

镉锌污染土壤的 超积累植物修复研究

骆永明 吴龙华 胡鹏杰 李 柱 蒋玉根 著



科学出版社

镉锌污染土壤的超积累植物修复研究

骆永明 吴龙华 胡鹏杰 李 柱 蒋玉根 著

科学出版社

北 京

内 容 简 介

本书全面介绍了重金属超积累植物的筛选、景天科植物生长与生境特征；系统总结了景天科植物的重金属耐性与积累性、超积累植物（伴矿景天）的培育技术、农艺措施对修复植物生长和金属吸收的调控作用、超积累植物修复镉锌污染土壤的调控途径，同时也报道了镉锌污染土壤的超积累植物连续修复研究，以及修复植物安全处置技术原理。本书侧重于中轻度重金属（尤其是镉）污染农田土壤的植物修复，对土壤重金属污染的绿色修复技术的发展和农产品安全生产具有重要的学术价值和实践指导意义。

本书可作为土壤学、环境科学、农学、植物生理学、土壤修复等领域科研工作者、技术人员的参考书，也可作为高等院校、研究所相关专业研究生课程的参考教材。

图书在版编目（CIP）数据

镉锌污染土壤的超积累植物修复研究/骆永明等著. —北京：科学出版社，2015.11

ISBN 978-7-03-046180-3

I. ①镉… II. ①骆… III. ①植物-应用-镉-重金属污染-污染土壤-生态恢复-研究 ②植物-应用-锌-重金属污染-污染土壤-生态恢复-研究 IV. ①X530.5

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2015）第 259333 号

责任编辑：周 丹 / 责任校对：郭瑞芝

责任印制：徐晓晨 / 封面设计：许 瑞

科 学 出 版 社 出 版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码：100717

<http://www.sciencep.com>

北京京华虎彩印刷有限公司 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2015 年 11 月第 一 版 开本：787×1092 1/16

2015 年 11 月第一次印刷 印张：18 3/4 插页：3

字数：445 000

定价：99.00 元

（如有印装质量问题，我社负责调换）

前 言

土壤污染是我国土壤环境的主要问题，其中尤以土壤重金属污染更为突出。环境保护部、国土资源部于 2014 年 4 月 17 日公布的“全国土壤污染状况调查公报”显示，我国耕地土壤污染物点位超标率为 19.4%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为 13.7%、2.8%、1.8%和 1.1%，主要污染物为镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌等。可见，镉是我国土壤重金属污染中的“头号”污染物。

土壤中镉、锌等重金属的污染可造成生态环境恶化，导致粮食减产和农产品重金属超标，最典型的是近年来报道的“镉大米”事件。防止土壤镉、锌等重金属污染，修复受重金属污染的农田土壤，确保粮食安全和生态系统健康，已成为我国乃至世界各国实现可持续发展的重大现实需求。

农田土壤重金属污染具有隐蔽性、潜伏性、不可逆性和难修复性等特征，关键在于防治，避免污染。对于已经污染的农田土壤，一般通过工程、化学、生物和农艺措施进行修复或调整利用。工程修复通常是指通过物理（机械）或物理化学方法对污染土壤进行工程化去除或稳定的一类技术措施，一般修复时间短，但成本高，例如客土法。化学修复通常是指通过化学、物理化学方法对污染土壤进行固定、稳定以降低迁移性和生物有效性的一类技术措施，一般修复见效快，但成本较高，污染物总量未减少，并具有再释放的风险，例如使用化学稳定剂等。生物修复通常是指利用一些具有特定功能的植物、微生物及动物通过快速吸收或挥发或稳定或阻隔等途径实现污染土壤净化或风险控制的目的，例如植物修复（种植超积累植物）或微生物修复（促进挥发的高效菌株）。农艺措施则包括控制土壤水分，选种抗污染的农作物品种，增施有机肥和选择合适形态的化肥，改变耕作制度或改为非粮食用地等。

植物修复是指利用绿色功能植物从土壤中快速吸取重金属或将其无害化而达到净化目的的方法，是一种环境友好、经济、高效的备受青睐的土壤环境生物修复技术。利用植物修复治理土壤重金属污染具有如下四大优点：①成本低；②不破坏土壤生态环境，能使土壤保持好的结构和肥力状态，可以边修复边生产；③通过对植物的集中无排放处理，不造成二次环境污染；④植物修复是一个自然过程，易为公众所接受。

十年前，我国缺少本土的能用于镉污染土壤修复的超积累植物。在研究过程中，往往采用国际上常用的遏蓝菜或印度芥菜等超积累或积累植物为研究对象，研究成果难以应用于我国实际镉污染土壤的修复。当时，作者课题组的一项工作是寻找我国本土的超积累植物。2005 年，课题组通过调研发现了景天科的伴矿景天等植物，经水培、土培、田间试验验证及植物学特性检验，于 2013 年正式命名为景天科植物的新种，并证明它是一种镉锌超积累植物，具有多年生、可无性繁殖、生物量较大、生长速度快等特性，是适合镉锌污染土壤修复的良好资源。十年来，课题组及国内外合作研究小组，在国家 973 计划项目、国家自然科学基金项目、国家 863 计划项目、中科院创新工程方向项目、国际合作项目等

