

华北水利水电学院

硕士学位论文

矿山废弃地生态修复技术与效应研究——以河南省鲁山县某铁
矿区为例

姓名：杨鞞鞞

申请学位级别：硕士

专业：水土保持与荒漠化防治

指导教师：李志萍；马志林

201205

矿山废弃地生态修复技术与效应研究

——以河南省鲁山县某铁矿区为例

摘要

河南省是我国重要的矿产资源大省，矿山开采对生态环境破坏十分严重。对于河南这样一个人口众多、土地资源匮乏的省份来说，进行矿山废弃地的生态修复技术研究，实现矿山废弃地的生态恢复与重建，对改善河南矿区生态环境、发展河南矿业经济、促进河南生态省建设和中原经济区建设都是十分必要和紧迫的。

本文首先分析国内外矿山废弃地生态修复技术的研究历史及研究进展，介绍了国内矿山废弃地生态修复的一些技术、模式和方法。然后以河南省鲁山县某铁矿区为例，通过分析矿山废弃地的生态特征、立地条件和限制性因子，研究了矿山废弃地生态修复技术、效应及重金属污染的植物修复。

通过试验得出了以下几点结论：

(1) 对该铁矿排土场边坡植物的优化配置中，在上坡位可以优先选择火炬树，而下坡位则可以选择配置刺槐和盐肤木。

(2) 对该铁矿排土场土壤改良试验，喷播基质后，喷播坡面的基质、矿渣的土壤颗粒越来越细，容重越来越大，不断趋向于合理容重，说明喷播基质在一定程度上加速了矿渣的风化，越来越适合植物的生长；喷播后矿渣的阳离子交换量、速效氮、速效钾均有增加；基质的阳离子交换量、有机质和速效氮含量也呈增加趋势。

(3) 喷播基质后，土壤中重金属含量增高，一方面可能是由于所配基质中使用的土壤是本地矿区的，本身含有较高的重金属；另一方面也说明该铁矿排土场重金属污染修复选择的几种植物，只对铁具有富集作用，对其他重金属的修复效果不明显。

(4) 对该铁矿尾矿库重金属污染修复物种的选择，草本植物可以选取狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、鸡冠花等；灌木可以优先选取柠条、银合欢和紫穗槐；乔木可以选择榆树、泡桐、雪松、圆柏、侧柏等当地植物物种。

关键词：矿山废弃地；生态修复；技术效应；重金属污染修复

**ECOLOGICAL RESTORATION
TECHNOLOGY AND ECFFECT RESEARCH
OF ABANDONED MINES
——TAKE AN IRON MINING AREA IN
LUSHAN COUNTRY OF HENAN PRONICE
FOR EXAMPLE**

ABSTRACT

Henan province is one of important provinces in China which has rich mineral resources. The destruction of mining on the ecological environment is very serious. Because Henan province has large population and is lack of land resources, studying on ecological restoration and reconstruction technology in mining wasteland and realizing the land reclamation and ecological rehabilitation is very necessary and urgent to improve ecological environment in mining area, develop the mining economy, and promote construction of ecological province and construction of economic zone of China in Henan province.

Firstly the research history and progress of ecological rehabilitation and reconstruction in mining wasteland at home and abroad was analyzed, some technology, modes and methods of ecological restoration in domestic mining wasteland were introduced, Then taking an iron mining area in LuShan county as an example, through the analysis of the ecological characteristics, the site conditions and restrictive factors in mining wasteland, ecological restoration technology, effect and phytoremediation of heavy metal pollution are studied.

Through the tests the following conclusions were obtained.

(1) In the optimal allocation to slope plants on the mine dump, torch tree can be the preferred choice on the uphill, Whereas locust and rhus chinensis can be chosen on the downhill.

(2) For the soil improvement test of the dump, after seeding stroma, soil particles were finer and finer and the bulk density was growing, which constantly tended to reasonable density. That is explaining that seeding stroma accelerated the slag weathering to a certain extent, making it more suitable for the growth of plants. Cation exchange capacity, available nitrogen and available

potassium of the slag increased. Cation exchange capacity, organic matter and available nitrogen of the stroma increased.

(3) The contents of heavy metals in soil increased after seeding stroma. On one hand, may be due to the soil used in the complex stroma was local soil, which contained high levels of heavy metals; on the other hand also shows that the several plants chosed for the rehabilitation of heavy metal pollution of iron ore dump only had enrichment effect on iron, but for the other heavy metals, whose repair effect is not obvious.

(4)On the plants choice for rehabilitation of heavy metal pollution, the herbaceous plants that *Pennisetum alopecuroides*, *Cynodon dactylon*, Tall fescue, Ciliate desert-grass, Alfalfa and *Celosia cristata*, the Shrub plants that *Caragana*, *Leucaena leucocephala* and *Amorpha fruticosa* can be chosed. Local plant species that Elm, Paulownia, cedar, juniper, *Platycladus orientalis* and so on can be chosed to be tree species.

KEY WORDS: Mining wasteland; Ecological restoration; Technology and effect; Remediation of heavy metal pollution

1 绪论

1.1 论文研究目的及意义

1.1.1 论文研究目的

矿产资源开采是迄今最大规模改变地球表面景观和破坏地表生态系统的有组织的人类活动^[1]。矿产资源的开发利用一方面为国家的经济建设提供了大量的燃料和原材料,对经济发展起了巨大的推动作用,另一方面也对矿山环境产生了负面的影响,矿山特别是金属矿山开采后,废弃物的排放、堆存不仅破坏和占有大量的土地资源,而且导致区域重金属污染(表层土壤、地表水、地下水),土地退化,废弃地表面形成极端的生态环境,植物难以生存,农作物减产和品质下降,直接危及到人体健康和矿产产业的可持续发展,其生态环境破坏的严重后果不仅伴随整个开采过程,而且在矿区开发结束后仍将继续存在,有可能持续几十年或上百年。我国共有大中型矿山 9000 多座,26 万座小型矿山,因采矿侵占土地面积已接近 40000km²,因此而废弃的土地面积达 330km²/a^[2]。在我国人均土地相对贫乏的情况下,加强矿山废弃地的生态修复与重建已迫在眉睫。

长期以来,我国矿业开发普遍存在着重经济效益、轻生态效益的问题。近年来,人们环境意识增强,改善矿山自然生态环境,实现矿产资源开发和生态环境保护的良性循环已经成为一种趋势。

1.1.2 论文研究意义

河南地处中原,横跨我国南北两大板块,地质构造复杂,成矿条件优越,矿产资源丰富,矿业产值居全国前 5 位,是我国重要的矿产资源大省^[3]。特别是煤炭资源十分丰富,已经形成的有鹤壁、焦作、义马、郑州、平顶山、永城六大煤炭开采基地^[4]。目前,由于煤炭资源的过度开采,造成全省范围内破坏和影响的土地(塌陷、挖损、占压)约 400km²,其中已损毁的耕地超过了 300km²,加剧了我省的人地矛盾,带来了严重的环境问题和社会问题^[5]。但我省矿山生态修复的科研和实践工作相对于江浙、北京等发达地区来说还比较落后。因此,对于河南这样一个人口众多、土地资源匮乏的省份来说,进行矿山废弃地的生态修复技术研究,实现矿山废弃地的生态恢复与重建,对改善河南矿区生态环境、发展河南矿业经济、促进河南生态省建设和中原经济区建设都是十分必要和紧迫的。

1.2 矿山废弃地生态修复技术研究现状

1.2.1 国外研究现状

世界许多发达国家对矿山废弃地治理非常重视,并取得了一定的成效。20世纪50年代和60年代,许多工业发达国家加速了复垦法规的制定和复垦工程的实践活动,比较自觉地进入了科学复垦时代;70年代,矿区生态修复发展成为集采矿、地质、农学、林学等多学科为一体的牵动多行业、多部门的系统工程;80年代以后,许多发达国家的矿区生态环境修复已经步入蓬勃、正常的发展轨道^[6]。

美国和德国是最早开始矿区生态修复的国家^[7]。1918年,美国印第安纳州的矿业主就开始自发地在采矿区复垦植树;《1920年矿山租赁法》明确要求保护土地和自然环境;1939年,西弗吉尼亚州颁发了第一个采矿的法律——修复法;1977年8月3日,美国国会通过并颁发第一部全国性的矿区生态环境修复法规——《露天采矿管理与(环境)修复法》^[8];1996年,美国召开了国际恢复生态学会议,专门探讨了矿山废弃地的生态问题。德国也是从20世纪20年代初开始对露天开采褐煤区进行绿化。英国在20世纪30-40年代也已经开始了这方面的研究,目前英国的许多度假休闲公园就是建立在早期综合利用的矿山废弃地上^[9]。

