..... 严芳萍,康世昌,陈鹏飞,柏建坤,李洋,胡召富,李潮流 (2827)

岩溶区地下水补给型水库表层无机碳时空变化特征及影响因素 ..... 李建涛,蒲俊兵,袁道先,刘文,肖琼,于爽,张陶,莫雪,孙平安,潘谋成 (2833)

室内模拟不同因子对岩溶作用与碳循环的影响 ..... 赵瑞一,吕现福,段逸凡 (2843)

新乡市地表水体 HCHs 和 DDTs 的分布特征及生态风险评价 ..... 冯精兰,余浩,刘书卉,刘梦琳,孙剑辉 (2849)

青木关地下河系统中不同含水介质下正构烷烃对比研究 ..... 梁作兵,孙玉川,王尊波,江泽利,廖昱,谢正兰,张媚 (2857)

三峡库区长寿湖水体不同形态汞的空间分布特征 ..... 白薇扬,张成,赵锋,唐振亚,王定勇 (2863)

燃煤电厂周围渔业养殖行为对水生生态环境中汞形态变化的影响 ..... 梁鹏,王远娜,尤琼智,高云飞,何杉杉 (2870)

运用硫同位素、氮同位素示踪里湖地下河硫酸盐、硝酸盐来源 ..... 李瑞,肖琼,刘文,郭芳,潘谋成,于爽 (2877)

藻华聚集的生态效应:对凤眼莲叶绿素和光合作用的影响 ..... 刘国锋,何俊,杨轶中,韩士群 (2887)

DOM 对被动采样技术的影响与应用 ..... 于尚云,周岩梅 (2895)

蛋白质对 PVDF 超滤膜污染行为的界面微观作用力解析 ..... 王旭东,周森,孟晓荣,王磊,黄丹曦,夏四清 (2900)

水环境中碳纳米管对沙丁胺醇光降解的影响 ..... 汪祺,韩佳芮,魏博凡,周磊,张亚,杨曦 (2906)

β-In<sub>2</sub>S<sub>3</sub> 的制备及其太阳光下降解土霉素 ..... 艾翠玲,周丹丹,张嵘嵘,邵享文,雷英杰 (2911)

排水管道沉淀物氮释放特性的研究 ..... 陈红,卓琼芳,许振成,王劲松,魏清伟 (2918)

生物膜 CANON 反应器中沉积物影响及其成因分析 ..... 付昆明,王会芳,左早荣,仇付国 (2926)

ABR-MBR 一体化工艺节能降耗措施优化研究 ..... 吴鹏,陆爽君,徐乐中,刘捷,沈耀良 (2934)

两个 CANON 污水处理系统中氨氧化古菌的丰度和多样性研究 ..... 高景峰,李婷,张树军,樊晓燕,潘凯玲,马谦,袁亚林 (2939)

ABR 耦合 CSTR 一体化工艺好氧颗粒污泥形成机制及其除污效能研究 ..... 巫恺澄,吴鹏,徐乐中,李月寒,沈耀良 (2947)

珠江三角洲地区土壤有机氯农药分布特征及风险评价 ..... 窦磊,杨国义 (2954)

广西都安县耕地土壤重金属污染风险评价 ..... 吴洋,杨军,周小勇,雷梅,高定,乔鹏炜,杜国栋 (2964)

开封市公园地表灰尘重金属污染及健康风险 ..... 段海静,蔡晓强,阮心玲,全致琦,马建华 (2972)

我国西南地区氮饱和马尾松林土壤和植物<sup>15</sup>N自然丰度对长期氮施加的响应 ..... 刘文静,康荣华,张婷,朱婧,段雷 (2981)

黄土高原纬度梯度上的植物与土壤碳、氮、磷化学计量学特征 ..... 李婷,邓强,袁志友,焦峰 (2988)

开顶式气室原位研究水稻稻富集对大气汞浓度升高的响应 ..... 陈剑,王章玮,张晓山,秦普丰,陆海军 (2997)

接种丛枝菌根真菌对蜈蚣草吸收砷的影响 ..... 郑文君,王明元 (3004)

水稻种植对黑土微生物生物量和碳源代谢功能的影响 ..... 赵志瑞,崔丙健,侯彦林,刘上千,王岩 (3011)

固定化菌剂载体材料腐解产物对污染土壤中砷解吸的影响 ..... 全冬丽,双生晴,李晓军,邓万荣,赵然然,贾春云,巩宗强 (3018)

零价铁和碱激发矿渣稳定/固定化处理铬渣研究 ..... 陈忠林,李金春子,王斌远,樊磊涛,沈吉敏 (3026)

Fe<sup>3+</sup> 负载凹凸棒土 (Fe/ATP) 结构表征及其稳定化修复镉 (Cd) 机制研究 ..... 杨蓉,李鸿博,周永莉,陈静,王琳玲,陆晓华 (3032)

原位生物修复提高多环芳烃污染土壤农用水安全性 ..... 焦海华,潘建刚,徐圣君,白志辉,王栋,黄占斌 (3038)

镉-八氯代二苯并呋喃复合污染土壤中紫茉莉对镉的修复能力 ..... 张杏丽,邹威,周启星 (3045)

不同水分条件对蜈蚣草修复砷污染土壤的影响 ..... 刘秋辛,阎秀兰,廖晓勇,林龙勇,杨静 (3056)

磷矿粉和腐熟水稻秸秆对土壤铅污染的钝化 ..... 汤帆,胡红青,苏小娟,付庆灵,朱俊 (3062)

洛克沙肿在青菜及土壤中的残留及降解特性 ..... 邵婷,姚春霞,沈源源,张玉洁,苏楠楠,周守标 (3068)

3 种典型有机污染物对 2 种水生生物的急性毒性及安全评价 ..... 杨扬,李雅洁,崔益斌,李梅 (3074)

石油污染物对海底微生物燃料电池性能的影响及加速降解效应 ..... 孟瑶,付玉彬,梁生康,陈伟,柳昭慧 (3080)

Cu-Mn-Ce/分子筛催化剂吸附甲苯后的微波原位再生及床层温度分布探究 ..... 虎雪姣,卜龙利,梁欣欣,孟海龙 (3086)

热处理对猪粪高固厌氧消化产甲烷能力的影响 ..... 胡玉瑛,吴静,王士峰,曹知平,王凯军,左剑恶 (3094)

磷石膏对麦田 CO<sub>2</sub> 排放和小麦产量的影响及其经济环境效益分析 ..... 李季,吴洪生,高志球,尚小厦,郑培慧,印进,Kakpa Didier,任迁琪, Ogou Katchele Faustin,陈素云,徐亚,姚童言,李炜,钱景珊,马世杰 (3099)

全氟和多氟烷基化合物的环境风险评估研究现状、不确定性与趋势分析 ..... 郝薛文,李力,王杰,曹燕,刘建国 (3106)

《环境科学》征订启事 (2757) 《环境科学》征稿简则 (2767) 信息 (2734,2783,3073,3079)

# 镉-八氯代二苯并呋喃复合污染土壤中紫茉莉对镉的修复能力

张杏丽, 邹威, 周启星\*

(南开大学环境科学与工程学院, 环境污染过程与基准教育部重点实验室/天津市城市生态环境修复与污染防治重点实验室, 天津 300071)

**摘要:** 针对土壤重金属-持久性有机物复合污染日益严重的现象, 本研究以镉 (Cd) 和 1,2,3,4,6,7,8,9-八氯代二苯并呋喃 (OCDF) 为典型的重金属和持久性有机污染物, 选取紫茉莉为修复植物, 通过温室盆栽实验研究 Cd-OCDF 复合污染土壤中植物的耐性以及有机物对植物提取土壤中 Cd 能力的影响. 结果表明种植 3 个月期间, 紫茉莉在 Cd 浓度  $\leq 200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的复合污染土壤中具有较强的耐性, 株高和生物量降低有限; 与 Cd 单一污染相比, OCDF 对紫茉莉株高、根部生物量无显著影响, Cd 浓度  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, OCDF 存在使紫茉莉地上生物量降低 22.19%, 其它处理组, OCDF 对紫茉莉地上生物量无显著抑制作用, 反而某些处理组增加紫茉莉地上生物量. Cd-OCDF 复合污染效应与 Cd 单一污染相比, Cd 浓度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 紫茉莉根部 Cd 积累量降低了 34.44%, Cd 浓度为  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 根部和叶部 Cd 积累量分别降低了 7.93% 和 18.09%; 其它处理组, OCDF 不同程度地提高了紫茉莉根、茎、叶提取和积累土壤中 Cd 的能力. 可见, 用紫茉莉修复高浓度 Cd-OCDF 复合污染土壤中的 Cd 具有实践上的可行性.