的资助下,围绕镉锌污染土壤修复理论与技术创新需求,系统开展了景天科植物资源调查、伴矿景天植物习性和生长特性、伴矿景天的耐性和吸收性、伴矿景天超积累机制、伴矿景天连续修复技术及示范应用、修复植物的安全处置技术等方面的研究工作。

本书是我国也是国际上首部采用景天科超积累植物(伴矿景天)进行植物修复过程机理、技术原理与示范应用研究的专著,是作者课题组科研人员、博士后、研究生及合作者十年来有关研究工作的系统集成。研究工作包括重金属超积累植物的筛选、伴矿景天植物生长特性与培育技术、景天科植物的重金属耐性与积累性、农艺措施对修复植物生长和金属吸收的调控作用、镉锌污染土壤的超积累植物修复的化学、生物及农艺调控技术原理、镉锌污染土壤的超积累植物修复技术与示范、修复植物安全处置技术原理等方面,具有原创性、系统性和可应用性。我们认为,采用超积累植物——伴矿景天的植物修复技术,基于土壤化学形态与生物有效性调控,可以较快地净化轻中度镉污染农田土壤(特别是受镉污染的微酸性偏沙质土壤),达到国家《土壤环境质量标准》(GB15618—1995,二级),确保粮食生产与安全。为了让读者更好地了解我们的研究工作,促进植物修复与土壤修复学科的发展,本书基本保持了研究材料、方法、数据及结果的原始状态,分六章介绍了这些研究的进展,以期为我国土壤重金属(镉、锌)污染的植物修复技术研究发展和农产品安全生产提供借鉴。

本书内容框架由骆永明研究员、吴龙华研究员拟定和完成,全书由吴龙华统稿、骆永明审定。参加研究和撰写工作的主要科研人员、博士后、研究生及合作者有:骆永明,吴龙华(前言、结语、第一至六章);毕德,王科,刘芸君,王松凤,周守标(安徽师范大学),贲爱玲(南京晓庄学院),郑蕾娜,蒋玉根(浙江省杭州市富阳区农业和林业局)(第一章);李娜,徐礼生,李思亮,李柱,胡鹏杰,王耀东(the University of Melbourne, 澳大利亚)(第二章);沈丽波,蒋玉根,赵冰,任婧,能凤娇,罗凯(第三章);李娜,崔立强,沈丽波,胡鹏杰,刘玲,能凤娇,尹永根(第四章);李娜,李柱,刘玲,蒋金平(第五章);钟道旭,李宁,陆胜勇(浙江大学)(第六章)。在此,一并致谢!在开展有关研究过程中,还得到了研究组其他同事(包括滕应、李振高、宋静、刘五星、章海波、黄玉娟、李秀华、过园、包梅芬等)和博士后、研究生们的支持和帮助,在此不一一列举,深表谢意!

由于作者水平有限,书中不足之处在所难免,敬请各位同仁批评、指正!

骆永明 吴龙华

2015年9月于南京

目 录

前言	
第一章 重金属超积累植物的筛选与繁育	1
第一节 超积累植物资源的筛选	1
一、超积累植物的定义	1
二、超积累植物的种类	2
第二节 铅锌矿区优势植物调查及重金属耐性	4
一、调查区植物种类	5
二、调查区土壤重金属浓度、植物的重金属浓度及富集系数	5
三、调查区超积累植物的初步筛选	7
四、铅锌矿区优势植物调查结果及重金属耐性分析	9
第三节 伴矿景天的生物学特性	9
一、伴矿景天与其他景天种的形态特征调查	10
二、伴矿景天与东南景天叶和茎解剖特征比较	11
三、伴矿景天与其他景天种子的微形态比较	15
四、伴矿景天及其相似种 ITS 序列分析	16
第四节 伴矿景天的繁育技术	20
一、伴矿景天的组培育苗技术	20
二、伴矿景天的田间栽培技术	21
小结	23
参考文献	23
第二章 景天科植物的重金属耐性与积累性	27
第一节 伴矿景天的重金属耐性与积累性	27
一、不同生境下伴矿景天的重金属积累性	27
二、重金属交互作用对伴矿景天锌镉富集特性的影响	30
三、伴矿景天植物体内锌镉分布特征研究	42
四、矿区原居地土壤-伴矿景天中的元素分布特征	50
五、重金属-有机复合污染土壤上伴矿景天锌镉富集特性	60
第二节 皖景天的锌镉耐性与积累性	69
一、铅锌矿区皖景天的锌镉积累特征	69
二、皖景天体内锌镉的分布特征	71
三、镉锌在皖景天细胞内的分布和化学形态	76
第三节 东南景天的重金属耐性和积累性	81
一、水培条件下东南景天的锌镉耐性及吸收性	81