美国平均每年采矿占用土地面积达4500hm²,已有47%进行了生态恢复^[10],美国目前被开采的各类矿山破坏土地的复垦率已达到了79.5%^[11]。德国是世界上重要的采煤国家^[12],年产煤量达2亿t,到1996年,德国煤矿采矿破坏土地15.34万hm²,已经完成的生态恢复的面积有8.23万hm²,恢复率达53.5%^[13]。在1974-1982年间,英国因采矿废弃土地19362hm²,生态恢复面积达16952hm²,恢复率达到87.6%,到1993年露天采矿占用地已恢复5.4万hm²^[14]。

美国、加拿大等国家铜矿尾矿被广泛应用于采空井巷的回填及露天矿复田;在铅锌尾矿方面,德国“阿特拉斯-科普科”公司采用铅锌厂的选矿尾矿生产硅酸盐砖;澳大利亚则采取添加水泥或不加水泥的方法用于回填矿区采空地段;日本各铅锌厂则在烟气净化过程中回收制取硫石膏用于建材生产^[15]。

国外一些发达国家较早就开始重视坡壁绿化,并开创了一系列的绿化工程技术,如客土喷播法、纤维绿化法、厚层基材喷射绿化法、生态多孔混凝土绿化法、植生吹附工法、植生卷铺盖法、种子喷播法等。

1.2.2 国内研究现状

我国矿区生态修复的科研与实践萌芽于20世纪50年代,主要是是个别矿山自发进行的一些小规模修复治理工作;50-70年代处于自发探索阶段;到了80

年代,逐渐转变为有组织的修复治理阶段;1988年颁布《土地复垦规定》和1989年颁发《中华人民共和国环境保护法》,标志着矿区生态修复走上了法制化的轨道;进入21世纪以来,主要是进行以矿山生态系统健康与环境安全为目标的生态修复^[16]。

20世纪90年代以来,对矿山废弃地复垦和重金属污染植被修复的研究开始增多^[17],但目前发现的耐重金属污染的植物种类较少,因而筛选新的具有乡土特征的耐重金属污染或超富集重金属的植物物种,具有重要的理论意义和实践价值。

(1) 国内矿山废弃地生态修复与重建技术模式研究

国内针对矿山裸露边坡修复进行的技术研究有山峡大学发明的植被混凝土技术、北京林业大学牵头进行的裸露边坡植被恢复技术研究、西南交大等单位开发的厚层基材喷附技术,以及一些单位开展的PMS基材喷附技术、VRT矿山植被恢复技术组合创新研究等^[18]。

另外还有一些生态修复实例,如刘刚介绍了喷混植生技术在废弃矿山生态恢复中的研究和应用^[19];北京市门头沟区妙峰山镇龙凤岭采石场通过对采石边坡植被恢复的研究,总结了10项采石边坡生态修复技术组合模式,并取得了较好的生态修复效果,为其他类似坡面的植被恢复提供了借鉴^[20];丰瞻,许文年,李少丽等以裸露山体岩质边坡和废渣堆积体的生态修复为研究对象,以恢复生态学理论为基础,提出了综合应用植被混凝土生态防护技术和防冲刷基材(PEB)生态护坡技术的裸露山体生态修复模式^[21];吴长文等通过对深圳市裸露山体缺口生态治理的探索,总结出裸露山体缺口生态治理技术:(液压)喷混植生(又称客土喷播)绿化新技术、带状种植法、见缝插针式人工植生盆(穴)种植绿化法、挂笼砖绿化技术、景观再造法^[22];张志芬以内蒙古通辽市扎哈淖尔露天煤矿为例论述了客土喷播植被护坡技术在露天煤矿排土场边坡防护中的应用^[23];金章利等在对黄石黄荆山北麓胡家湾采石场生态修复设计时,综合应用植被混凝土护坡绿化技术和绿化罩面网+爬藤生态护坡技术,并结合种植穴、飘台栽植藤蔓,对不同的边坡采取不同的修复技术,以达到修复目的^[24]。

(2) 国内矿山废弃地重金属超富集植物研究

李冰等通过分析贵州烂泥沟金矿区紫茎泽兰对重金属的富集特性和土壤污染程度,发现紫茎泽兰对Cr、Cd有较强的富集能力,而且能把重金属元素从地下部转移到地上部^[25];通过对废弃3000余年的湖北铜绿山古冶炼渣已形成植被的研究发现,鸭跖草是Cu的超富集植物,可用于Cu污染土壤的植物修复与重建^[26];张志权等研究了在铅锌尾矿上定居的雀稗、双穗雀稗、黄花稔和银合欢对铅(Pb)的吸收模式,发现:雀稗所吸收的Pb大部分被滞留在根部,从而对Pb更具耐性;双穗雀稗和黄花稔所吸收的Pb较多地被转移地上部分,容易被转移走,

因而具有较大的植物修复潜力；银合欢所吸收的 Pb80%以上是积累在根、茎的皮和木质部及枝条部分，只有 15%左右分布在叶片中^[27]；阳承胜等通过研究得出：重金属 Pb、Zn、Cu 和 Cd 的全量和有效态含量都随土壤深度的增加而递减。宽叶香蒲等四种植物都具有较强的吸收和富集重金属的能力，且主要富集在植物的地下部分^[28]；戈峰等发现蚯蚓对铜矿中的铜元素富集能力很强，可达体内组织的 82.5-1218.4mg/kg^[29]；聂湘平等的研究表明，大叶相思根瘤菌对 Zn²⁺离子的耐受性较美丽胡枝子强，可以耐受 Zn²⁺<0.80mmol/L 的离子浓度^[26]；陈同斌等研究发现，蜈蚣草对砷有超富集能力^[30]；汪文云等对贵州老万场金矿土生对齿藓、皱叶毛口藓、芽孢银藓、云南墙藓及其基质中各种重金属含量进行了测定，结果表明，皱叶毛口藓和芽孢银藓可以作 Au 的强烈富集者，芽孢银藓对 Cr、Zn、Co 相对富集，云南墙藓对 Pb 相对富集^[31]；魏树和等以杂草为研究对象，通过盆栽模拟实验和小区实验，从 20 科 54 种杂草植物中筛选出镉(Cd)超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum* L)^[32]；研究发现，东方蓼、龙葵、狼把草、野生苋、羊齿类铁角蕨属、旱柳、兰麻以及一些藻类等，对土壤 Cd 胁迫有较强的适应和吸收积累能力^[32,33]；屠乃美等(2000)使用海泡石和高岭土改良镉铅污染的土壤有一定的效果，其改良机制主要是对铅、镉的吸附作用，同时兼有离子间的拮抗作用^[34]；试验结果表明在 Cu、Cd 污染土壤中加入石灰，降低了土壤中 Cu、Cd 的活性抑制了剑麻对其吸收，有利于剑麻的生长，加入石灰后改善了土壤结构，提高了土壤肥力，促进了剑麻的生长^[35]；郭平等采用室内培养技术研究了向日葵幼苗对 Cu、Pb 的富集能力与耐受性，结果表明：向日葵幼苗对 Pb、Cu 具有很强的富集能力，根是主要的富集器官，Cu 由根向茎叶运输能力大于 Pb^[36]。

(3) 国内矿山废弃地矿山废弃地生态修复与重建的植物措施研究

伊敏河矿在排土场复垦过程中，将电厂粉煤灰与露天矿剥离物进行混合排弃，开展了种草试验^[37]；抚顺西露天矿根据堆弃年代将外排土场分成六种类型，提出了六种类型的造林的适种树种^[37]；郝蓉等以平朔安太堡露天煤矿为例，研究了矿区植被恢复过程中的植被动态，得出了该区人工植被的配置较好的模式为：刺槐*油松*柠条，刺槐*油松，刺槐*沙棘和刺槐纯林^[38]；储玲等根据近年来关于尾矿废弃地复垦的研究成果，综合论述了直接植被法在尾矿废弃地复垦中的应用^[39]；古锦汉通过引种 30 多种阔叶物种到湖南茂名的矿山迹地上的试验，找出了海南蒲桃、海南红豆、红胶木、桃花心、桃花心木等几种适生物种^[40]。

(4) 国内矿山废弃地矿山废弃地土壤改良措施研究

范军富等在对阜新海州露天煤矿排土场土壤改良试验研究的基础上，提出了种植豆科类植物与施入食用菌废料可加速土壤熟化，提高土壤肥力^[41]；张鸿龄等针对无土陡坡排岩场特殊的立地条件，以城市污泥、粉煤灰等固体废弃物配制的人工土壤进行基质改良，研究表明，在城市污泥：粉煤灰=1:1 配制的人工土壤上