**关键词:** 土壤复合污染; 紫茉莉; 镉; OCDF; 植物修复; 镉形态

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)08-3045-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.2015.08.043

## Competence of Cd Phytoremediation in Cd-OCDF Co-contaminated Soil Using *Mirabilis jalapa* L.

ZHANG Xing-li, ZOU Wei, ZHOU Qi-xing\*

(Key Laboratory of Pollution Processes and Environmental Criteria (Ministry of Education)/Tianjin Key Laboratory of Environmental Remediation and Pollution Control, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China)

**Abstract:** Soil contamination by heavy metals and persistent organic pollutants tends to be severe. Pot experiment was conducted to investigate the phytoremediation of cadmium (Cd) in Cd-OCDF Co-contaminated Soil by *Mirabilis jalapa* L., using OCDF and Cd as the model pollutants of persistent organic pollutants and heavy metals, to study the growth responses of plant and OCDF effects on phytoremediation of Cd. The results showed that during three months of planting the height and dry biomass of *Mirabilis jalapa* L. decreased slightly when the Cd concentration was not higher than  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and the plant exhibited high tolerance to Cd and OCDF. Compared with the Cd single pollution, OCDF had no significant effect on the height and root biomass of *Mirabilis jalapa* L.. When the concentration of Cd was  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and the concentration of OCDF was  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , the shoot biomass was reduced by 22.19%. In other treatments, OCDF showed no significant inhibition to the shoot biomass of *Mirabilis jalapa* L., but increased the shoot biomass in some treatments. Compared with single Cd pollution, when the concentration of Cd was  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and the concentration of OCDF was  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , the Cd accumulation of root was reduced by 34.44%. When the concentration of Cd was  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  and the concentration of OCDF was  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , the Cd accumulation in root and leaf was reduced by 7.93% and 18.09%, respectively. In other treatments, OCDF promoted the extraction and accumulation of Cd by root, stem and leaf of *Mirabilis jalapa* L. from soil to some degree. So using *Mirabilis jalapa* L. to remediate Cd from high Cd concentration and OCDF co-contaminated soil is feasible.

**Key words:** co-contaminated soil; *Mirabilis jalapa* L.; cadmium; OCDF; phytoremediation; Cd speciation

镉常被用于电镀油漆着色剂、合金抗腐蚀和抗磨擦剂、反应原子堆的控制棒、塑料稳定剂、光敏元件的制备以及电池生产等行业<sup>[1]</sup>, 肥料、杀虫剂和杀菌剂中也含有镉, 含镉产品涉及家电、汽车、日用陶瓷、橡胶塑料和皮革等<sup>[2]</sup>. 镉由于应用广泛、消费形式多样, 增加了对环境污染的机会, 从毒性和蓄积作用来看, 镉都是继汞、铅之后污染环境、

威胁人类健康的第 3 个金属元素. 2005 年 4 月至 2013 年 12 月, 我国开展的全国土壤污染状况调查结果显示, 全国土壤总的超标率为 16.1%, 其中轻

收稿日期: 2015-01-24; 修订日期: 2015-03-18

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31170473, U1133006)

作者简介: 张杏丽 (1987~), 女, 博士, 主要研究方向为生态毒理与分子机制, E-mail: zhxl929@126.com

\* 通讯联系人, E-mail: zhouqx523@126.com

微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为 11.2%、2.3%、1.5% 和 1.1%；无机污染物超标点位占全部超标点位的 82.8%，在众多重金属污染中，土壤 Cd 污染点位超标率 7.0% 位于首位<sup>[3,4]</sup>。工矿业、农业等人为活动以及土壤环境背景值高是造成土壤污染或超标的主要原因，湖南下水湾铅锌尾矿库区土壤 Cd 平均含量  $18.92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，是全国土壤 Cd 平均含量的 195 倍<sup>[5]</sup>。2000 年农业部环境监测系统检测 14 个省会城市共 2 110 个样品 Cd 污染状况，发现蔬菜中重金属 Cd 等污染超标率高达 23.5%；南京郊区 18 个检测点青菜叶中 Cd 含量全部超过食品卫生标准，最多超过 17 倍<sup>[6]</sup>。广西南宁郊区一冶炼厂附近农田土壤 Cd 含量高达  $22.06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，远高于当地土壤背景值，蔬菜可食部分 Cd 含量高达  $0.24 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，远远高于背景土壤中蔬菜 Cd 含量  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ <sup>[7]</sup>。土壤 Cd 污染造成我国水稻、蔬菜等农产品的质量下降，严重影响人体健康及农业可持续发展，已被认定为优先控制的重金属元素<sup>[8]</sup>。

重金属污染常伴随一些难降解的有机物<sup>[9]</sup>。多氯二苯并呋喃 ( polychlorinated dibenzo-p-furans, PCDFs ) 是《关于持久性有机污染物的斯德歌尔摩公约》中明确需要优先控制和治理的世界性持久性有机污染物 ( POPs ) 之一<sup>[10]</sup>，与多氯二苯并二噁英 ( polychlorinated dibenzo-p-dioxins, PCDDs ) 统称为二噁英类污染物，PCDFs 主要是垃圾燃烧排放和含氯化工过程的副产物<sup>[11,12]</sup>。垃圾焚烧炉附近上空气相与颗粒相中 PCDD/Fs 含量及分布研究结果表明，高氯代 PCDFs 因辛醇水分配系数高、亲脂性强，主要存在于颗粒相中，颗粒相中 PCDD/Fs 可以通过干湿沉降进入土壤环境<sup>[13]</sup>。我国土壤 PCDD/Fs 较严重区域及主要污染源如表 1<sup>[14]</sup>。PCDFs 极强的亲脂性导致其能在土壤和沉积物中聚集，在食品特别是乳制品、鱼类和贝类中有广泛的分布，长期食用含有这种低浓度 PCDFs 污染物的食品，会引发癌症、皮肤病、生殖障碍、胎儿畸形等病症，世界卫生组织国际癌症研究中心将 PCDFs 确定为一级致癌物<sup>[15]</sup>。PCDFs 可以通过皮肤、粘膜、呼吸道、消化道、食物链富集进入人体，其中食物链是最主要的途径<sup>[16]</sup>。金一和等<sup>[17]</sup>研究发现，大连地区母乳中二噁英类污染物总毒性当量中位数 ( 以 TEQs/fat 计，下同 ) 为  $15.18473 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，沈阳地区为  $7.12129 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，我国母乳中二噁英污染水平处于世界平均水平，新生儿授乳期间二噁英摄入量估计值超过

WHO 推荐的成人每日耐受量，应引起足够的重视。天津塘沽化工厂从 1958 ~ 2004 年生产含氯农药，2013 年抽取工厂 10 km 内居住的 20 ~ 30 岁生育期妇女血液，检测发现，血液中 PCDD/Fs 含量 ( 以 WHO-TEQ 计 ) 为  $14.76 \sim 139.77 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，PCDD/Fs 主要通过空气、水体和食物进入人体，人体中 PCDD/Fs 毒性当量与距离化工产距离呈负相关性<sup>[18]</sup>。

植物修复是一种新兴高效、绿色廉价、环境友好的生物修复技术，它最大限度地降低修复时对环境的扰动，适用于大面积污染土壤的治理，具有技术和经济上的双重优势，是目前土壤污染修复研究的热点<sup>[19~22]</sup>。目前，国内重金属的植物修复研究较多，例如已经发现的 Cd 超富集植物，遏蓝菜 ( *Thlaspi caerulescens* )<sup>[23~25]</sup>、印度芥菜 ( *Brassica juncea* L. )<sup>[26]</sup>、宝山堇菜 ( *Viola baoshanensis* )<sup>[27]</sup>、龙葵 ( *Solanum nigrum* L. )<sup>[28,29]</sup>、萎蒿 ( *Artemisia selengensis* )<sup>[30]</sup> 等。对于植物能否提取土壤中的 PCDD/Fs 是个有争议的话题，国外一些学者认为，PCDD/Fs 亲脂性化合物与土壤/沉积物颗粒紧密结合不能被植物根部吸收，PCDD/Fs 污染地区植物体内的 PCDD/Fs 主要来自于大气沉降<sup>[31~33]</sup>；一些学者认为 PCDD/Fs 可以被植物根部吸收并转移到地上部分。例如，Nunes 等<sup>[34]</sup> 研究发现植物 *H. portulacoides* 与 *S. perennis* 可以提取沼泽地沉积物中的 PCDD/Fs 并富集在根、茎、叶部分，且对低氯的 PCDD/Fs 富集效果更好。Hulster 等<sup>[35]</sup> 研究发现，西葫芦，黄瓜和南瓜地上部分积累大量土壤中的 PCDD/Fs，比其他研究的果实和蔬菜中含量约高两个数量级。Inui 等<sup>[36]</sup> 研究了 3 个西葫芦亚种对 PCDD/Fs 的不同吸收情况，发现“Black Beauty”和“Gold Rush”两个西葫芦亚种中 PCDDs 和 PCDFs 的毒性当量值是“Patty Green”亚种中的 180 倍，吸收机制可能与 PCDD/Fs 的理化性质有关。Wang 等<sup>[37]</sup> 发现日本广泛存在的白三叶草在 BDF 污染的土壤中不仅生长快，而且根部能够降解氯苯化合物的微生物含量显著增加，推断白三叶草具有修复土壤中 PCDD/Fs 的潜力。