二、土培条件下东南景天的重金属耐性及吸收性	86
小结	88
参考文献	90
第三章 农艺措施对修复植物生长和金属吸收的调控作用及原理	97
第一节 重金属污染土壤的伴矿景天与水稻轮作修复	97
一、污染土壤的伴矿景天-水稻轮作及磷素调控修复	97
二、镉锌污染土壤的伴矿景天-水稻轮作修复	102
第二节 重金属污染土壤的伴矿景天与粮食作物间作修复	105
一、间作修复对植物生长的影响	106
二、不同类型土壤上间作修复对植物体内重金属浓度的影响	107
三、间作修复对土壤提取态重金属浓度的影响	109
第三节 重金属污染土壤的修复植物与蔬菜作物边生产边修复	111
一、伴矿景天与芹菜间作修复及田间微域连续修复研究	111
二、伴矿景天/龙葵与茄子间作修复研究	118
第四节 间作对修复植物生长和金属吸收性影响的田间效应	124
一、对植物生长与产量的影响	125
二、对植株重金属浓度与吸收性的影响	126
三、讨论	131
第五节 收获方式对伴矿景天镉吸收性的影响	132
一、不同收获方式对伴矿景天生物量的影响	132
二、不同收获方式对伴矿景天体内镉浓度的影响	134
三、不同收获方式对伴矿景天镉吸收量的影响	135
四、讨论	136
小结	137
参考文献	139
第四章 镉锌污染土壤的超积累植物修复调控技术	143
第一节 光照强度对伴矿景天生长和镉吸收性的影响	144
一、光照强度对伴矿景天生长的影响	144
二、光照强度对伴矿景天镉吸收性的影响	145
三、光照强度对伴矿景天叶绿素的影响	146
四、光照强度对伴矿景天光合速率和蒸腾速率的影响	147
第二节 水分特征对伴矿景天生长和重金属吸收性的影响	148
一、水分特征对伴矿景天生长的影响	149
二、水分特征对伴矿景天地上部镉浓度及修复效率的影响	151
第三节 养分调控对伴矿景天生长及镉吸收性的影响	152
一、养分调控对伴矿景天生长及镉吸收性的影响	152
二、养分调控对伴矿景天根际重金属的影响及机理初探	157
第四节 氮肥形态对伴矿景天生长和镉吸收性的影响	163

一、水培下氮肥形态对伴矿景天生长和镉吸收富集的影响	164
二、土培条件下氮肥形态对伴矿景天生长和镉吸收的影响	168
第五节 锌镉污染土壤伴矿景天修复的化学与微生物调控	176
一、化学调控对伴矿景天生长与重金属富集特性的影响	176
二、微生物菌剂对伴矿景天生长与重金属富集特性的影响	187
小结	192
参考文献	194
第五章 锌镉污染土壤的超积累植物连续修复研究	200
第一节 伴矿景天的污染土壤锌镉吸收性及吸取修复潜力	200
一、伴矿景天在不同污染土壤上的生长和锌镉吸收性	201
二、污染土壤重金属总量及有效性和化学结合态变化	202
三、伴矿景天对污染土壤的锌镉修复效率和修复潜力	205
四、讨论	208
第二节 植物吸取修复过程中土壤锌镉结合特征变化	210
一、不同污染程度土壤上锌镉变化特征	210
二、不同类型土壤上伴矿景天修复后的锌镉结合特征变化	216
三、连续植物吸取修复中污染土壤重金属的解吸特征	219
四、讨论	224
第三节 植物吸取修复对土壤重金属根际分布特征的影响	228
一、土壤溶液中锌镉浓度变化特征	228
二、土壤醋酸铵提取态锌镉浓度变化特征	229
三、伴矿景天生长及锌镉吸收性变化	230
四、讨论	233
第四节 连续植物吸取修复下土壤微生物特性变化	233
一、超积累植物连续修复下土壤微生物特性变化	234
二、连续三年植物原位修复下土壤微生物特性变化	236
三、不同植物修复方式对土壤微生物特性的影响	237
四、讨论	242
第五节 污染农田土壤的超积累植物连续修复研究	244
一、伴矿景天地上部产量及构成因素	244
二、伴矿景天地上部重金属浓度变化	245
三、伴矿景天地上部重金属吸取量	246
四、连续植物修复对土壤重金属浓度及修复效率的影响	247
五、讨论	248
小结	249
参考文献	250
第六章 伴矿景天安全处置技术原理研究	254
第一节 伴矿景天的焚烧及锌镉排放控制技术初探	254

一、焚烧床与热解床结构及工作原理	255
二、植物中重金属的排放和迁移特性及其控制原理	256
第二节 焚烧过程中常规污染物的排放与重金属迁移转化规律	263
一、焚烧装置及试验方法设计	263
二、植物中常规污染物的排放特性	266
三、烟气中重金属排放特性及控制技术	269
四、灰渣中重金属的回收率及其调控原理	271
第三节 流化床焚烧过程中有机污染物的排放特征研究	275
一、试验方法与设计	276
二、烟气中的多环芳烃	277
三、飞灰与底渣中多环芳烃的分布	278
四、有机污染物的毒性当量	280
小结	281
参考文献	283
结语	285
彩图	287

第一章 重金属超积累植物的筛选与繁育

植物修复作为一种“绿色”的污染土壤治理手段,具有较高的生态效益、易于被大众接受,又有成本低甚至可获得一定经济回报等优点,也适应环境保护的要求与趋势,因而迅速成为国际研究热点,并且开始进入产业化初期阶段。植物修复的关键是超积累植物的筛选、鉴定和应用。