种植的刺槐有较好的成活率(70%)和生长势^[42];阳贵德等以海藻酸钠和牛粪浸提液为改良材料对铜尾矿进行改良,有利于藻类结皮的形成及其生长^[43];陶忠明等介绍了霍林河矿区的生态修复与建设的具体措施,提出用物理性修复和化学改良法治理矿区污染土壤,进行废弃物填充和植被恢复^[44];胡宏伟等对广东乐昌铅锌尾矿废弃地的研究表明:在废弃地上铺盖厚约20cm垃圾及20kg/m²石灰可提高尾矿pH值并降低电导率,有效防止下层尾矿的酸化^[45];陈龙乾等的研究表明:风化煤矸石的矿物化学组成与矿区黄土相近,煤矸石的汞、镉、铅、砷、氟等有毒元素的含量不超标,可利用进行复垦,治理废弃地恶化的生态环境^[46]。

(5) 我国矿山废弃地生态修复面临的主要问题

虽然近些年来我国矿区废弃地生态修复与重建技术理论研究、法规建设和实践方面都取得了一些进展,但还存在较多的不足之处。主要表现在以下几个方面:

1) 矿山开采者环境保护意识淡薄。长期以来矿山开采者并没有把矿山土地复垦、生态修复列入到开采计划中,在生产建设初期就应该对开采过程中产生的废石、废渣做好土地利用规划。

2) 法律制度落实不到位。虽然1988年国务院就制定了《土地复垦规划》,1998年又重新制定了《土地法》,但由于缺乏一定的监督保障机制,法制管理并未落实到位。

3) 矿区生产环境科学调研工作跟不上。矿山周围植被生态破坏情况,植被破坏的原因、先锋植物调查、选取与培养,土壤状况等缺乏系统科学的调查研究。

4) 生态恢复后期管理工作不到位。生态恢复是一项长期的系统工程,必须要有组织保障,由专门的部门组织实施。矿区生态恢复后期的管理与维护工作常常由于资金等原因不能严格按照要求进行,造成生态恢复前功尽弃,许多已经修复好的矿山又出现退化现象。

5) 生态恢复技术比较落后,跟不上国外发达国家的步伐。国外许多国家在进行矿山开采与修复过程中采用了CAD、GIS、RS等技术,比较简便快捷。而我国在矿山修复中使用这些先进技术的研究为数不多,有待进一步的开发研究。

6) 矿区生态修复,应纳入矿山开发工程。矿区生态修复工作应从矿山开发利用方案开始,与主体工程同步论证开发的可行性,同样深度的同步设计^[47]。

1.3 矿山废弃地生态修复理论

1.3.1 恢复生态学理论

恢复生态学是研究生态退化及生态恢复机理和过程的科学^[47,48]。1973年在美国召开“受害生态系统恢复”国际会议之后,“恢复生态学”一词被提出;1993年《Restoration Ecology》杂志创刊,标志着恢复生态学走向成熟。1996年在美国

国召开了恢复生态学国际会议，专门探讨了矿山废弃地的生态恢复问题^[1]。

恢复生态学是对社会经济活动导致退化的生态系统、各类废弃地和废弃水域进行生态治理的科学技术基础。它应用了许多生态学理论，主要有：限制性因子原理、热力学定律、种群密度制约及分布格局原理、生态适应性原理、生态位原理、植物入侵和生物多样性理论、缀块-廊道-基底理论等^[1]。

1.3.2 水土保持学理论

水土保持学是研究水土流失形式、发生原因和规律、水土保持基本原理，用以制定规划和运用综合措施，防治水土流失，治理江河与风沙，保护、改良和合理利用水土资源，维护和提高土地生产力，改善农业生产条件，建立良好的生态环境的应用科学^[48]。

在《中国水利百科全书·水土保持分册》中明确指出：水土保持是防止水土流失，保护、改良与合理利用水土资源，维护和提高土地生产力，以利于充分发挥水土资源的生态效益、经济效益和社会效益，建立良好生态环境的事业^[49]。水和土是人类赖以生存的基本物质，是发展农业生产的重要因素，水土保持工作对于改善水土流失地区的农业生产条件，减少水、旱、风沙灾害，实现水土资源可持续利用，具有重要意义。

1.3.3 土壤学理论

土壤学是以地球表面能够生长绿色植物的疏松层为对象，研究其中的物质运动规律及其与环境间关系的科学，是农业科学的基础学科之一。主要研究内容包括土壤组成；土壤的物理、化学和生物学特性；土壤的发生和演变；土壤的分类和分布；土壤的肥力特征以及土壤的开发利用改良和保护等。其目的在于为合理利用土壤资源、消除土壤低产因素、防止土壤退化和提高土壤肥力水平等提供理论依据和科学方法^[50]。

土壤学经历了近代 150 余年的发展，已经形成了一套较为完整的研究方法，主要有野外调查法、实验室研究、定位研究法。土壤学的研究方向包括土壤化学与肥力、土壤资源遥感与信息系、生态系统养分循环及其调控、土壤环境化学与污染环境修复、土壤碳循环与全球变化、土壤生态学等。

1.3.4 工程绿化学理论

工程绿化是指在一些特殊困难的地方，以土木工程作为基础进行绿化的一种技术或方法，也就是说为了保护自然环境，在一些由开发建设项目施工导致的水土流失严重的灾害地或有严重水土流失危险的裸地上，为减少或消除其对交通、水利、工矿企业、城镇、农牧业生产的威胁，并改善当地的生态环境条件，美化生活环境，需快速控制水土流失，修复、恢复天然风景，利用普通的绿化方法很

难奏效，需要结合工程措施为植物的生长发育创造出较为适合的基本环境条件，并使其基础固定下来，然后进行平面的和立体的绿化与美化，达到环境、土地、景观得以恢复的目的^[51]。

1.3.5 生物学

生物学是自然科学的一个门类，是研究生命系统各个层次的种类、结构、功能、行为、发育和起源进化以及生物与周围环境的关系等的科学。在生物学发展进程中，生物学的一些基本研究方法逐步形成，成为一段时期的主要研究手段，进而形成现代生物学研究方法体系。

生物学的主要研究方法有以下几种：

(1) 观察描述法，它能通过观察直接获得资料，并且能捕捉到正在发生的现象，不需其他中间环节。因此，观察的资料比较真实、生动、及时。

(2) 比较法，它是通过观察、分析，找出研究对象的相同点和不同点，并对其进行分析研究，进而得出结论的一种研究方法。它是认识事物的一种基本的物理研究方法。

(3) 调查法，调查法能在较短的时间里搜集到难以从直接观察中获得的资料，效率较高，并且其应用不受时间、空间的限制。

(4) 实验法，用实验法研究某一生命过程，要求根据已有事实提出假说，并根据假说推导出一个可以用实验检验的预测，然后进行实验，如果实验结果符合预测，就说明假说是正确的。实验方法的使用大大加强了研究工作的精确性。

1.3.6 植物生理学

植物生理学是研究植物生命活动规律揭示植物生命现象本质的学科。植物生理学即使植物学的一部分，也可以看作是生理学的一个分支。植物生理学的主要内容主要有三个方面：(1) 物质代谢和能量转化；(2) 信息传递和信号转导；(3) 生长发育和形态建成。

植物是地球上利用太阳能合成有机物的主要生物，它们的生理活动对人类有着极为重要的意义。环境保护、防止污染也涉及植物生理学研究，如用植物防风固沙、净化水源、新能量来源的开发等。因此植物生理学在实践上、理论上都具有重要的意义。

1.4 矿山废弃地的特征

1.4.1 矿山废弃地的概念

矿山废弃地是指在采矿或采石过程中所破坏的、未经一定处理而无法使用的土地^[14]。主要是指采矿剥离土、废矿坑、尾矿、矸石和洗矿废水沉淀物等占用的

土地,还包括采矿作业面、机械设施、矿山辅助建筑物和矿山道路等先占用后废弃的土地。

1.4.2 矿山废弃地的类型

根据其来源可分为四种类型:1)开采时剥离表土形成的排土场以及开采的岩石碎块和低品位矿石堆积而成的废石堆积地;2)露天采矿后留下的采空区和地下采矿造成的塌陷区即采矿废弃地;3)开采矿石选出精矿后产生的尾矿堆积形成的尾矿废弃地;4)采矿作业面、机械设施、矿山辅助建筑和道路交通等先占用后废弃的土地。