紫茉莉 ( *Mirabilis jalapa* L. )，是一年或多年生植物，种植广泛，植物粗壮，生长快，并能自播繁衍后代，能较好地提取土壤中的 Cd<sup>[38]</sup>。刘家女<sup>[39]</sup> 研究发现，紫茉莉对高浓度 Cd ( Cd 浓度达到  $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ) 仍有较好的耐性；紫茉莉在硝基苯浓度小于  $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  污染土壤中具有较好的耐性，并且能够

促进土壤中硝基苯的去除<sup>[40]</sup>。紫茉莉生物量大,作为花卉植物不进入食物链,是应用于土壤植物修复较好的选择。虽然关于 Cd 污染土壤的植物修复研究较多,但 Cd-PCDFs 复合污染土壤的植物修复研究至今尚未报道,本文在相关研究基础上,选择八氯代二苯并呋喃(OCDF)为典型的 PCDFs,人工模拟 OCDF 与 Cd 复合污染土壤,通过紫茉莉株高、生物量、植株内

Cd 含量及土壤中 Cd 形态等指标测定,研究:①紫茉莉在复合污染土壤中的耐性;②有机物 OCDF 对紫茉莉积累 Cd 特性的影响;③不同污染条件下 Cd 形态变化;旨在探讨紫茉莉修复 Cd-PCDFs 复合污染土壤中 Cd 的潜力和可行性。该研究结果对今后开展 PCDD/Fs 的植物修复研究及重金属-POPs 复合污染植物修复研究具有一定借鉴意义。

表 1 我国污染较严重区域土壤中 PCDD/Fs 含量及主要污染源<sup>1)</sup>

Table 1 Concentrations and the main pollution sources of PCDD/Fs in soil of some serious pollution regions in China

地区	土壤中 PCDD/Fs 含量	主要污染源
江西	33 660 <sup>a</sup>	喷洒五氯酚钠
广东贵屿	967 550 <sup>a</sup>	电子垃圾焚烧
长江三角洲水稻土	2 726 <sup>a</sup>	电子垃圾焚烧
长江三角洲典型农田	2 639. 1 <sup>a</sup>	露天拆卸废旧变压器、电子垃圾及焚烧废弃电缆电线等
台湾南部	606 000 <sup>a</sup>	五氯苯酚生产
浙江	3 159 <sup>a</sup>	工业生产,电子垃圾拆卸
天津某化工区附近土壤	(48 ~ 493. 14) <sup>c</sup>	六六六、六氯苯、五氯酚和五氯酚钠等化学农药或中间体生产
天津大沽排污河底泥	1 264 <sup>b</sup>	六六六、六氯苯、五氯酚和五氯酚钠等化学农药或中间体生产

1) 字母 a、b、c 分别表示单位: pg·g<sup>-1</sup>(以 dw 计)、pg·g<sup>-1</sup>(以 I-TEQ/dw 计)、pg·g<sup>-1</sup>(以 WHO-TEQ/dw 计)

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验材料

土壤采自天津塘沽经济技术开发区森林公园无污染的表层土(0~20 cm),自然风干过 2 mm 筛,其理化性质如下:pH 7.78,有机质(OM)18.85 g·kg<sup>-1</sup>,阳离子交换量(CEC)16.33 cmol·kg<sup>-1</sup>,黏粒 34.10%,粉粒 28.91%,砂砾 36.99%。紫茉莉(*Mirabilis jalapa* L.)购自北京花仙子种子有限公司,株高 45~80 cm,紫色花。OCDF 标准品购自上海安谱科学仪器有限公司,CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O 分析纯,HNO<sub>3</sub>、HF、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 均为优级,其它化学试剂为分析纯。

### 1.2 试验方法

盆栽试验地点天津市南开大学泰达学院长江学者科研团队温室,温度维持在 18~25℃,日光照时间持续 16 h。

试验土壤共设 10 个处理组,每个处理组重复 3 次,Cd-OCDF 的添加浓度(Cd 浓度 mg·kg<sup>-1</sup>,OCDF 浓度 μg·kg<sup>-1</sup>)为:0-0(CK)、100-0(T1)、100-100(T2)、100-500(T3)、200-0(T4)、200-100(T5)、200-500(T6)、400-0(T7)、400-100(T8)、400-500(T9),其中前一数字表示 Cd 染毒浓度,后一数字表示 OCDF 染毒浓度。具体染毒过程如下:OCDF 标准品先用少量二氯甲烷溶解,再用丙酮稀释不同浓度标准溶液,按照设定的浓度将 OCDF 丙酮稀释液加

入到 300 g 土壤中,待丙酮挥发后,加入 CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O 固体粉末,然后用 1 200 g 未污染土不断稀释,多次搅拌、混匀,装入型号一致的花盆中(H=18 cm,D=23 cm),定期浇水,平衡一个月。

紫茉莉种子放于 10% 双氧水中浸泡灭菌 30 min,用蒸馏水冲洗干净,播种于干净土壤育苗盘中育苗;待花苗生长 4~5 个真叶,高度约为 5~8 cm 时,选取长势一致的幼苗进行移栽,每盆 3 棵幼苗等距离栽培;花盆底部放置塑料托盘,防止 Cd 污染物和土壤溶液渗漏损失掉,根据土壤缺水状况不定期浇水,花盆随机摆放。紫茉莉生长 3 个月后将收获。

### 1.3 植物株高及生物量的测定

收获植物时,采用“抖落法”收集根表皮附近的根际土。非根际土为植物移出后,再次将盆中土壤混合均匀的土壤。将植物整体从土壤中移出,测量株高;用自来水和去离子水冲洗植物,沥去水分。分为根、茎、叶三部分,放到 105℃ 电热恒温鼓风干燥箱中杀青 20 min,65℃ 下烘干至恒重,称量干重后粉碎备用。

### 1.4 土壤及植物体内 Cd 含量测定

分别称取植物根、茎、叶各 0.1g,加入浓 HNO<sub>3</sub> 6 mL 和 36% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 2 mL,放入微波消解仪进行三步程序升温消解,消解条件设定:①120℃,8 min,800 W;②150℃,6 min,800 W;③180℃,8 min,900 W。根际土与非根际土 0.1 g,分别加入浓 HNO<sub>3</sub> 6 mL、

36% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 2 mL 和 HF 3 mL, 微波消解最佳消解条件为: ① 150℃, 8 min, 900 W; ② 180℃, 10 min, 900 W; ③ 200℃, 10 min, 1 000 W.

消解完全得到的上清液转移到 25 mL 比色管中, 用 2% HNO<sub>3</sub> 定容, 过 0.45 μm 滤膜, 用原子吸收分光光度计 (AA240FS, VARIAN) 测定 Cd 含量, 波长为 222.8 nm.