本章对我国现有超积累植物资源进行了统计,调查了浙江铅锌矿区的优势植物,并对伴矿景天的生物学特性和繁育技术进行了研究,旨在为伴矿景天实际应用提供技术参考。

第一节 超积累植物资源的筛选

在过去二十多年间,已报道的超积累植物有近 500 种,其中 70%以上是镍(Ni)超积累植物(Reeves et al., 2003),这些植物涵盖了 20 多个科,其中十字花科植物较多(Baker et al., 1995),研究主要集中于芸苔属(*Brassica*)、庭芥属(*Alyssums*)及遏蓝菜属(*Thlaspi*)。这些超积累植物大多是在气候温和的欧洲、美国、新西兰及澳大利亚的污染地区被发现的。相比而言,我国对于超积累植物的研究起步较晚,到 20 世纪 90 年代末期,中国学者才开始对超积累植物的调查研究。本节统计我国已报道的超积累植物,尤其是重金属超积累植物,旨在为重金属污染土壤的植物修复提供种质资源。

一、超积累植物的定义

超积累植物是指能够超量吸收和积累重金属的植物,英文为“hyperaccumulator”,最早见于 1974 年 Brooks 等有关新西兰和法属新喀里多尼亚(New Caledonian)地区镍超积累植物的报道(Brooks et al., 1974; Jaffré and Schmid, 1974)。“Hyperaccumulator”的中文译法较多,主要包括超积累植物、超富集植物、超累积植物和超量积累植物等。“超积累植物”中文译法最早见于 1994 年的一个综述性介绍材料中(齐展, 1994),1999 年开始“超积累植物”在中文文献中的出现总数超过 10 次。“超富集植物”一词最早出现于 2000 年(骆永明, 2000);陈同斌等 2005 年提出将其翻译成“超富集植物”更为合适,并列举了相关依据(陈同斌等, 2005)。但近期的文献检索发现,自该文 2005 年 5 月发表至今仍然仅有约一半的文献采用“超富集植物”的提法。“超积累植物”、“超富集植物”等称谓并存可能有以下原因:①“hyperaccumulator”最早直译为“超积累植物”,并给出了相应的定义,已为部分学者所接受和采用;②后续报道的部分植物并未严格符合“hyperaccumulator”的超富集条件,但是也被同行所认可。如商陆是锰的超积累植物,但其地上部锰浓度低于根系(薛生国, 2003)。鉴于历史积淀、学者的认识及我国植物修复领域相关研究最新进展,将“hyperaccumulator”译为“超积累植物”可能更为合适并为大家乐于接受和采用;也或许“超积累植物”、“超富集植物”的说法将长期并存。

无论译法如何,研究者均认为重金属超积累植物需满足以下四个基本条件(Baker, 1981; Baker and Brooks, 1989; Baker, 2000):①很高的积累能力,植物叶片部分或地上部分(干重)中含镉(Cd)达到100mg/kg,含砷(As)、钴(Co)、铜(Cu)、镍(Ni)、铅(Pb)达到1000mg/kg,含锰(Mn)、锌(Zn)达到10 000mg/kg以上的植物;②转移系数(TF): $S/R > 1$ (S和R分别指植物地上部和根部重金属的浓度);③生物富集系数(BF),植物地上部生物富集系数(植物中某元素质量分数与土壤中元素质量分数之比)应大于1,至少当土壤中重金属浓度与超积累植物应达到的临界浓度标准相当时植物地上部富集系数大于1(Wei and Zhou, 2004; 魏树和等, 2004; 聂发辉, 2005);④耐性能力,植物对重金属具有较强的耐性,当土壤中重金属浓度高到足以使植物地上部重金属浓度达到超积累植物应达到的临界浓度标准时地上部生物量没有下降,植物也没有出现毒害效应。

对于积累植物来说,至少要满足以上条件的三个。然而,超积累植物和积累植物的最大区别是第一个标准,即积累能力。超积累植物叶片部分或地上部分(干重)必须满足Zn、Mn>10 000mg/kg; As、Pb、Cu、Ni和Co>1000mg/kg; Cd>100mg/kg; 金(Au)>1mg/kg的条件,但这些条件却不是决定积累植物的先决条件,积累植物只需要满足植物地上部分重金属浓度呈现梯度上升变化即可。

二、超积累植物的种类

21世纪以来,我国报道的As、Zn、Cd、Cu、铬(Cr)、Mn超积累植物种类数量大幅度上升(表1.1),这些植物主要分布在重金属浓度极高的矿区,具有很高的重金属耐性且不表现出毒害效应。

(一) As 超积累植物

蜈蚣草是世界上第一个As超积累植物,先后在美国和中国发现(Ma et al., 2001; 陈同斌等, 2002b)。该植物具有生长速度快、生物量大、分布广和多年生的特性,且具有很高的As污染土壤修复能力(陈同斌等, 2002a)。继蜈蚣草后,同属于凤尾蕨科的其他几个As超积累植物也被发现报道(表1.1)。

(二) Zn 和 Cd 超积累植物

已有4个科的5种植物报道为Zn超积累植物(表1.1),由于Zn、Cd具有相似的地球化学作用,这些植物也具有忍耐Cd的能力。东南景天(景天科)是生长于古老铅锌矿区的Zn、Cd超积累植物(杨肖娥等, 2002; Yang et al., 2004),是一种多年生肉质植物,具有生长快生物量大的特点,其地上部Zn、Cd浓度分别为29 000mg/kg和5000mg/kg。同科的伴矿景天表现出相似的Zn、Cd超积累能力(吴龙华等, 2006, 2007),因其具有很高的重金属耐性和Cd吸取能力而得到广泛关注。许多植物达不到超积累植物的标准,已被报道为潜在的超积累植物。然而,一些油料植物有积累Cd的能力,可能有潜在的污染土壤植物修复价值(苏德纯和黄焕忠, 2002),很多农作物被筛选为超积累植物,但后来被证明没有积累重金属的能力。