1.4.3 不同矿山废弃地的特征

(1) 废石堆积地

采矿是指露天采矿和地下采矿,包含矿山基建期间的露天剥离和井巷掘进开拓;排弃物一般包括腐植表土、风化岩土、坚硬岩石以及混合岩土,有时也包括可能回收的表外矿、贫矿等。排土场是在矿山开采过程中人工堆垫形成的特殊地貌,其组成物质结构杂乱、质地松散、孔隙状况差,持水、保肥能力差,田间持水量低,入渗速率高,土壤含水量低,水分与养分容易流失,地表非均匀沉降与形变剧烈、径流紊乱、水土流失严重。废石场主要是矿山采矿排弃物集中排放的场所。

(2) 采矿废弃地

矿石采完后留下的采空区和塌陷区形成的采矿废弃地往往形成深坑,常年积水或形成湿地。

采空区由于表层土壤遭到破坏,土地结构遭到破坏,水循环被破坏,导致土地肥少水少,且保水能力差,因此绿地尽量集中连片,以有利于植物的生长发育和养护管理^[52]。部分采煤塌陷区由于割裂了地下水层,有时会造成地下水渗出地表,形成湖泊。而积水受到环境的污染,水质特点根据具体环境条件的不同有所不同^[53]。

(3) 尾矿废弃地

尾矿废弃地即尾矿库是指筑坝拦截谷口或围地构成的,用以堆存金属或非金属矿山进行矿石精选后排出尾矿或其他工业废渣的场所。尾矿是指金属或非金属矿山开采出的矿石,经选矿厂选出有价值的精矿后排放的“废渣”^[54]。这些尾矿由于数量大,含有暂时不能处理的有用或有害成分,随意排放,将会造成资源流失,大面积覆盖农田或淤塞河道,污染环境。当尾矿库因弃置不用而干涸以后,尾矿因颗粒细小,极松散、易流动,在大风时会漫天飞扬,影响景观环境。因此尾矿库是一个具有高势能的人造泥石流危险源,存在溃坝危险,尾矿库一旦失事,将给工农业生产及下游人民生命财产造成巨大的灾害和损失^[55]。

尾矿库重金属浓度一般可达每千克几十毫克,有的甚至高达几千毫克,但由于现在技术和经济条件有限,目前还无法完全将重金属提炼出来。

(4) 其他废弃地

矿山生产设施、矿场建设主要包括矿部办公用房、居住用房、工业广场、洗选厂房、各类加工场地、球磨车间、仓库等,这些地面设施占用了较多的土地资源。许多矿山闭坑后,矿山地面设施基本废弃,其占用土地难以复垦利用,造成了大量土地资源的闲置和荒芜^[56]。

1.5 矿山废弃地生态修复与重建技术模式研究

1.5.1 植生基材喷附技术

植生基材喷附技术是集生态、材料、植物、土壤、工程等多项技术为一体的生态破坏区域生态植被恢复工程技术体系。其施工流程主要是先将有机质、保水剂、黏合剂、土壤改良剂、缓效肥、植物种子等材料经过科学试验,配置成核心基质材料,再根据施工现场可利用土源和施工现场的土壤地质条件,对基质进行二次调配,通过高压喷射系统将基质喷射到由于人为或者自然造成的植被破坏而缺少植物生长的土壤区域,营造植物生长条件,并让混入的植物种子迅速发芽生长形成植被覆盖。植生基材喷附技术的优点是基质材料能够具有较强的抗侵蚀能力、保水能力、较好的土壤结构;并且能够为植物的生长提供持续的养分条件,植被恢复的速度快、效果好,成本适中;同时该技术使用范围广,对土石渣体、砂石河床滩地能够适用,对岩石、土石等坡面能够与锚杆挂网等工程措施结合使用。

1.5.2 植被混凝土技术

植被混凝土护坡绿化技术是采用特定的混凝土配方和种子配方,对岩石边坡进行防护和绿化的新技术。植被混凝土是根据边坡地理位置、边坡角度、岩石性质、绿化要求等来确定水泥、土、腐殖质、保水剂、混凝土添加剂及混合植绿种子的组成比例。混合植绿种子是根据生物生长特性,采用冷季型草种和暖季型草种混合优选而成的。植被混凝土护坡绿化技术可以一劳永逸地解决岩坡防护与绿化问题,故此,又称工程绿化技术。

植被混凝土边坡防护绿化技术施工工艺流程主要有7个步骤:(1)修筑天沟及排水沟;(2)清理、平整坡面;(3)铺设固定复合网;(4)搅拌植被混凝土;(5)喷射植被混凝土;(6)覆盖无纺布;(7)喷水养护。

1.5.3 生态灌浆技术

生态灌浆技术是沿用工程灌浆的一项技术,主要适用于石质堆渣、卵石滩地

等地表物质呈块状、空隙大、缺少植物生长土壤物质基础的区域。应用中先把植被恢复基质材料、黏土、水根据一定的比例配置成浆状，然后对表层的植物生长层进行灌浆，这样做不仅可使表层稳定，起到防渗作用，而且可给植物的生长提供土壤和肥力条件，使植被恢复成为可能。

1.5.4 生态植被袋技术

生态植被袋生物防护技术是将选定的植物种子通过两层木浆纸附着在可降解的纤维材料编织袋的内侧，施工时在植被袋内装入营养土，封口后按照坡面防护要求码放，经过浇水养护，能够实现施工现场的生态修复。生态植被袋码放时先要对坡面进行整理，使坡面平顺并且拍实，注意码放压茬保证植被袋的稳定性。

1.5.5 生态植被毯

生态植被毯是利用稻草、麦秸等植物为原料生产出来的，在载体层添加草种、保水剂、营养土等材料，达到边坡植被恢复效果的技术，是国际上常用的最简洁有效的水土保持植被恢复措施。植被毯的结构分上网、植物纤维层、种子层、木浆纸层、下网五层。植被毯可以固定土壤，增加地面粗糙度，减少坡面径流量，减缓径流速度，缓解雨水对坡面表土的冲刷；由于在草毯中加入肥料、保水剂等材料，为植物种子出苗、后期生长提供了良好的基础条件；另外，植被毯能够生物降解，无污染，具有建植简易、快捷，维护管理粗放，养护管理成本低廉等特点。

2 研究区概况

2.1 研究区自然概况

2.1.1 地理位置

鲁山县位于河南省中部偏西，东经 $112^{\circ}14'-113^{\circ}14'$ ，北纬 $33^{\circ}34'-34^{\circ}00'$ 之间，隶属于平顶山市。该县矿产资源丰富，矿区土壤质地疏松，水土流失严重，水旱灾害频繁，生态环境条件较差，矿山废弃地破坏和生态特征比较典型，所以选取该县作为研究区域比较适合。

本课题选取河南省鲁山县铁山岭铁矿区废弃排土场和尾矿库作为试验地点，该矿位于鲁山县西北部，行政隶属于鲁山县瓦屋乡（原属观音寺乡）太平堡村。地理坐标：东经 $112^{\circ}44'11''-112^{\circ}44'57''$ ；北纬 $33^{\circ}50'39''-33^{\circ}51'26''$ 。矿区南东距鲁山县城 25km，鲁山——洛阳水泥公路从矿区东部通过，交通便利。

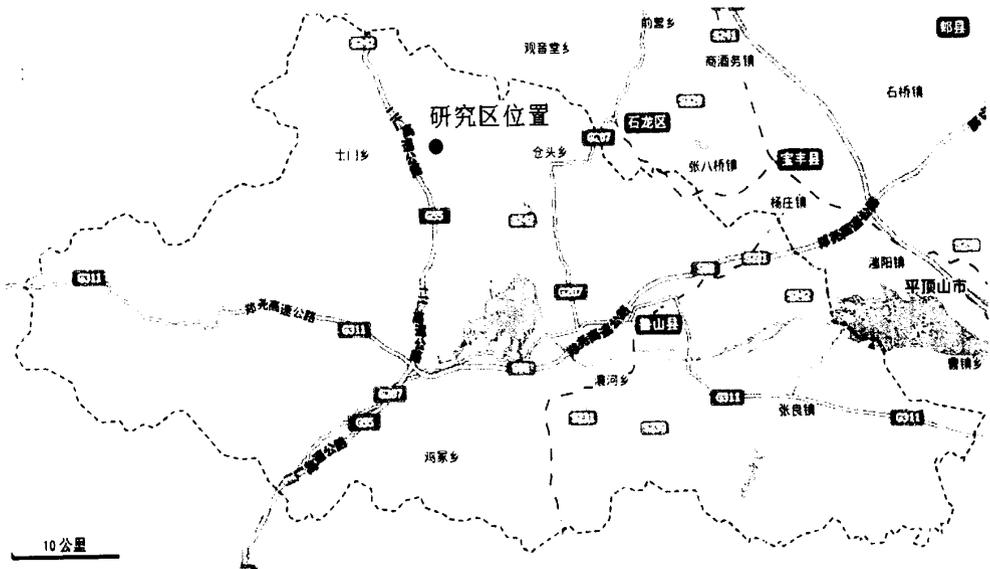


图 2-1 鲁山县地理位置图

Fig 2-1 Location map of LuShan country

2.1.2 地形地貌

鲁山县位于华北地区西南缘，河南省中部偏西，伏牛山东麓，淮河水系的沙河上游，地势西高东低，西、南、北三面环山，东与黄淮平原相连，最高海拔 2153.1m，最低海拔 90.1m。铁山岭铁矿区地处外方山系东段，地层归属为华北区豫西分区浞池确山小区。地势呈北高南低，属低山丘陵地貌特征。区内最高海