### 1.5 Cd 转移系数、富集系数与地上部分提取率计算

富集系数反映了植物从土壤中提取重金属并在体内积累的能力, 富集系数越大, 表明植物富集重金属能力越强; 转移系数反映植物向地上部分转移重金属的能力; 地上部分 Cd 提取率反映植物提取土壤中 Cd 的潜力, 计算公式分别如下:

$$\text{富集系数 BF} = \frac{\text{植物体内重金属含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{\text{土壤环境中重金属含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (1)$$

$$\text{转移系数 IF} = \frac{\text{植物地上部分重金属含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{\text{植物根部重金属含量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (2)$$

$$\text{地上部分提取率} = \frac{\text{地上部分 Cd 总积累量}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})}{\text{土壤中 Cd 浓度}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (3)$$

### 1.6 根际土与非根际土 Cd 形态测定

重金属的生物可利用性和毒性与总含量没有很好的相关性, 主要取决于它们在环境中的存在形态, 不同的形态产生不同的环境效应, 直接影响到重金

属的毒性迁移及在自然界的循环, 研究重金属的形态分布可提供更为详细的重金属元素迁移性和生物可利用性的信息<sup>[41~43]</sup>. 根据土壤中各形态重金属的生物可利用性及对环境的危害程度差异, 可将其分为可利用态、潜在可利用态和不可利用态, 其中可利用态包括水溶态和离子交换态, 活性和迁移性很强, 可被生物直接利用, 其环境危害性最大; 潜在可利用态包括碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态, 它们在土壤条件 (如氧化还原电位、pH 值) 发生变化时, 可转变成可利用态; 不可利用态即指残渣态, 不会被植物吸收, 环境危害最小<sup>[44, 45]</sup>. 目前, 土壤及沉积物中重金属形态分析方法主要是通过一系列化学活性不断增强的提取剂来连续提取分离不同形态的重金属, 这些试剂主要有弱酸、弱碱、中性盐、螯合剂、强酸等<sup>[46]</sup>. BCR 重金属形态分析方法是 90 年代提出的, 1999 年 Rauret 等<sup>[47]</sup>对 BCR 法作了改进, 改进后的 BCR 法重现性好, 回收率高, 步骤简单, 易于操作, 已被广泛用于土壤及沉积物中重金属形态分析<sup>[48~50]</sup>. 大致过程如下: 称取 0.5 g 风干过筛土样, 按表 2 所述加入提取剂, 振荡 16 h 后, 3 000 r·min<sup>-1</sup> 下离心 25 min, 上清液倒入 50 mL 比色管中; 残留泥加入 10 mL 去离子水, 漩涡振荡 3 min, 离心弃去上清液, 离心管中的泥土用于下一步提取. 每一步得到的上清液用 2% HNO<sub>3</sub> 定容, 过 0.45 μm 滤膜, 用火焰原子吸收测定 Cd 浓度.

表 2 改进 BCR 连续提取法分析流程

Table 2 Process of modified BCR sequential extraction

步骤	形态	提取成分	提取剂	提取方法
I	酸可提取态	交换态、碳酸盐结合态	20 mL, 0.11 mol·L <sup>-1</sup> HOAc	25℃, 250 r·min <sup>-1</sup> 摇床连续振荡 16 h
II	氧化物结合态	铁锰氧化物结合态	20 mL, 0.5 mol·L <sup>-1</sup> NH <sub>2</sub> OH·HCl (稀 HNO <sub>3</sub> 调 pH = 1.5)	25℃, 250 r·min <sup>-1</sup> 摇床连续振荡 16 h
III	有机结合态	有机物和硫化物结合态	10 mL, 8.8 mol·L <sup>-1</sup> H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , pH 2 ~ 3, 25 mL, 1 mol·L <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> OAc (稀 HNO <sub>3</sub> 调 pH = 2)	先加入 5 mL, 8.8 mol·L <sup>-1</sup> H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 25℃ 放置 1 h, 放入 85℃ 水浴锅中蒸至溶液小于 3 mL, 偶尔振荡; 继续加入 5 mL, 8.8 mol·L <sup>-1</sup> H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , 蒸至溶液体积为 1 mL, 偶尔振荡; 冷却后加入 1.0 mol·L <sup>-1</sup> 、pH 值为 2.0 NH <sub>4</sub> OAc, 25 mL, 25℃ 下连续振荡 16 h
IV	残渣态	成岩矿物质内金属	微波消解法	微波消解测定修复后土壤中 Cd 全量, 用差减法计算

### 1.7 数据分析

文中所列结果为 3 次重复的平均值, 数据统计与分析采用 SPSS 20 与 Origin 8.5 进行. 按照单因素方差分析方法中 Duncan 多重分析的方法, 进行多组样本间的显著性分析, 规定显著性水平  $P < 0.05$ .

## 2 结果与讨论

### 2.1 复合污染条件下紫茉莉耐性分析

紫茉莉生长 3 个月至开花期观察发现, Cd 浓度为 400 mg·kg<sup>-1</sup> 单一与复合污染处理组, 紫茉莉根部生长明显受到抑制, 主根很小, 须根不发达, 茎很

细,有一定程度的落叶现象. 其它各处理组从外观看生长状况良好.

各处理组下紫茉莉株高及生物量变化分别见图 1~3. 由图 1 可知: 与 CK 相比, Cd 浓度为  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  各处理组, 株高无显著变化, 紫茉莉生长良好, 株高最大; Cd 浓度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  各处理组之间, 紫茉莉株高无显著性差异, 但是均低于空白组, 随着 Cd 浓度从  $200 \sim 400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 紫茉莉株高降低有限, 说明紫茉莉对高浓度 Cd 污染具有一定的耐性.

由图 2、3 可知: 紫茉莉地上和地下生物量均明显低于空白组 CK, Cd 浓度为  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  各处理组之间, 地下及地上生物量基本上无显著性差异, Cd 浓度为  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 相对于 Cd 浓度为  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  处理组, 地下及地上生物量均明显减小, 即紫茉莉在 Cd 浓度  $\leq 200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的污染土壤中有较强的耐性. 刘家女<sup>[39]</sup>研究表明, 紫茉莉在 Cd 浓度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的单一污染土壤中栽培时, 与无污染空白组对照, Cd 地上部分生物量有所减小, 但是不明显, 在  $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  浓度的 Cd 污染土壤中生长时, 地上部分生物量是对照的 34.33%, 明显降低, 该研究结果与此基本一致.

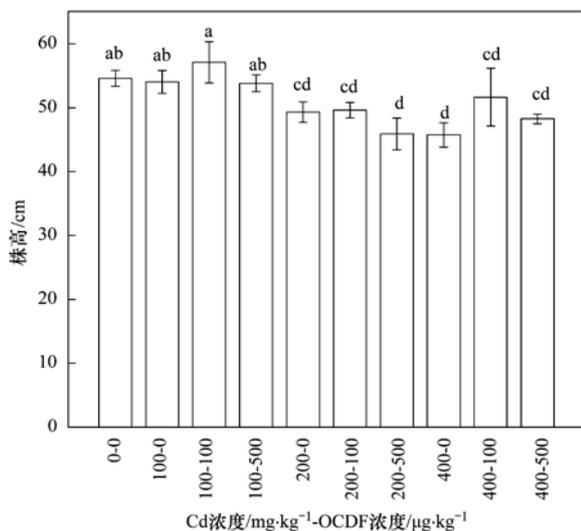


图 1 不同处理组紫茉莉株高变化

Fig. 1 Change in height of *Mirabilis jalapa* L. under different treatments

由图 1~3 可知, Cd-OCDF 复合污染处理组与 Cd 单一污染处理组相比, 紫茉莉株高及根部生物量变化均是不显著的. 地上部生物量变化如下: Cd 浓度为  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地

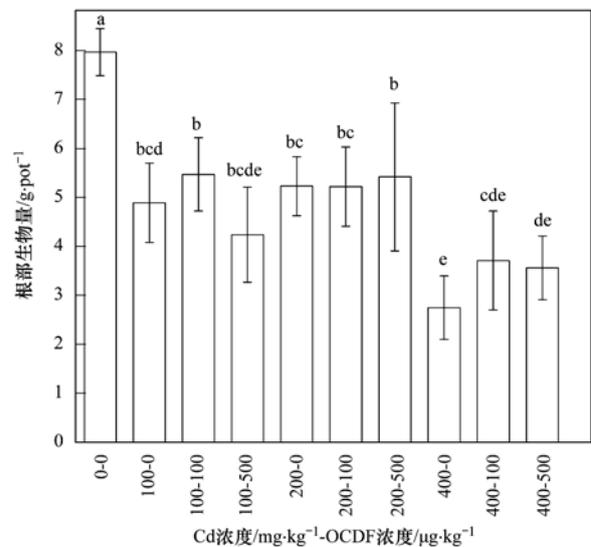


图 2 不同处理组紫茉莉根部生物量变化

Fig. 2 Change in root biomass of *Mirabilis jalapa* L. under different treatments