(三) Cu 超积累植物

海州香薷是第一个被发现的 Cu 耐性积累植物 (Tang et al., 1999; Yang et al., 2002), 该植物在铜矿区具有很高的 Cu 耐性能力, 地下和地上部分浓度分别为 700~800mg/kg 和 200mg/kg。海州香薷广泛分布于铜矿区, 拥有很大的生物量, 干物质量最高达 10t/hm², 在水培条件下海州香薷地上部可以积累超过 Cu1000mg/kg 干重 (Yang et al., 2002)。

(四) Mn 和 Pb 超积累植物

薛生国等 (2003) 报道商陆为 Mn 超积累植物, 它是国内第一个被报道的 Mn 超积累植物, 其最大累积量为 19 300mg/kg。随后, 其他 10 个种也被报道为 Mn 超积累植物 (表 1.1)。有些种被报道为 Pb 积累植物, 它们表现出了吸取修复 Pb 污染土壤的能力 (表 1.1)。

(五) Cr 超积累植物

李氏禾是国内报道的仅有的 Cr 超积累植物。它是一种多年生植物, 生长于电镀厂、尾矿边缘或溪边, 其 Cr 积累量达 1787mg/kg (1084~2978mg/kg) (张学洪等, 2006)。

表 1.1 中国已报道超积累植物

元素	科名	种名	报道年份	报道人
As	凤尾蕨科	蜈蚣草	2002b	陈同斌等
		大叶井口边草	2002	韦朝阳等
		凤尾蕨	2007	Wei 等
		傅氏凤尾蕨	2007	Wei 等
		斜羽凤尾蕨	2007	Wang 等
Cd	堇菜科	宝山堇菜	2003	刘威等
	茄科	龙葵	2004	魏树和等
	桑科	岩生紫堇	2005	祖艳群等
	十字花科	圆锥南芥	2005	汤叶涛等
	景天科	东南景天	2004	Yang 等
		伴矿景天	2007	吴龙华等
		皖景天	2009	Xu 等
	商陆科	商陆	2006	聂发辉等
	莎草科	水葱	2007	李硕等
	蔷薇科	长柔毛委陵菜	2007	胡鹏杰等
	十字花科	球果苳菜	2008	魏树和等
	苋科	苋菜	2009	Fan 和 Zhou
	菊科	三叶鬼针草	2009	Sun 等
		滇苦菜	2009	Tang 等
		半边莲	2009	Peng 等
	忍冬科	忍冬	2009	Liu 等

续表

元素	科名	种名	报道年份	报道人
Cd	石竹科	粘萼蝇子草	2009	Wang 等
	酢浆草科	杨桃	2009	Li 等
	苋科	籽粒苋	2010	李凝玉等
		绿穗苋	2010	Zhang 等
	菊科	红花	2010	Shi 等
Cr	禾本科	李氏禾	2006	张学洪等
Cu	鸭跖草科	鸭跖草	1999	Tang 等
	石竹科	蝇子草	2001	束文圣等
	唇形科	海州香薷	2002	Yang 等
Mn	商陆科	商陆	2003	薛生国等
		美洲商陆	2008	Peng 等
	禾本科	草地早熟禾	2006	Liu 等
		狗牙根	2007	范稚莲等
	蹄盖蕨科	菜蕨	2007	范稚莲等
	莎草科	香附	2007	范稚莲等
	蓼科	水蓼	2007	王华等
		杠板归	2011	王钧
		伏毛蓼	2010	Deng 等
	山茶科	木荷	2008	Yang 等
Pb	藜科	土荆芥	2004	吴双桃等
	十字花科	圆锥南芥	2005	汤叶涛等
	菊科	两面刺	2005	祖艳群等
		密毛白莲蒿	2009	赵磊
		白莲蒿	2009	赵磊
	紫草科	滇紫草	2009	Wang 等
	堇菜科	宝山堇菜	2010	Wu 等
Zn	景天科	东南景天	2002	杨肖娥等
		伴矿景天	2007	吴龙华等
	十字花科	圆锥南芥	2005	汤叶涛等
	蔷薇科	长柔毛委陵菜	2006	Qiu 等
	菊科	滇苦菜	2009	Tang 等

第二节 铅锌矿区优势植物调查及重金属耐性

超积累植物具有很强的重金属忍耐和吸收能力,植物地上部重金属浓度一般为普通植物的 10~500 倍 (Jaffré et al., 1976; Brooks et al., 1979; Shen and Liu, 1998), 这也是利用植物提取土壤中重金属污染物的基础 (McGrath et al., 1993; Baker et al., 1994; McGrath,

1998)。金属型植被通常对污染元素具有较高的耐性 (Ernst et al., 1989), 超积累植物很少单独以个体栖息分布于野外, 多以群落方式聚集, 主要在矿山区、成矿作用带、富含金属元素岩石风化而成土壤上 (Brooks, 1998)。因此, 对矿区露头、矿渣堆及废弃的尾矿库等金属异常区上自然生长的植物进行调查研究是超积累植物筛选的有效途径之一。