拔标高 301.72m, 最低海拔标高 212.5m, 相对高差 89.22m。

2.1.3 气象

鲁山县地处北亚热带与南暖温带过渡区, 具大陆性季风气候特点。据县气象站 1981-1980 年实测资料, 年均日照 2068.8 小时, 日照率 47%。全年总辐射量 112.12kcal/cm^2 , 有效光辐射 54.94kcal/cm^2 , 光温潜力大。年平均气温 14.8°C , 7 月份最热, 平均 27.6°C , 1 月份最冷, 平均 0.7°C 。无霜期在 179-242 天之间, 平均 214 天。

据 1952-1979 年实测资料, 鲁山县年降水量在 700-1400mm, 平均降水量 950mm。鲁山县西南部是河南省三大暴雨中心之一, 又是伏牛山区暴雨中心, 年降水量 1427mm。降水年际变化大, 年内降水季节分配不均, 夏秋集中, 冬春较少。坪沟暴雨中心多年平均降雨量为 1411.9mm。沙河支系荡泽河于矿区西部呈北西——南东通过, 水量受季节性控制。

铁山岭铁矿区属中纬度半干旱大陆性气候, 受季风影响, 年降水量一般年份小于 600mm, 多年平均气温 14.5°C , 逐日平均值元月为 -0.3°C , 6-7 月 $26-28^\circ\text{C}$, 最高 40.6°C , 最大风速 18m/s。

2.1.4 水文

鲁山县水资源比较丰富, 发源于石人山东麓的大沙河, 由西向东贯穿全境, 全县水资源总量 9.4 亿 m^3 , 其它较大河流有 24 条, 均为沙河支流。有库容 6.4 亿立方米的昭平台水库。小水电、火电 5 处, 年发电量 5000 万 kw/h。

2.1.5 土壤

鲁山县土壤类型有 6 类, 12 亚类, 19 属, 33 个土种。其中海拔 800m 以上的山区多为棕壤, 800m 以下的山丘地带多为褐土, 平原区主要为黄棕壤、潮土以及少量的砂礓黑土等。土壤养分方面, 耕地土壤有机质含量在 0.585%-2.645% 之间, 平均 1.013%; 速效氮含量平均为 26.37ppm, 速效磷为 11.96ppm, 速效钾为 101.55ppm, pH 值在 6.8-7.9 之间。

2.1.6 生物资源

鲁山县生物资源丰富, 品种繁多, 约计 2800 多种。野生植物 1400 余种, 列入国家保护的 80 余种; 野生动物 1100 多种, 列入国家保护的 10 余种。植物资源中, 栽培作物 140 多种, 林木 480 多种, 药用植物 285 种, 牧草 200 多种, 食用菌类 30 多种。动物资源有 300 多种。通过实地调查, 该研究区域植被主要有侧柏、圆柏、雪松、花椒、酸枣树、栓皮栎、构树、苦楝树、核桃树、野菊花、胡枝子、泡桐等。

2.1.7 矿产资源

河南省铁矿资源并不丰富，探明储量共 11 亿吨，占全国 2.5%，其中贫矿占 95%，几乎没有富矿。河南省铁矿主要分布于安阳、浚池、三门峡、舞阳、许昌等地，开采区共 15 处，大部分为中小型矿山。平顶山市地质构造复杂，矿产资源丰富，已发现有煤、盐、铁、铝、石膏、耐火粘土、石灰岩等 57 种矿藏，尤其煤、盐、铁储量较大。

鲁山县矿产资源已探明储量的有煤、耐火材料、化学原料、钢铁原料、建筑材料及其他非金属、有色金属、放射性矿产等 7 大类、34 种。其中煤储量 5000 万吨，铁矿储量 2959 万吨，铜矿储量 4741 万吨等。

铁山岭矿区全区铁矿核查资源储量共计 460.75 万吨，采出 74.17 万吨，保有 386.36 万吨。铁山岭矿为一小型沉积变质型（鞍山式）铁矿床。在全区 28 个矿体中有 13 个矿体出露地表，矿体覆盖层薄，在 180m 以上，平均剥采比小，适宜露天开采。

2.2 社会经济概况

2.2.1 人口

鲁山县全县辖 5 镇 15 乡，558 个行政村，总人口 87 万人，县境东西长 90km，南北宽 44km，总面积 2432.32km²，其中山丘区面积 2009.30 km²，占总面积的 82.6%。

2.2.2 经济

鲁山县已形成了以能源、冶金、建材、化工、食品加工等为主的工业体系；经济作物主要有芝麻、花生等。鲁山属国家级生态旅游示范县，旅游资源丰富，景区景点众多，旅游直接收入 5000 多万元，旅游总收入 2.5 亿元。2006 年，鲁山县财政收入首次突破 2 亿元大关，达到 2.26 亿元，在河南省 108 个县（市）排序中由 2003 年的 96 位跃升到 40 位。城镇居民人均纯收入 6300 元，农民人均年纯收入 2050 元，增速连续数年居平顶山市前列。

2.2.3 矿产资源及产业

鲁山县矿产资源丰富，已探明 7 大类 41 种，其中大型矿床 10 余处。主要优势矿种有高铝矾土、硬质铝粘土、焦煤、石膏、石墨、萤石、大理石、花岗石、滑石、硅灰石、金、铜、铁及建材类等品种。鲁山县工业以煤炭、冶金、化肥、水泥、选矿、农机、耐火材料和石材、石墨、农副产品、旅游产品加工为主。林业、蚕业及食用菌生产居全省之冠。

3 论文研究内容与方法

3.1 论文研究内容

矿山废弃地生态恢复主要指对采矿引起的土地功能退化、生态结构缺损、功能失调或退化问题,通过工程、生物及其它综合措施来恢复和提高生态系统的功能,逐步实现矿区的可持续发展^[57]。本文主要研究内容及目标如下:

(1) 矿山废弃地生态特征及限制性因子研究。通过调查与实验分析,摸清研究区域矿山废弃地生态状况、立地条件、土壤物理化学性状及影响生态恢复的关键性因子。

(2) 矿山废弃地填充改造、改良技术与方法研究。本研究选用城市污泥、垃圾、粉煤灰、石灰等,根据废弃地特征,混合配比进行充填改良试验,找出比较适宜的废弃地填充改良措施与方法;对改良后的种植基盘进行分析评价,并根据矿区(不同矿山)不同部位、不同分布和区域特征提出生态恢复重建方向,因地制宜地确定生态恢复的程度和规模。

(3) 物种遴选、配置及建植技术研究。根据生态恢复技术的要求与方向,选择适宜的先锋植物种,进行合理配置,以乔灌草为主,控制草本数量,采用客土喷播等工程绿化方法进行建植试验。探索选择符合矿区实际的强抗性植物种类、合理的配比配置方式以及植被建植、养护、管理的有效方法和集成技术措施。

(4) 耐重金属污染或超富集重金属污染的植物修复研究。对重金属污染或超富集重金属污染区进行植物修复试验,研究提出有效的植物种类。

(5) 矿山废弃地生态修复效应研究。对建植后的植被群落进行跟踪调查研究,探索评价生态恢复过程中植被群落的演替变化特征及生态修复的技术效应。

3.2 论文研究方法

3.2.1 外业调查方法

外业调查主要采用走访、咨询和实际勘查相结合的方法,本研究外业调查采用的方法主要有资料收集与野外调查。野外实地调查内容主要包括对研究区矿山土壤、植被状况的调查以及自然环境、社会环境等情况的调查和资料收集。通过历史资料查询、实地访问等形式确定矿山土地利用情况及分布。