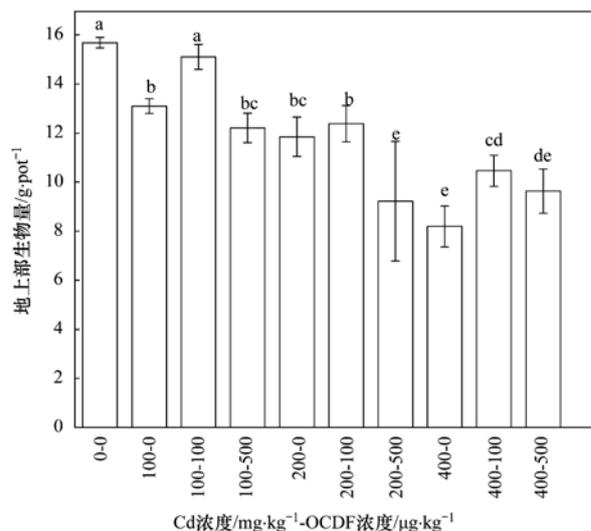


图 3 不同处理组紫茉莉地上部分生物量变化

Fig. 3 Change in shoot biomass of *Mirabilis jalapa* L. under different treatments

上生物量是 Cd 单一处理组的 1.15 倍; OCDF 浓度为  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地上生物量与 Cd 单一处理组相比无显著变化. Cd 浓度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地上生物量与单一 Cd 处理组相比无显著变化; OCDF 浓度为  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地上生物量是单一 Cd 处理组的 77.81%, 紫茉莉生长受到抑制. Cd 浓度为  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地上生物量是 Cd 单一处理组的 1.28 倍; OCDF 浓度为  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 地上生物量与 Cd 单一处理组相比无显著变化.

株高和生物量指标反映植物在逆境胁迫下的生长变化,是植物对污染物耐性大小的体现,总体上,紫茉莉从幼苗至开花期3个月时间内,紫茉莉在Cd浓度 $\leq 200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的复合污染土壤中具有较强的耐性,株高和生物量降低有限;与Cd单一污染相比,OCDF对紫茉莉株高、根部生物量无显著影响,Cd浓度 $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,OCDF浓度 $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,OCDF存在使紫茉莉地上生物量降低22.19%,其它处理组,OCDF对紫茉莉地上生物量无显著抑制作用,反而某些处理组增加紫茉莉地上生物量.可能是,OCDF属于亲脂性的有机污染物( $K_{ow} > 10^4$ )等,可被强烈吸附在土壤有机质上,其与土壤固相不可逆吸附形成的固相残留态很难被植物吸收进入体内,故没有对植物产生明显的直接毒害作用.

## 2.2 复合污染条件下紫茉莉积累Cd特性分析

不同处理组紫茉莉根、茎、叶各部分Cd积累量见表3. 数据分析可知:紫茉莉不同组织中Cd含量变化趋势为根>叶>茎. Cd浓度为 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,OCDF存在使紫茉莉根部Cd积累量分别提高了

51.88%、16.98%,茎、叶部Cd积累量无变化,OCDF存在促进了紫茉莉根部从土壤提取积累Cd的能力,且低浓度OCDF促进作用较大. Cd浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,OCDF浓度为 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫茉莉叶部Cd积累量提高了6.26%,根部Cd积累量降低了34.44%;OCDF浓度为 $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫茉莉根、茎、叶各部分Cd积累量均增加了6.39%、16.76%、10.36%. Cd浓度为 $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,OCDF浓度为 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫茉莉根部和叶部Cd积累量分别降低了7.93%、18.09%,茎部Cd积累量增加了31.04%;OCDF浓度为 $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫茉莉根、茎、叶Cd积累量无显著性差异. 结果表明,OCDF-Cd复合污染效应与单一Cd污染相比,Cd浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,OCDF浓度为 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,紫茉莉根部Cd积累量降低了34.44%,Cd浓度为 $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,OCDF浓度为 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,根部和叶部Cd积累量分别降低了7.93%、18.09%,其它处理组,OCDF不同程度的提高了紫茉莉根、茎、叶提取和积累土壤中Cd的能力.

表3 不同处理组紫茉莉根茎叶对Cd的积累量<sup>1)</sup>/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 3 Accumulation of Cd in roots, stems and leaves of *Mirabilis jalapa* L. under different treatments/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

处理组	根中Cd含量	茎中Cd含量	叶中Cd含量
0~0	0.43±0.01g	0.44±0.03f	0.22±0.02g
100~0	116.55±7.53f	20.18±3.27e	36.17±2.30f
100~100	177.02±3.84c	18.08±0.53e	37.96±1.85f
100~500	136.34±11.57e	16.80±1.11e	45.30±3.68f
200~0	158.31±4.34d	35.21±4.32d	94.67±1.40d
200~100	103.79±7.38f	32.61±1.48d	100.60±2.20c
200~500	168.42±14.67cd	42.11±0.63c	104.48±2.00b
400~0	230.80±6.43a	59.53±6.47b	126.71±5.28a
400~100	212.50±21.07b	78.01±8.01a	103.79±2.65b
400~500	239.94±5.89a	64.56±3.21b	131.68±5.1a

1) 数字后字母表示差异显著性分析结果( $P < 0.05$ ),字母完全不同则差异显著

Zhang等<sup>[51]</sup>用灯芯草(*Juncus subsecundus*)修复PAHs与Cd复合污染土壤,发现在Cd与PAHs单一及复合污染条件下,植物生物量均明显降低,低浓度PAHs与Cd复合时,PAHs缓解了Cd对植物的毒害作用,明显增加了植物的生物量及地上部分对Cd的积累量,即有机物提高了植物提取重金属的效率,有机污染物具有缓解重金属对植物生长抑制的作用. Batty等<sup>[52]</sup>研究发现,在多环芳烃(芘)与锌(Zn)的复合污染土壤中,印度芥菜和高羊茅均能有效的积累土壤中的Zn,但是在复合污染环境下,印度芥菜生物量明显降低,生长受到明显抑制作用,说明有机污染物和重金属共存抑制了植物生长. Singe等<sup>[53]</sup>发现多环芳烃(PAHs)与镍(Ni)构成的复合污

染土壤,PAHs存在抑制了Ni超积累香雪球植物的生长,但是对植物积累镍的能力没有影响. Sun等<sup>[54]</sup>报道中指出砷(As)和非复合污染降低了蜈蚣草叶部对As的积累. 本研究与以上研究均表明,重金属-有机物复合污染土壤作用机制非常复杂,不同的重金属、有机物在不同植物中具有不同的吸收与降解机制,这与复合污染物类型,污染浓度以及植物种类有关,不存在绝对的正相关与负相关的关系.

富集系数、转移系数及地上部分提取率变化可以较好地反映不同浓度OCDF对孔雀草提取土壤中Cd,并向地上部分转移能力的影响,转移系数或者地上富集系数越大,说明土壤中重金属容易向地上部分转移,越有利于植物修复土壤中的重

金属,因为植物地上部分容易收割处理,不同污染条件下紫茉莉富集系数、转移系数及地上部 Cd 提取率见表 4。

由表 4 可知:紫茉莉根部富集系数大于地上部富集系数,Cd 主要积累在根部;随着 Cd 浓度增大,Cd 的转移系数呈增大趋势。在 Cd 浓度为 100

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,加入不同浓度的 OCDF 污染物,紫茉莉地上和地下富集系数均增加,即 OCDF 促进了紫茉莉对土壤中 Cd 的富集,且根部富集系数大于 1,说明此时紫茉莉对土壤中 Cd 有很强的提取能力。紫茉莉地上部分 Cd 提取率较低,由于紫茉莉生物量大,每盆 Cd 提取量相对较大。

表 4 不同处理组紫茉莉富集系数、转移系数及地上部 Cd 提取率

Table 4 Enrichment factors, translocation factors and extraction efficiency of *Mirabilis jalapa* L. under different treatments

处理组	根部富集系数	地上富集系数	转移系数	地上提取 Cd 含量 / $\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$	地上部分 Cd 提取率 /%
100~0	1.17 ± 0.08c	0.27 ± 0.02c	0.23 ± 0.02d	0.57	0.24
100~100	1.77 ± 0.04a	0.28 ± 0.01bc	0.16 ± 0.00c	0.97	0.28
100~500	1.36 ± 0.12b	0.29 ± 0.02b	0.22 ± 0.01d	0.58	0.24
200~0	0.79 ± 0.02d	0.29 ± 0.02b	0.37 ± 0.01bc	0.83	0.23
200~100	0.52 ± 0.04e	0.32 ± 0.01a	0.62 ± 0.05a	0.54	0.27
200~500	0.84 ± 0.07d	0.27 ± 0.01c	0.32 ± 0.03c	0.91	0.16
400~0	0.58 ± 0.02e	0.24 ± 0.02d	0.41 ± 0.04b	0.63	0.13
400~100	0.53 ± 0.05e	0.23 ± 0.01d	0.43 ± 0.05b	0.79	0.16
400~500	0.60 ± 0.01e	0.24 ± 0.00d	0.40 ± 0.02b	0.85	0.16