本节对浙江省境内六个铅锌矿区进行了植被和土壤调查, 采样分析了植物的 Cu、Zn、Pb、Cd 吸收特点, 以期发现新的重金属超积累植物或耐性植物, 并对其污染土壤净化潜力作初步探讨。

一、调查区植物种类

在浙江富阳上台门铅锌矿尾矿堆上采集的植物样品有: 白背叶野桐 [*Mallotus apeltus* (Lour.) Muell. Arg.], 葛藤 [*Pueraria lobata* (Wild.) Ohwi], 紫藤 [*Wisteria sinensis* (Sims) Sweet], 苎麻 [*Boehmeria nivea* (L.) Gaud], 鸡矢藤 [*Paederia scandens* (Lour.) Merr.], 高粱泡 (*Rubus lambertianus* Ser.), 金樱子 (*Rosa laevigata* Michx), 白茅 [*Imperata cylindrica* (L.) Beauv. var. *major* (Nees) Hubb.], 东南景天 (*Sedum alfredii* Hance), 爪瓣景天 (*Sedum onychopetalum* Frod), 野艾蒿 (*Artemisia lavandulaefolia* DC.), 苦苣菜 (*Ixeris polycephala* Cass.), 一年蓬 (*Erigeron annuus* Annu), 蕨 [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn var. *latusculum* (Desv.) Underw], 荠菜 [*Capsella bursapastoris* (L.) Medic], 鸭跖草 (*Commelina communis* L.), 博落回 [*Macleaya cordata* (Willd.) R. Br. ex G. Don.], 小果博落回 [*Macleaya cordata* (Maxim.) Fedde], 野雉尾金粉蕨 [*Onychium japonicum* (Thunb.) Kunze] 和盐肤木 (*Rhus chinensis* Mill.)。

在天台大岭口铅锌银矿古冶炼渣堆上采集的植物样品有: 杠板归 (*Polygonum perfoliatum* L.), 木防己 [*Cocculus trilobus* (L.) DC.], 硕苞蔷薇 (*Rosa bracteata* Wendl), 珠芽景天 (*Sedum bulbiferum* Makion), 旋复花 [*Inula japonica* L. var. *chinensis* (Rupr.) Reg.] 和芒萁 [*Dicranopteris dichotoma* (Houtt.) Nakai]。

在淳安潘家铅锌矿废弃尾矿堆下方小溪两边采集的植物样品有: 博落回, 垂盆草 (*Sedum sarmentosum* Bunge) 和景天属一种 (*Sedum* sp.)。

在富阳导岭铅锌矿垂直矿口附近的菜地上采集植物样品有: 香青 (*Anaphalis sinica* Hance), 商陆 (*Phytolacca americana* Roxb.), 小根蒜 (*Allium macrostemon* Bunge), 插田炮 (*Rubus coreanus* Miq.), 白背叶野桐, 藓状景天 (*Sedum polyticoides* Hemsl), 东南景天和葛藤。

在诸暨姚王铅锌矿遗弃的尾矿堆上采集的植物样品有: 五节芒和皖景天 (*Sedum jinianum*)。

在龙泉铅锌矿上采集的植物样品有: 鸭跖草, 狗脊蕨 [*Woodwardia japonica* (L.f.) Sm.] 和奇蒿 (*Artemisia anomala* S. Moore)。

二、调查区土壤重金属浓度、植物的重金属浓度及富集系数

土壤重金属浓度最高的为 Zn [(7780±1359) mg/kg], 其他依次为 Pb [(7482±1243) mg/kg]、Cu [(374±55) mg/kg]、Cd [(182±113) mg/kg]; 植物重金属浓度最高的为 Zn [(1091±457) mg/kg], 其他依次为 Pb [(47.0±16.5) mg/kg]、Cd [(26.4±15.6) mg/kg]、Cu [(16.1±2.1)

mg/kg]; 各植物地上部的重金属富集系数无显著差异 (表 1.2), 与《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) (pH>6.5 时, Cu、Zn、Pb、Cd 的三级标准值分别为 400、500、500、1.0mg/kg) 和《食物质量标准》(CAPM, NY 525—2002, 1998) (Cu、Zn、Pb、Cd 分别为 10、50、0.4、0.2mg/kg) 相比, 本次所调查的矿区土壤重金属 Zn、Pb、Cd 总量均远高于国家土壤环境质量三级标准值, 矿区植物体内 Zn、Pb、Cd 浓度也远远超《食物质量标准》(CAPM, NY 525—2002, 1998)。

表 1.2 矿区优势植物及土壤中重金属浓度及优势植物富集系数 (单位: mg/kg)