3.2.2 试验方法

本研究采用的试验方法有野外小区实验和室内盆栽试验。野外小区试验主要结合日本的 FS 高次团粒技术等国内外先进的客土喷播技术,引入土壤菌理

论, 创新集成了“活性土壤生态修复技术”。室内盆栽试验主要是通过研究不同植物对不同重金属的富集程度, 得出几种对重金属具有富集作用的超富集植物。

3.2.3 监测方法

本研究采用的监测方法主要有两种, 一种是在野外试验小区内根据不同的坡向和坡位选择具有代表性的地方划定样方(1m^2), 用钢卷尺或样方绳标定出样方, 监测样方内植物的类型及其数量和生长情况, 具体指标有植株高度、地径、冠幅等; 另一种是在室内盆栽试验的过程中, 每隔一个月对盆栽植物进行取样监测, 得到每种植物中重金属含量的变化情况。

3.2.4 化验方法

本研究所采集回来的样品均带回实验室进行化验分析, 其分析方法主要有: 土样室内分析、植物分析等。

3.2.5 数据处理方法

本研究实验所得数据经过 EXCEL 表格及图表处理, 应用统计分析法进行分析、综合, 最终得出结论。

3.3 论文研究创新点

- (1) 研制矿山废弃地不同立地条件基质改良技术以及喷播基质配方技术;
- (2) 提出矿山废弃地不同立地条件生态修复植物筛选及配置技术;
- (3) 筛选 2-3 种耐重金属污染或超富集重金属植物。

3.4 论文研究的技术路线

论文研究的技术路线图见图 3-1。

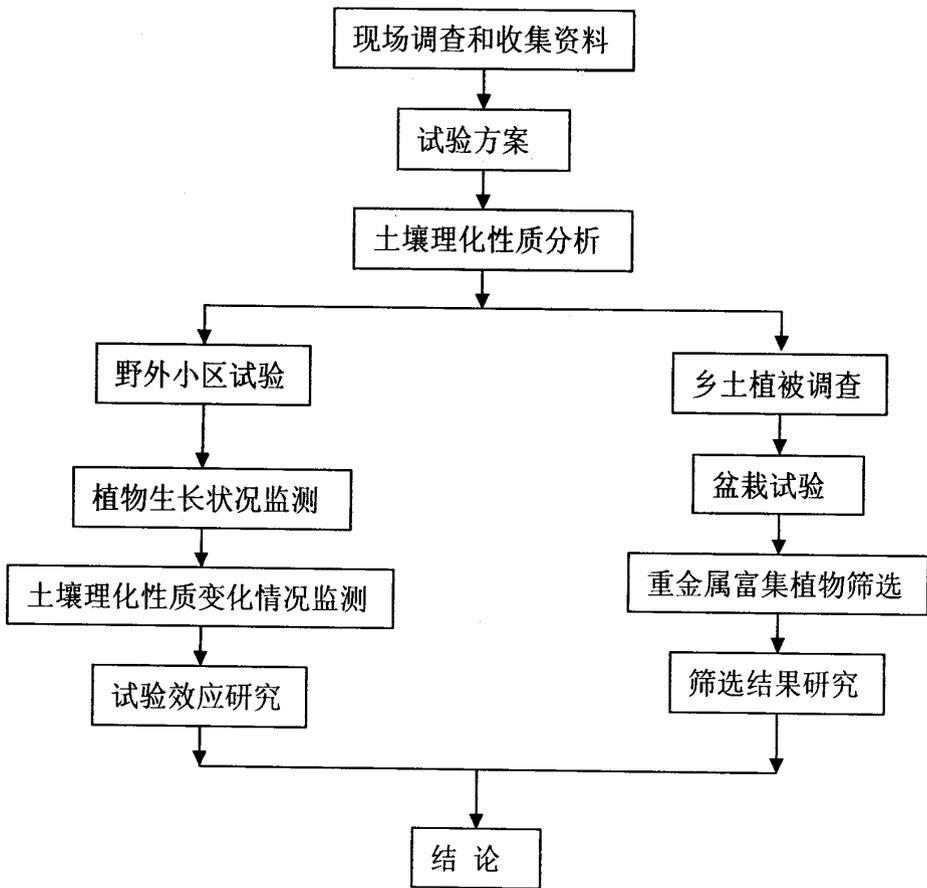


图 3-1 论文研究的技术路线图

Fig 3-1 The technology route of paper

4 矿山废弃地生态修复的限制因子研究

4.1 矿山废弃地土壤理化性质分析

4.1.1 物理结构不良，持水保肥能力差

矿山废弃地土壤物理结构严重不良，主要表现为基质过于坚实或疏松。一方面采矿地的表土通常会被清除或挖走，而采矿后留下的通常是矿渣或心土，加上汽车和大型采矿设备的重压，使得暴露在外的往往是坚硬、板结的基质；另一方面采矿活动所产生的废弃物粒径通常为几百乃至上千毫米，短期内自然风化粉碎困难，松散堆积，空隙大、持水能力极差。这种过于坚实或疏松的结构均使土壤的持水保肥能力下降，不利于植被的恢复生长。矿山废弃地由于物理结构不良、持水能力差，加上地表植被破坏，因而基质水分含量极低，干旱现象普遍。

4.1.2 极端 pH 值

矿山废弃地土壤常具有极端 pH 值。大多数植物适宜生长在中性土壤环境中。当土壤的 pH 值超过 7-8.5 时呈强碱性，可使植物枯萎，而当其 pH 值小于 4.0 时，则呈强酸性，对植物生长有强烈的抑制作用。强酸除了其自身对植物能产生强烈直接危害外，酸性条件还会加剧重金属的溶出和毒性，并导致土壤养分不足。此外，在酸性环境中，大量金属离子和有毒盐可进入土壤溶液中，破坏土壤微生物环境，并影响土壤酶的活性，进而阻碍根的呼吸作用及对矿物盐和水吸收^[58]。

4.1.3 极端贫瘠，养分不均衡

矿山废弃地土壤极端贫瘠、养分不平衡。植物正常生长需要多种元素，其中 N、P、K 等元素不能低于正常含量，否则植物就无法正常生长。矿业废弃地的基质中一般都缺少 N、P、K 和有机质。

4.1.4 重金属含量过高

矿山废弃地中往往 Cu、Pb、Zn、Cd 等重金属元素含量非常高。这些重金属元素也都是植物生长所必需的微量元素，当它们微量存在时，可促进植物生长，但当超量时，则成为阻止植物生长的有毒物质，尤其是几种同时存在时，由于毒性的协同作用，危害更大，不但影响植物的各种代谢途径，抑制植物对营养元素的吸收及根系的生长，而且也存在周边环境受重金属污染的风险^[9]。

除以上主要限制性因子外，矿山废弃地的含盐量问题、生物多样性破坏都给矿山废弃地恢复带来更加不利的影

素均造成矿山废弃地的极端生境。

4.2 矿山废弃地土壤改良

土壤理化性质的改善是植被恢复的重要目标,对于进行矿山生态恢复与重建有着重要意义。

4.2.1 物理改良

(1) 表土保护

先把表层(30cm)及亚层(30-60cm)土壤取走,加以保存,工程结束后再把它们放回原处,铺上50cm厚的粘土并压实,以防渗透。这种方法基本上可以保持原来表层土的肥力,达到立即复耕的效果。

卞正富和张国良将开滦煤矿作为试点,研究认为条带式覆土或全面覆土能使矸石的酸性得到有效地控制,而穴植覆土则不能^[59]。

(2) 客土覆盖

矿山废弃地土层较薄或缺少种植土壤时,可直接采用异地熟土覆盖,直接固定地表土壤,并对土壤理化性质进行改良,为矿区植被修复创造有利条件。

4.2.2 化学改良

(1) 添加营养物质,如N、P、K肥。大部分矿山废弃地土壤都会缺乏N、P等营养物质,是植物生长的限制因子之一,可以通过施用N、P、K肥等来改善、提高土壤肥力。

(2) 添加化学物质,调节土壤pH值。由于大多数矿山废弃地都存在不同程度的土壤过酸或过碱的问题。当废弃地的酸性过高时,又会使金属离子浓度过高,因此可以通过添加一些调节性的化学物质来调节土壤的酸碱度,使其适宜植物的生长。如酸性较高时,可少量多次地施用石灰、硅酸钙、碳酸钙等碱性物质来中和酸性;当碱性过高时,则可施用硫磺、硫酸等物质来改善^[60]。

(3) 有机废弃物改良土壤。有机肥料如城市污泥、生活垃圾等,不仅能改善土壤物理性质,还能够提供植物生长所需的各种营养元素,缓解重金属的毒性,从而提高土壤的肥力^[61]。

4.2.3 生物改良

生物改良是指利用细菌和真菌等微生物、蚯蚓等动物以及水生藻类、陆生植物,甚至酶及分泌物等的代谢活性降解、减轻有机污染物的毒性,改变重金属的活性或在环境中的结合态,通过改变污染物的化学或物理特性而影响其在环境中的迁移、转化和降解速率。因此,生物改良主要是指利用植物、土壤动物以及微