## 2.3 复合污染条件下 Cd 形态及含量分析

### 2.3.1 紫茉莉非根际土 Cd 形态及含量变化

各处理组紫茉莉非根际土中 Cd 形态分布与百分比见表 5 和图 4。分析可得:紫茉莉非根际土中 Cd 形态以酸可提取态和氧化物结合态为主,二者大约占 95%~98%。当 Cd 浓度为 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,紫茉莉非根际土中 Cd 形态变化趋势为酸可提取态 > 氧化物结合态 > 残渣态 > 有机结合态,当 Cd 浓度为 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和 400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,非根际土中 Cd 形态变化趋势为酸可提取态 > 氧化物结合态 > 有机结合态 > 残渣态。当 Cd 浓度由 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  增到 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,酸可提取态 Cd 比例与氧化物结合态 Cd 比例基本不变,升高至 400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,酸可提取态 Cd 比例增加,氧化物结合态 Cd 和残渣态 Cd 比例逐渐降低。表明随着 Cd 浓度增加,土壤中 Cd 含量越高,

有效态含量比例相对越大,对植物和其他生物毒害作用越强。

Cd 为 100  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,加入不同浓度 OCDF 后,酸可提取态 Cd 含量基本不变,氧化结合态 Cd 和有机结合态 Cd 含量相对降低,残渣态 Cd 含量分别是单一 Cd 污染的 2.75 与 2.49 倍,即加入不同浓度 OCDF 后使 Cd 转化为不可利用态存在,降低了 Cd 的生物有效性,减缓了对紫茉莉的毒害效应,这与紫茉莉生长良好,株高没有明显降低,对土壤中 Cd 提取效率较高相对应;Cd 浓度为 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,加入不同浓度 OCDF 后,酸可提取态 Cd 含量升高、氧化结合态和有机结合态含量降低很小,残渣态 Cd 含量是单一 Cd 污染的 1.96 和 1.24 倍;Cd 浓度为 400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时,残渣态 Cd 含量分别是 Cd 单一污染的 0.80,2.50 倍,Cd 其它形态含量变化不明显。

表 5 各处理组非根际土中 Cd 形态含量<sup>1)</sup>/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 5 Cd speciation in the non-rhizosphere soil under different treatments/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

处理组	酸可提取态	氧化物结合态	有机结合态	残渣态	Cd 总量
100~0	61.51 ± 2.99 (1.00)	37.24 ± 2.65 (1.00)	1.06 ± 0.13 (1.00)	1.46 ± 0.40 (1.00)	101.27 ± 5.75
100~100	57.18 ± 2.21 (0.93)	32.37 ± 1.51 (0.87)	0.84 ± 0.08 (0.79)	4.01 ± 0.32 (2.75)	94.41 ± 2.90
100~500	60.51 ± 2.58 (0.98)	35.76 ± 1.61 (0.96)	0.90 ± 0.12 (0.85)	3.64 ± 0.64 (2.49)	100.81 ± 3.03
200~0	114.63 ± 3.14 (1.00)	69.27 ± 3.21 (1.00)	2.81 ± 0.23 (1.00)	1.61 ± 0.53 (1.00)	188.33 ± 5.01
200~100	120.41 ± 3.49 (1.05)	66.91 ± 4.37 (0.97)	2.84 ± 0.37 (1.01)	3.17 ± 0.95 (1.96)	193.33 ± 6.86
200~500	115.74 ± 3.75 (1.01)	68.31 ± 2.21 (0.99)	2.62 ± 0.16 (0.93)	2.00 ± 0.57 (1.24)	188.66 ± 4.78
400~0	270.17 ± 6.72 (1.00)	125.02 ± 2.60 (1.00)	4.37 ± 0.34 (1.00)	1.47 ± 0.50 (1.00)	401.02 ± 8.96
400~100	266.51 ± 8.87 (0.99)	122.68 ± 10.84 (0.98)	4.33 ± 0.59 (0.99)	1.17 ± 0.29 (0.80)	394.69 ± 7.64
400~500	262.84 ± 12.31 (0.97)	126.35 ± 3.71 (1.01)	4.50 ± 0.18 (1.03)	3.67 ± 0.58 (2.50)	397.35 ± 11.17

1) 括号内数字是复合污染处理组 Cd 形态与 Cd 单一污染处理组形态比值,下同

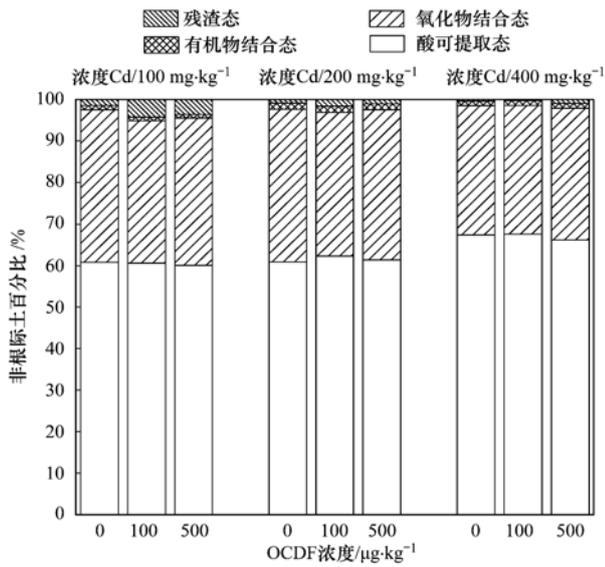


图 4 各处理组非根际土 Cd 形态百分比值

Fig. 4 Percentages of Cd speciation in the non-rhizosphere soil under different treatments

2.3.2 紫茉莉根际土 Cd 形态与含量分析

各处理组紫茉莉根际土中 Cd 形态含量与百分比值见表 6 和图 5, 从中可知: 紫茉莉根际土中 Cd 形态分布趋势与非根际土相似, 主要以酸可提取态和氧化结合态为主, 二者占总含量的 95% ~ 99%, 酸可提取态 > 氧化物结合态 > 有机结合态 > 残渣态. 随着 Cd 浓度增加, 残渣态和有机结合态 Cd 比例基本不变, 氧化物结合态和酸可提取态 Cd 相互转化, 酸可提取态 Cd 比例增加, 氧化结合态 Cd 比例降低, 提高了 Cd 对环境毒害的风险性.

复合污染条件下, 当 Cd 浓度为 100 mg·kg<sup>-1</sup> 时, 加入不同浓度 OCDF 后, 酸可提取态 Cd 和有机结合态 Cd 含量有降低趋势, 氧化结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量有提高趋势. 当 Cd 浓度为 200 mg·kg<sup>-1</sup>, 复合污染条件下酸可提取态 Cd 含量有升高趋势, 氧化结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量降低, 这可能是 OCDF 存在活化了重金属 Cd, 促进了氧化结合态和

表 6 各处理组根际土中 Cd 形态含量<sup>1)</sup>/mg·kg<sup>-1</sup>

Table 6 Cd speciation in the rhizosphere soil under different treatments/mg·kg<sup>-1</sup>

处理组	酸可提取态	氧化物结合态	有机结合态	残渣态	Cd 总量
100 ~ 0	61.22 ± 0.77 (1.00)	29.56 ± 0.47 (1.00)	1.89 ± 0.05 (1.00)	0.32 ± 0.09 (1.00)	92.99 ± 0.65 (7.01%)
100 ~ 100	57.35 ± 2.97 (0.94)	30.26 ± 2.79 (1.02)	1.56 ± 0.46 (0.82)	0.58 ± 0.21 (1.83)	89.75 ± 1.63 (10.25%)
100 ~ 500	59.25 ± 1.56 (0.97)	29.93 ± 0.73 (1.01)	1.43 ± 0.36 (0.76)	0.63 ± 0.41 (1.99)	91.24 ± 2.65 (8.76%)
200 ~ 0	117.13 ± 2.73 (1.00)	60.27 ± 0.43 (1.00)	3.58 ± 0.22 (1.00)	1.74 ± 0.11 (1.00)	182.73 ± 2.04 (8.64%)
200 ~ 100	122.14 ± 1.72 (1.04)	57.85 ± 3.29 (0.96)	3.80 ± 0.27 (1.06)	1.43 ± 0.27 (0.82)	185.22 ± 2.88 (7.39%)
200 ~ 500	116.84 ± 0.52 (1.00)	53.24 ± 1.59 (0.88)	4.33 ± 0.25 (1.21)	0.84 ± 0.09 (0.48)	175.24 ± 1.22 (12.38%)
400 ~ 0	244.89 ± 2.14 (1.00)	101.57 ± 1.50 (1.00)	6.45 ± 0.35 (1.00)	1.71 ± 0.42 (1.00)	354.62 ± 2.05 (11.35%)
400 ~ 100	251.34 ± 0.47 (1.03)	100.86 ± 2.42 (0.99)	5.84 ± 0.50 (0.90)	2.42 ± 0.73 (1.41)	360.45 ± 2.78 (9.89%)
100 ~ 0	247.34 ± 3.14 (1.01)	90.63 ± 0.50 (0.89)	5.17 ± 0.12 (0.80)	3.43 ± 0.82 (1.00)	346.57 ± 4.11 (13.36%)

1) 百分数表示修复后 Cd 含量降低百分率

残渣态 Cd 向酸可提取态 Cd 转化, 有利于紫茉莉对 Cd 的吸收与提取作用.