矿区名	植物名称	Cu			Zn			Pb			Cd		
		植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数
上台门	白背叶	10.4	184	0.06	108	3557	0.03	146	8196	0.02	2.68	33.4	0.08
	野桐												
	葛藤	8.60	192	0.04	111	9417	0.01	10.3	9222	0.00	0.54	83.0	0.01
	紫藤	9.00	104	0.09	99	1577	0.06	4.30	1036	0.00	0.69	12.2	0.06
	苎麻	11.0	322	0.03	120	25 854	0.00	8.30	24 524	0.00	0.34	270	0.00
	鸡矢藤	9.90	74.0	0.13	164	605	0.27	6.90	720	0.01	0.48	2.10	0.23
	高粱泡	11.5	565	0.02	137	19015	0.01	6.50	12 748	0.00	3.18	185	0.02
	金樱子	16.7	136	0.12	75.0	3674	0.02	3.80	3048	0.00	0.41	41.8	0.01
	白茅	7.10	354	0.02	73.0	34 347	0.00	7.90	32 749	0.00	1.41	361	0.00
	东南景天	15.8	759	0.02	4423	16610	0.27	167	17 305	0.01	14.9	172	0.09
	爪瓣景天	18.3	749	0.02	3351	27 162	0.12	135	18 030	0.01	5.05	256	0.02
	野艾蒿	10.6	75.0	0.14	67.0	248	0.27	3.50	144	0.02	1.52	1.90	0.80
	苦苣菜	8.50	778	0.01	105	10 957	0.01	27.0	21 383	0.00	13.8	83.2	0.17
	一年蓬	9.00	320	0.03	148	4699	0.03	52.0	22 645	0.00	7.34	21.8	0.34
	蕨	10.7	408	0.03	104	11 810	0.01	9.60	8772	0.00	2.81	96.1	0.03
	荠菜	7.30	95.0	0.08	126	4756	0.03	7.90	4839	0.00	3.75	45.1	0.08
	鸭跖草	18.3	273	0.07	655	16 370	0.04	308	15 749	0.02	5.58	149	0.04
	博落回	4.90	358	0.01	266	21 729	0.01	14.7	16 565	0.00	2.94	202	0.01
	小果博落回	6.40	79.0	0.08	138	906	0.15	1.50	907	0.00	0.03	8.10	0.00
	野雄尾金粉蕨	16.4	315	0.05	137	25 972	0.01	2.00	12 851	0.00	8.72	281	0.03
大岭口	盐肤木	6.10	171	0.04	44.0	5174	0.01	2.70	1951	0.00	0.96	39.0	0.02
	杠板归	28.4	554	0.05	1512	3456	0.44	24.6	4052	0.01	1.94	6.93	0.28
	木防己	8.90	365	0.02	177	2342	0.08	15.2	3351	0.00	0.20	3.57	0.06
	硕苞蔷薇	10.1	190	0.05	64.0	1656	0.04	4.20	2109	0.00	0.05	2.35	0.02
	珠芽景天	19.0	1490	0.01	1066	6215	0.17	16.6	1232	0.00	2.59	9.07	0.29
	旋复花	25.6	641	0.04	1330	2871	0.46	7.20	4561	0.00	4.36	5.45	0.80
	芒萁	7.00	1309	0.01	120	5053	0.02	59.6	8020	0.01	0.88	7.57	0.12

续表

矿区名	植物名称	Cu			Zn			Pb			Cd		
		植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数	植物	土壤	富集系数
潘家	博落回	35.9	437	0.08	219	4018	0.05	17.5	1972	0.01	0.70	59.9	0.01
	垂盆草	13.9	159	0.09	117	759	0.15	5.80	121.3	0.05	3.70	4.40	0.83
	景天属一种	10.5	1421	0.01	13 665	663	20.6	9.10	138.9	0.07	567	2.90	194
导岭	香青	6.50	76.0	0.09	146	530	0.28	12.5	328	0.04	0.60	3.10	0.19
	商陆	14.4	82.7	0.17	144	249	0.58	22.9	163	0.14	0.10	0.20	0.50
	小根蒜	18.4	37.7	0.49	268	4589	0.06	33.5	4340	0.01	2.80	29.8	0.09
	插田炮	7.70	78.1	0.10	125	4352	0.03	10.0	2275	0.00	2.50	6.60	0.38
	白背叶	33.5	53.2	0.63	489	1002	0.49	24.7	680	0.04	1.40	3.20	0.44
	野桐												
	蕨状景天	24.8	50.2	0.49	837	1512	0.55	58.7	784	0.07	1.30	3.50	0.37
	东南景天	81.1	290	0.28	1099	16 484	0.07	62.8	13 977	0.00	43.5	158	0.27
姚王	葛藤	24.8	116	0.21	86.9	9787	0.01	25.8	9257	0.00	46.4	16.7	2.78
	五节芒	4.40	264	0.02	155	3290	0.05	13.7	2610	0.01	2.06	73.9	0.03
	皖景天	37.3	659	0.06	13 568	9894	1.37	614	5987	0.10	349	4789	0.07
龙泉	鸭跖草	20.1	264	0.08	117	660	0.18	4.90	798	0.01	0.70	22.6	0.03
	狗脊蕨	16.7	390	0.04	35.8	2159	0.02	4.70	1798	0.00	0.20	53.9	0.00
	奇蒿	10.2	457	0.02	36.8	789	0.05	0.90	1229	0.00	0.10	19.6	0.01
平均值		16a	373b	0.10a	1091b	7780a	0.65a	47.0a	7482a	0.02a	26.0a	181a	5.01a
最小值		4.4	37.7	0.01	35.8	249	0.01	0.9	121	0	0.03	0.20	0
最大值		35.9	1491	0.63	13 665	27 162	20.6	614	32 749	0.14	568	4789	194