生物等来改良土壤。

(1) 植物改良

植物改良是指利用植物及其根际圈微生物的吸收、挥发和转化、降解的作用机制来清除土壤中的污染物质。通常所说的植物改良主要是指利用重金属超积累植物的提取作用去除污染土壤中的重金属。

(2) 土壤动物改良

土壤动物是指在土壤中度过全部或部分生活史的动物，其种类繁多，数量庞大，按照系统分类，土壤动物可分为脊椎动物、节肢动物、软体动物、环节动物、线形动物和原生动物等。其中环节动物中的蚯蚓在土壤中的数量巨大，并且具有混合土壤，改善土壤结构，提高土壤透气、排水和深层持水能力的作用，进而影响物质在土壤中的环境行为，因而可以利用蚯蚓的这种特性来去除或分解土壤中的污染物。

(3) 土壤微生物改良

土壤微生物的种类很多，有细菌、真菌、放线菌、藻类和原生动物等，其数量也很大，1克土壤中就有几亿到几百亿个。微生物在改良土壤中的作用主要有以下几个方面：土壤微生物分解作物的残根败叶和施入土壤中的有机肥料形成腐殖质，改善土壤的理化性质；土壤微生物分解土壤中的矿物质以利于作物吸收；土壤中的固氮菌能固定空气中的氮素，改良土壤。

4.3 研究区土壤理化性质分析研究

试验前分别对该铁矿某排土场和尾矿库土壤进行取样，并带回实验室进行分析，由于时间和条件有限，土壤养分主要测定土壤有机质、氮、磷、钾等含量，土壤酸碱性用pH值衡量，重金属元素污染选择铜、锌、铅、镉、铬、铁、金、银等因子进行监测。由于排土场土质差别较大，所以分四个点进行取样样品编号分别为P1，P2，P3，P4，而尾矿库土质大致相同，只取一个样品，编号为W。

4.3.1 影响生态修复的限制性因子分析

(1) 土壤物理结构

土壤的物理结构主要分析其颗粒组成与容重。土壤颗粒组成影响土壤养分状况，土壤容重的大小取决于机械组成、结构和垒结状况以及有机质的含量和性状等因素。

排土场主要是堆放10-100cm的碎石，有时可能会掺杂少量的山皮土，所以土壤中细粒的物质少，由分析可知，排土场所取的四个土壤样品粒径>1mm的颗粒占总重量的百分比分别为83.3%、76.5%、76.4%、79.9%。短期内自然风化粉碎比较困难，松散堆积，空隙大，持水能力相应的也很差；而对尾矿库所取的样

品进行分析可知粒径<1mm 的颗粒占总重量的百分比为 98.4%，尾矿废弃地由于是矿石碾磨成粒径细微的粉沙，主要是砂质土，基本没有土壤成分，且质地很细。

表 4-1 土壤容重分级标准 单位: g/cm^3

Tab.4-1 Soil bulk density classification standard

分级	过松	适宜	偏紧	紧实	过紧实	坚实
容重	<1.00	1.00-1.25	1.25-1.35	1.35-1.45	1.45-1.55	>1.55

排土场及尾矿库土壤容重见表 4-2。

表 4-2 排土场及尾矿库土壤容重表 单位: g/cm^3

Tab.4-2 Soil bulk density of the mine dump and Tailing dam

取样点编号	P1	P2	P3	P4	W
容重	1.01	0.99	0.96	1.10	0.45

根据土壤容重分级标准，排土场土壤是比较适宜的土壤；而尾矿库土壤结构则过于松散。

(2) 土壤养分

土壤养分主要包括土壤有机质、全氮、速效磷、速效钾等。有机质的输入量主要依赖于有机残体归还量的多少及有机残体的腐殖化系数^[62-63]，不同植物凋落物分解不同，影响土壤有机质的积累。氮素的输入量则主要依赖于植物残体的归还量及生物固氮，也有少部分来源于大气沉降^[64]。土壤速效磷含量是衡量土壤磷素供应状况的较好指标。土壤全钾反应了土壤钾素的潜在供应能力，而土壤速效钾则是土壤钾素的现实供应指标^[65]。

土壤养分分级参考指标见表 4-3。

表 4-3 土壤养分分级参考指标

Tab.4-3 The soil nutrient grading reference index

分级	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	有效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)	缓效钾 (mg/kg)
一级	>40	>2	>40	>200	>500
二级	30-40	1.5-2	20-40	150-200	400-500
三级	20-30	1-1.5	10-20	100-150	300-400
四级	10-20	0.75-1	5-10	50-100	200-300
五级	6-10	0.5-0.75	3-5	30-50	100-200
六级	<6	<0.5	<3	<30	<100

经测定，排土场及尾矿库土壤养分见表 4-4。

表 4-4 排土场及尾矿库土壤养分表

Tab.4-4 The soil nutrient of the mine dump and Tailing dam

取样点编号	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	有效磷 (mg/kg)
P1	26.26	0.10	4.95
P2	15.60	0.54	9.00
P3	65.26	0.34	5.31
P4	27.12	0.25	5.51
W	4.15	0.11	—

对比土壤养分分级标准可以看出，排土场有机质含量均在四级以下，全氮含量均属于六级，有效磷含量则属于四级，由此可见，该矿排土场氮素严重缺乏。尾矿库土壤有机质、全氮只达到六级标准，比较贫瘠，基本不适合任何植物的生长。

(3) 土壤酸碱度

各种植物对土壤酸碱反应的要求是不同的，大多数植物都不能在 pH 值低于 3.5 和高于 9 的情况下生长。在矿山废弃地土壤的酸碱度是影响植物分布的重要因子^[65]。土壤酸碱度分级表见表 4-5，排土场及尾矿库土壤酸碱度见表 4-6。

表 4-5 土壤酸碱度分级标准

Tab.4-5 The soil pH classification standard

pH 值	<4.5	4.5-5.5	5.5-6.5	6.5-7.5	>7.5
分级	强酸	酸性	微酸	中性	碱性

表 4-6 排土场及尾矿库土壤 pH 值

Tab.4-6 The soil pH of the mine dump and Tailing dam

取样点编号	P1	P2	P3	P4	W
pH 值	8.64	8.53	8.49	8.54	8.86

对比我国土壤酸碱度的分级可知, 该矿排土场和尾矿库土样均属于碱性土, 且尾矿库碱性大于排土场。

对于强碱性土的改良主要是增加土壤的有机质, 改良土壤的团粒结构。可以通过少施或不施碱性化肥, 多施有机肥和酸性化肥, 施用熟石灰, 施用土杂肥等农家肥等方法来改善。

(4) 土壤重金属含量

经测定, 排土场和尾矿库土壤中重金属含量见表 4-7。

表 4-7 排土场和尾矿库土壤中各重金属含量 (mg/kg)

Tab.4-7 The heavy metal content in soil sample of dump and tailings

编号	铅	铜	锌	镉	铁
P1	4.798	33.07	24.41	3.585	56133.5
P2	31.12	—	8.806	—	69287.0
P3	10.16	9.858	5.006	14.27	47658.5
P4	8.128	8.316	13.53	4.652	48122.5
W	0.022	5.052	—	23.22	59322.5

对比《中国土壤元素背景值(河南潮土类)》(Pb=21.9mg/kg、Cu=24.1mg/kg、Zn=71.1mg/kg、Cd=0.1mg/kg), 排土场铅的含量在 4.798-31.12mg/kg 之间, 平均为 13.55mg/kg, 是土壤背景值的 0.62 倍; 铜的含量在 9.858-33.07mg/kg 之间, 平均为 17.1mg/kg, 是土壤背景值的 0.71 倍; 锌的含量在 5.006-24.41mg/kg 之间, 平均为 12.9mg/kg, 是土壤背景值的 0.18 倍; 镉的含量普遍较高, 在 3.585-14.27mg/kg 之间, 高达土壤元素背景值的 35.85-142.7 倍; 而尾矿库铅的含量仅为 0.022mg/kg, 是土壤背景值的 0.001 倍, 铜的含量为 5.052mg/kg, 是土壤背景值的 0.21 倍, 锌未检出, 镉的含量为 23.22mg/kg, 高达背景值的 232.2 倍。

由于研究区域为铁矿，所以土壤中铁的含量较高。

4.3.2 排土场土壤性质分析

总体来说，该铁矿排土场土壤中细粒的物质少，短期内自然风化粉碎比较困难，松散堆积，空隙大，持水能力相应的也很差。排土场土壤养分贫瘠，有机质含量不高，缺氮少磷；土壤酸碱度偏高，属于碱性土壤；重金属中铅、铜、锌的含量均低于河南土壤元素背景值，镉的含量远远高于背景值，铁的含量也较高。说明排土场土壤结构松散，氮磷元素缺乏，偏碱性，重金属镉和铁含量较高是生态修复的限制性因子。