复合污染条件下, 紫茉莉根际土与非根际土形态均以酸可提取态和氧化结合态为主, 酸可提取态在 55% ~ 70% 之间, 韩风祥等<sup>[55]</sup> 在不同 pH 土壤中加入 CdSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, 平衡 7 个月发现, 酸性土壤、中性土壤及碱性土壤交换态镉含量分别为 40% ~ 50%、60% ~ 80%、10% ~ 20%, 紫茉莉根际土 pH 在 7.80 ~ 7.97 之间, 是中性或者偏碱性土壤, 本研究与韩风祥的研究基本一致. 理论上, 土壤胶体一般带负电, Cd 离子带正电, pH 升高时, H<sup>+</sup> 较少, 降低了对重金属的 Cd 的竞争吸附, 土壤对 Cd 的吸附量增加, pH > 7.5 时, 镉主要以黏土矿物和氧化物结合态及残渣态形式存在<sup>[56]</sup>, 本研究中酸可提取态 Cd 是主要形态, 可能是人为添加的 CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O

制备的染毒土壤, 平衡时间一个月, 重金属在土壤中老化时间较短, 所以以水溶液离子交换态存在的 Cd 含量较高, 重金属的初始加入形态和数量在 Cd 形态分布形态上起了决定性作用, OCDF 对 Cd 形态分布无显著的影响.

总之, 在相同 Cd 浓度处理条件下, 与非根际土相比, 根际土中酸可提取态 Cd 的含量和分配比例提高, 可能是植物根际分泌物、根际理化性质变化等活化了重金属.

植物生长 3 个月后, 紫茉莉根际土 Cd 总量小于非根际土 Cd 总量. 这与植物根系结构及根际环境有关, 紫茉莉块状根, 侧根粗大, 根覆盖区在花盆中心, 花盆周围属于非根际区, 根际土中一部分 Cd 转移到紫茉莉体内, 导致修复后 Cd 总量较低. 土壤中 Cd 主要是通过紫茉莉根部提取转移至地上部分, 修

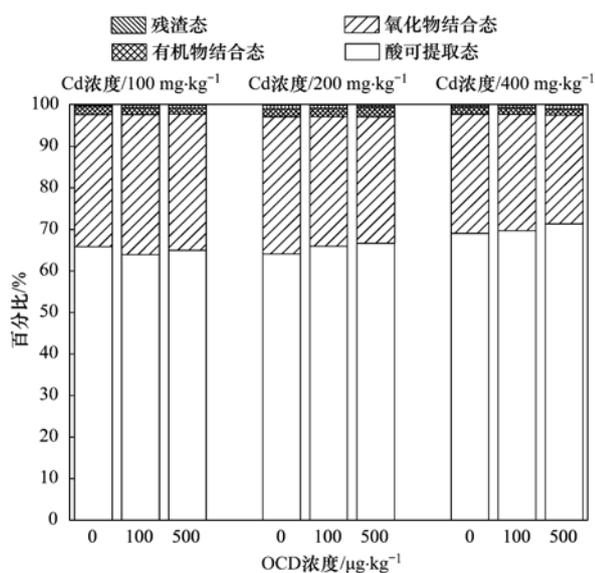


图5 各处理组根际土中 Cd 形态百分比值

Fig. 5 Percentages of Cd speciation in the rhizosphere soil under different treatments

复后土壤中 Cd 含量降低值反映了紫茉莉对 Cd 的修复效果。由表 6 数据显示, Cd 浓度分别为 100、200、400  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 种植 3 个月后, 根际土 Cd 含量约降低 8.7%、9.5%、11.53%, 修复效果不是很明显, 可能是 Cd 浓度过高或者种植时间较短的原因。本研究之所以考察此时期紫茉莉对 Cd 的提取能力, 主要是该时期的紫茉莉刚开花, 可以将其连根移出作为花卉植物出售, 继续种植下一茬, 这样修复污染的同时可以获得经济效益。紫茉莉花果期从 6~11 月, 在今后的研究中, 可以延长紫茉莉种植时间(从幼苗期到结果实期), 同时采取措施提高土壤中有效态 Cd 的含量, 增加紫茉莉株高及生物量来提高修复土壤中 Cd 的效果。

### 3 结论

(1) 从耐性指标分析。紫茉莉在 Cd 浓度  $\leq 200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的复合污染土壤中具有较强的耐性, 株高和生物量降低有限; OCDF 对紫茉莉株高、根部干重无显著影响, Cd 浓度  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度  $500 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, OCDF 存在使紫茉莉地上生物量降低 22.19%, 其它处理组, OCDF 对紫茉莉地上生物量无显著抑制作用, 反而某些处理组增加紫茉莉地上生物量, OCDF 在一定程度上具有减缓 Cd 对紫茉莉毒害的作用。

(2) 从紫茉莉对 Cd 积累特性分析。紫茉莉体内 Cd 含量变化规律: 根 > 叶 > 茎。OCDF 与 Cd 构

成的复合污染效应与单一 Cd 污染相比, Cd 浓度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 紫茉莉根部 Cd 积累量降低了 34.44%, Cd 浓度为  $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , OCDF 浓度为  $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  时, 根部和叶部 Cd 积累量分别降低了 7.93% 和 18.09%, 其它处理组, OCDF 不同程度地提高了紫茉莉根、茎、叶提取和积累土壤中 Cd 的能力。

(3) 从土壤 Cd 形态分析。在相同 Cd 浓度处理条件下, 和非根际土相比, 根际土中酸可提取态 Cd 的含量和分配比例提高。不同浓度有机物 OCDF 对紫茉莉根际土与非根际土 Cd 形态影响不显著。

(4) 从修复后 Cd 去除效果分析。种植 3 个月后, 根际土 Cd 含量约降低 8.7%、9.5%、11.53%, 修复效果不是很明显。

### 参考文献:

- [1] 冉烈, 李会合. 土壤镉污染现状及危害研究进展[J]. 重庆文理学院学报(自然科学版), 2011, 30(4): 69-73.
- [2] 邓玉良. 镉的应用和镉污染[J]. 化学世界, 2012, 53(11): 702-704.
- [3] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. [http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417\\_270670.htm](http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm).
- [4] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 450-459.
- [5] 何东, 邱波, 彭尽晖, 等. 湖南地下水湾铅锌尾矿库优势植物重金属含量及富集特征[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3595-3600.
- [6] 柳絮, 范仲学, 张斌, 等. 我国土壤镉污染及其修复研究[J]. 山东农业科学, 2007, (6): 94-97.
- [7] Cui Y J, Zhu Y G, Zhai R H, et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China[J]. Environment International, 2004, 30(6): 785-791.
- [8] Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China [J]. Science of The Total Environment, 2015, 512-513: 143-153.
- [9] 周启星, 罗义. 污染生态化学[M]. 北京: 科学出版社, 2011. 362-364.
- [10] 吴宇澄, 骆永明, 滕应, 等. 土壤中二噁英的污染现状及其控制与修复研究进展[J]. 土壤, 2006, 38(5): 509-516.
- [11] Jia S L, Wang Q, Li L, et al. Comparative study on PCDD/F pollution in soil from the Antarctic, Arctic and Tibetan Plateau [J]. Science of the Total Environment, 2014, 497-498: 353-359.
- [12] Duan H, Li J H, Liu Y C, et al. Characterization and inventory of PCDD/Fs and PBDD/Fs emissions from the incineration of waste printed circuit board [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(15): 6322-6328.
- [13] Chen T, Zhan M X, Lin X Q, et al. Distribution of PCDD/Fs in