注：同行标有不同字母的表示差异具有显著性（LSD 检验， $P<0.05$ ）。

草本植物的重金属富集能力高于灌木，这与 Landberg 和 Greger（1996）的报道一致。本次调查的草本植物重金属最高的为 Zn[(1486±628)mg/kg]，其次为 Pb[(57.8±22.4) mg/kg]、Cd [(35.6±21.7) mg/kg]，最低的为 Cu [(18.1±2.7) mg/kg]，其中 Zn 与 Cu、Zn 与 Pb 及 Zn 与 Cd 之间有显著性差异 ($P<0.05$)；灌木重金属浓度最高的也为 Zn [(117±12) mg/kg]，其次为 Pb [(22.8±15.4) mg/kg]、Cu [(10.7±0.8) mg/kg]，最低的为 Cd [(0.95±0.38) mg/kg]，其中 Zn 和 Cu、Zn 和 Pb 及 Zn 和 Cd 之间有显著性差异 ($P<0.05$)；草本植物对应的土壤重金属浓度 Cu 和 Cd 大于灌木对应的土壤重金属浓度，Zn 和 Pb 则反之；富集系数之间均无显著差异（表 1.3）。

三、调查区超积累植物的初步筛选

除超积累植物外，植物地上部 Cu、Zn、Pb、Cd 的正常浓度一般在 10、100、5、1mg/kg

(Zu et al., 2004)。本次调查发现, 矿区 47.6%的植物中重金属浓度是植物正常值的 10 倍以上, 其中浓度超过 10 倍以上的植物中 Zn19.0%、Pb 16.7%、Cd 11.9%。根据普遍认为重金属浓度超过一般植物 100 倍的植物属于超积累植物, 即 Cu、Pb 浓度应在 1000mg/kg 以上, Zn 浓度应在 10 000mg/kg 以上, Cd 浓度应在 100mg/kg 以上 (Brooks et al., 2004), 皖景天和景天属一种达到超积累植物标准 (表 1.3, 表 1.4)。超积累植物的定义长期以来存在着争议, 目前已知的超积累植物虽然体内重金属浓度高, 但绝大多数生长慢、生物量小且大多数为莲坐生长, 很难进行机械操作。因而一些学者对植物修复技术提出质疑, 认为这些小型超积累植物不适宜大面积污染土壤的修复 (龙新宪等, 2002)。最近有学者指出, 生物富集系数=(地上部植物中元素质量分数×地上部植物生物量)/土壤中元素质量分数 (聂发辉, 2005), 具有一定的意义; 如把公式中的土壤中元素质量分数改为土壤中有效态元素质量分数可能会更有意义。此外, 应当把地下部分浓度很高且又易于收获 (如一些百合科植物具有块根、块茎) 的植物, 作为土壤修复的潜在资源。本次进行的六个重金属污染地区的植物调查表明, 相同地区不同植物对重金属的吸收有明显的差异; 不同植物或同种植物不同生态型的重金属吸收和转运能力也不同 (Pence et al., 2000)。自然界具有复杂多样性, 植物长期受客观环境的驯化与诱导, 表现出遗传变异, 从而对土壤重金属的吸收累积表现出质的差异, 在矿山和冶炼厂污染区出现抗重金属生态型, 是在重金属污染胁迫下植物种群发生进化的结果 (Wu, 1990)。本次调查也发现, 姚王皖景天地上部 Cd 浓度为 349mg/kg, 高于超积累浓度标准, 而在大岭口采集的珠芽景天地上部仅为 2.59mg/kg, 未达到超积累浓度标准。这可能与土壤性质、不同地点土壤有效金属离子活性不同有关, 提取土壤不同重金属形态也是找出影响植物吸收重金属的关键因素 (Calvet et al., 1990; Ramos et al., 1994)。

景天属为一年生或多年生肉质植物, 根多分枝, 株芽多, 无性繁殖速度快且生长快速, 环境适宜时, 其可在短时期内形成良好的地面覆盖, 稍加管理一年内便可收获 3~4 茬。因此, 景天属植物具有良好的超积累植物种质筛选和修复的潜力。

表 1.3 不同类型优势植物、土壤重金属浓度及富集系数

植物类型	金属种类	植物中平均浓度/ (mg/kg)	土壤中平均浓度/ (mg/kg)	富集系数
草本	Cu	18.1±2.7 (4.00~81.1)	431±74 (35.8~13 665)	0.11±0.03 (0.01~0.63)
	Zn	1486±628 (35.8~13 665)	6992±1438 (248~27 162)	0.89±0.68 (0.01~20.6)
	Pb	57.8±22.4 (0.90~614)	6845±1315 (121~22 645)	0.02±0.01 (0~0.14)
	Cd	35.6±21.7 (0.03~568)	219±158 (0.20~4789)	0.29±0.54 (0~2.85) **
灌木	Cu	10.7±0.8 (8.60~16.7)	237±51.7 (74.0~565)	0.06±0.01 (0.02~0.13)
	Zn	117±12 (64.0~177)	7522±2997 (605~25 854)	0.06±0.03 (0~0.27)
	Pb	22.8±15.4 (3.80~146)	7217±2566 (720~24 524)	0.005±0.002 (0~0.02)
	Cd	0.95±0.38 (0.05~3.18)	70.4±31.7 (2.10~270)	0.33±0.02 (0~2.7)

注: 括号内数值为变化范围 (最小值~最大值)。

** 除去一异常点 194。