- the fly ash and atmospheric air of two typical hazardous waste incinerators in eastern China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, **22**(2): 1207-1214.
- [14] 张杏丽, 周启星. 土壤环境多氯二苯并二噁英/呋喃(PCDD/Fs)污染及其修复研究进展[J]. *生态学杂志*, 2013, **32**(4): 1054-1064.
- [15] Ma H T, Zhang Y F. Influence factors and control means of de novo synthesis of PCDD/F [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2006, **25**(5): 557-562.
- [16] 黄伟芳, 吴群河. 二噁英污染土壤修复技术的研究进展[J]. *广州环境科学*, 2006, **21**(1): 29-33.
- [17] 金一和, 陈慧池, 唐慧君, 等. 大连和沈阳两市区 79 例母乳中二噁英污染水平调查[J]. *中华预防医学杂志*, 2003, **37**(6): 439-441.
- [18] Chen X, Chen J S, Zhang L, *et al.* Levels of PCDDs, PCDFs and dl-PCBs in the blood of childbearing-aged women living in the vicinity of a chemical plant in Tianjin: A primary study[J]. *Chemosphere*, 2015, **118**: 1-4.
- [19] 周启星, 宋玉芳, 等. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 168-200.
- [20] Pinto A P, de Varennes A, Fonseca R, *et al.* Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals: techniques and strategies [A]. In: *Phytoremediation* [M]. Switzerland: Springer International Publishing, 2015. 133-155.
- [21] Davari M, Homae M, Rahnamaie R. An analytical deterministic model for simultaneous phytoremediation of Ni and Cd from contaminated soils [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **21**: 4609-4620.
- [22] Wang H L, Tian C Y, Jiang L, *et al.* Remediation of heavy metals contaminated saline soils: a halophyte choice? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(1): 21-22.
- [23] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, *et al.* Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *thlaspi caerulescens* and metal tolerant *silene vulgaris* grown on sludge-amended soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, **29**(6): 1581-1585.
- [24] Lombi E, Zhao F J, Dunham S J, *et al.* Cadmium accumulation in populations of *thlaspi caerulescens* and *thlaspi goesingense* [J]. *New Phytologist*, 2000, **145**(1): 11-20.
- [25] Reeves R D, Schwartz C, Morel J L, *et al.* Distribution and metal-accumulating behavior of *thlaspi caerulescens* and associated metallophytes in France[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2001, **3**(2): 145-172.
- [26] Ebbs S D, Lasat M M, Brady D J, *et al.* Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997, **26**(5): 1424-1430.
- [27] 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.
- [28] 魏树和, 周启星, 王新, 等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum* L.) [J]. *科学通报*, 2005, **49**(24): 2568-2573.
- [29] 殷永超, 吉普辉, 宋雪英, 等. 龙葵 (*Solanum nigrum* L.) 野外场地规模 Cd 污染土壤修复试验[J]. *生态学杂志*, 2014, **33**(11): 3060-3067.
- [30] 董萌, 赵运林, 雷存喜, 等. 萎蒿 (*Artemisia selengensis*) 对土壤中镉的胁迫反应及修复潜力研究[J]. *环境科学学报*, 2012, **32**(6): 1473-1480.
- [31] Uegaki R, Seike N, Otani T. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, and dioxin-like polychlorinated biphenyls in rice plants: Possible contaminated pathways [J]. *Chemosphere*, 2006, **65**(9): 1537-1543.
- [32] Schuhmacher M, Jones K C, Domingo J L. Air-vegetation transfer of PCDD/PCDFs: an assessment of field data and implications for modeling [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **142**(1): 143-150.
- [33] Schuhmacher M, Granero S, Rivera J, *et al.* Atmospheric deposition of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator: levels in soil and vegetation [J]. *Chemosphere*, 2000, **40**(6): 593-600.
- [34] Nunes M, Vernisseau A, Marchand P, *et al.* Distribution of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in sediment and plants from a contaminated salt marsh (Tejo estuary, Portugal) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, **21**(4): 2540-2549.
- [35] Huelster A, Mueller J F, Marschner H. Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (Cucurbitaceae) [J]. *Environmental Science & Technology*, 1994, **28**(6): 1110-1115.
- [36] Inui H, Wakai T, Gion K, *et al.* Differential uptake for dioxin-like compounds by zucchini subspecies [J]. *Chemosphere*, 2008, **73**(10): 1602-1607.
- [37] Wang Y X, Oyaizu H. Evaluation of the phytoremediation potential of four plant species for dibenzofuran-contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **168**(2-3): 760-764.
- [38] Yu Z G, Zhou Q X. Growth responses and cadmium accumulation of *Mirabilis jalapa* L. under interaction between cadmium and phosphorus [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **167**(4): 38-43.
- [39] 刘家女. 镉超积累花卉植物的识别及其化学强化[D]. 沈阳: 东北大学, 2008. 55-60.
- [40] Zhou Q X, Diao C Y, Sun Y B, *et al.* Tolerance, uptake and removal of nitrobenzene by a newly-found remediation species *Mirabilis jalapa* L. [J]. *Chemosphere*, 2012, **86**(10): 994-1000.
- [41] 臧飞, 王胜利, 南忠仁, 等. 工矿型绿洲城郊排污渠沉积物重金属的形态分布规律及风险评估[J]. *环境科学*, 2015, **36**(2): 497-506.
- [42] 商和平, 李洋, 张涛, 等. 畜禽粪便有机肥中 Cu、Zn 在不同农田土壤中的形态归趋和有效性动态变化[J]. *环境科学*, 2015, **36**(1): 314-324.
- [43] Ye H, Zang S, Xiao H, *et al.* Speciation and ecological risk of heavy metals and metalloid in the sediments of Zhalong Wetland

- in China[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2015, **12**(1): 115-124.
- [44] Ashraf M A, Sarfraz M, Naureen R, *et al.* Speciation analysis and bioavailability [A]. In: Environmental Impacts of Metallic Elements[M]. Singapore: Springer, 2015. 175-227.
- [45] 刘慎坦. 土壤中重金属可交换态分析方法的研究[D]. 济南: 山东大学, 2009. 19-25.
- [46] 王其枫. 广东省主要菜地土壤重金属形态分级研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012. 3-8.
- [47] Rauret G, López-Sánchez J F, Sahuquillo A, *et al.* Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, **1**(1): 57-61.
- [48] 李翔, 宋云, 刘永兵. 石灰干化污泥稳定后土壤中 Pb、Cd 和 Zn 浸出行为的研究 [J]. 环境科学, 2014, **35**(5): 1946-1954.
- [49] Wali A, Colinet G, Ksibi M. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction in soils contaminated by phosphogypsum in Sfax, Tunisia [J]. Environmental Research, Engineering and Management, 2015, **70**(4): 14-26.
- [50] Nemati K, Bakar N K A, Abas M R, *et al.* Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, **192**(1): 402-410.
- [51] Zhang Z H, Rengel Z, Meney K, *et al.* Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) mediate cadmium toxicity to an emergent wetland species [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, **189**(1-2): 119-126.
- [52] Batty L C, Anslow M. Effect of a polycyclic aromatic hydrocarbon on the phytoremediation of zinc by two plant species (*Brassica juncea* and *Festuca arundinacea*) [J]. International Journal of Phytoremediation, 2008, **10**(3): 236-251.
- [53] Singer A C, Bell T, Heywood C A, *et al.* Phytoremediation of mixed-contaminated soil using the hyperaccumulator plant *Alyssum lesbiacum*: Evidence of histidine as a measure of phytoextractable nickel [J]. Environmental Pollution, 2007, **147**(1): 74-82.
- [54] Sun L, Yan X L, Liao X Y, *et al.* Interactions of arsenic and phenanthrene on their uptake and antioxidative response in *Pteris vittata* L. [J]. Environmental Pollution, 2011, **159**(12): 3398-3405.
- [55] 韩凤祥, 胡霭堂, 秦怀英. 不同土壤环境中镉的形态分配及活性研究 [J]. 环境化学, 1990, **9**(1): 49-53.
- [56] 戴树桂. 环境化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1995. 27-29.

# 《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军  
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明  
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞  
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2015年8月15日 第36卷 第8期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 8 Aug. 15, 2015

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science ( HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301  
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行