4.3.3 尾矿库土壤性质分析

总体来说，该铁矿尾矿库主要堆积的是矿石碾磨成粒径细微的粉沙，主要是砂质土，基本没有土壤的团粒结构，结构松散，强度低，含砂石多，土量极少，土壤贫瘠，持水能力差，透水能力强，抗软化的能力弱，抗剪切强度差，故边坡的稳定性相对较差。尾矿库土壤养分比较贫瘠，有机质、全氮只达到土壤养分六级水平，并且尾矿库土壤酸碱度较高，存在不同程度的有毒有害成分，重金属镉的含量远远高于河南土壤元素背景值，铁的含量比较高，而且植被品种赖以生存的微生物几乎为零，基本不适合植物的生长。说明该尾矿库土壤结构松散，氮磷元素缺乏，偏碱性，重金属镉和铁含量较高也是生态修复的限制性因子。

5 矿山排土场边坡生态修复研究

5.1 矿山生态修复植物选择

5.1.1 物种选择原则

(1) 遵从植物的生态习性，因地制宜

选择植物时要考虑植物的生态习性是否适应废弃地立地条件下的限制性因子，以达到植被恢复的目的。

(2) 考虑植物的物种多样性，乔、灌、草有机结合

草生长需要的土壤薄，种草可以很快覆盖地面，使裸露的地面恢复植被，但草有更新问题，并且抗水蚀、风蚀的能力不强，而乔灌木的抗污染能力比草本植物强，且能形成立体结构，增加自然景观，因此增加种植抗性较强的乔灌木，做到乔-灌-草的有机结合，能有效的保持水土，增加恢复后的生态系统的稳定性。因此在物种选择时要考虑植物的物种多样性，形成乔灌草多层次、多品种组合的稳定的复合植物生态系统。

(3) 选择抗性强、耐贫瘠、耐干旱的植物

在选择适生优势植物时，必须选择抗干旱、耐贫瘠、防污染、抗病虫，生长速度快、萌芽力及覆盖能力强的植物，特别要注意选择具有固氮能力的豆科植物，因为在矿山废弃地贫瘠生境的植被恢复中氮素处于关键地位。

(4) 尽量选择乡土植物作为先锋植物

乡土植物，是指原产于本地区（一个国家或地区，甚至一个城市或乡镇），或通过长期引种和栽培、繁殖并证明了已经非常适应本地区的气候和生态环境，生长良好的一类植物。与外来植物相比，乡土植物更能适应当地环境和气候条件，因此乡土物种在矿山废弃地的植被恢复中具有不可替代的优势。

5.1.2 植物的优化配置

植物品种的不同配置方式和密度会直接影响到植被群落的稳定性和恢复成本。应根据恢复目的、立地条件和植物品种等特性，进行科学合理的配置，按照既生态又经济的方案实施矿山废弃地的植被恢复，营建与周边生态环境相协调的稳定的目标群落。

植被的配置应遵循的原则：（1）以水土保持效果为主，兼顾生态景观效果。

（2）坚持生物多样性原则，优化植物配置。（3）乡土植物与外来物种相结合。引入外来物种时，应对外来引入的物种加强管理，切勿引发外来物种泛滥，以免给当地生态带来破坏。（4）乔灌草有机结合，立体生态原则。

5.2 试验场地选择

通过对铁山岭矿区的排土场进行大量的现场勘察,选取一处坡度、排弃物等比较典型的排土场进行试验研究。该边坡坡度在 35° 左右,面积在 1km^2 左右。边坡表层主要由未破碎直接堆入的洗矿后的废矿渣堆积而成,颗粒度非常不均匀,中下部边坡多是超过 15cm 的不规则石块,因此,短期内自然风化粉碎比较困难,而且松散堆积,空隙大,相应的持水能力也很差,土壤养分也比较贫瘠。经测定,排土场有机质含量不高,在 $15.60\text{-}65.26\text{g/kg}$ 之间,平均为 33.56g/kg ,只达到土壤养分四级标准;缺氮少磷,全氮含量在 $96.88\text{-}537.6\text{mg/kg}$ 之间,平均为 305.8mg/kg ,只达到土壤养分的六级;速效磷含量在 $4.95\text{-}9.00\text{mg/kg}$ 之间,平均为 6.19mg/kg ,达到四级标准;土壤酸碱度偏高,pH值在 $8.49\text{-}8.64$ 之间,平均为 8.55 ,属于碱性土壤;重金属中铅、铜、锌的含量均低于河南土壤元素背景值,镉的含量远远高于背景值,铁的含量也较高。

5.3 排土场边坡施工方案设计

5.3.1 施工前期处理

施工前期首先对施工区域进行清除、修整,清除排土场平台与坡面上的杂物及松动的岩块,并对坡面转角处及坡顶的棱角进行修整,使之呈弧形,尽可能使施工坡面平整,以方便喷播施工,增加绿化效果。

5.3.2 铁丝网铺设

采用高镀锌菱形铁丝网或高强塑料加强土工网,挂网施工时采用自上而下放卷,相邻两卷铁丝网(土工网)分别用绑扎铁丝连接固定。网与作业面保持一定间隙,并均匀一致。挂网可以使客土基质在岩石表面形成一个持久的整体板块。

5.3.3 基质配制

喷播前,将花生壳、锯末、腐殖土、草纤维、缓释营养肥料等混合材料,按照一定的比例搅拌在一起,混合均匀,喷播在铁丝网上,厚度为 $2\text{-}8\text{cm}$ 。由于基质水分丧失会造成基质厚度不够,一般要求喷射厚度为设计厚度的 125% 。

5.3.4 植被喷播设计

按照植被选择的原则,并根据排土场土壤的性质以及当地的气候条件,喷播的植物应乔、灌、草相结合,并适当地增加乡土植物。本次喷播的植物有苦楝、火炬树、刺槐、紫穗槐、盐肤木等。

喷播前, 乔、灌木种子分别用相应温度的热水(含浸种剂)浸种 1 天, 草本植物种子在喷播前浸种 1-2 小时使种子吸水湿润即可。

将处理好的种子与配制好的土壤基质混合, 经过喷播机搅拌混匀成喷播泥浆, 在喷播泵的作用下, 均匀喷洒在工作作业面上。

5.4 排土场边坡排水系统设计研究

5.4.1 排水系统设计原则

排土场边坡修复排水系统的设置一般应遵守以下原则^[66]:

(1) 根据工程地质特点, 设置排水沟、散水沟等排水设施, 并在岩石松散破碎处设置必要的防护和支挡工程。

(2) 对于高陡边坡或岩土稳定性欠佳边坡, 则采取分级截流、纵横结合排水的方法进行处理。将坡顶以外的地表水从截水沟排走; 分级边坡每个台阶设一截水沟排水; 坡脚设边沟排水。高陡边坡应根据地形和坡面大小, 间隔一定距离设一垂直路线的排水沟, 将水尽快排出边坡^[67]。

(3) 将影响边坡稳定的地表水加以拦截, 并将其排除在边坡范围以外, 防止其漫流、停积或下渗。对影响边坡稳定的地下水予以截断、疏干、降低并将其引导到边坡范围以外。

(4) 在坡脚设置排水沟, 及时将边坡排出的水排走, 减小水对坡脚的浸泡, 以增加边坡的稳定性。

5.4.2 排水系统设计方法

设计排土场的排水系统时, 首先要确定整个场地的排水密度和沟道序级。排水密度是集水区的面积(ha)除以其中所有沟道的长度之和(m), 单位为 ha/m。假设场地排水密度为 0.02ha/m, 这意味着每米长度的排水沟要排走 200m³ 汇水区的集水, 对排水沟两侧来说, 一边的汇水区坡长要小于 100m, 或每 200m 之间应设一个排水沟。沟道序级是排水系统中的支流模式, 决定着水流的方向^[68]。

排水沟的坡度和面积, 要与其沟道序级相适应, 序级越高, 要求排水沟的断面面积相应增大, 其坡度相应减缓^[69]。

5.4.3 边坡排水系统设计

排土场边坡土壤疏松, 空隙大, 持水能力差, 因此极易被水冲刷造成水土流失。所以在排水系统设计时, 为避免排土场上游洪水对坡面的冲刷, 使其顺利排泄, 减少水土流失, 在排土场平台修筑挡水坝, 既可阻止平台径流汇入边坡, 又可以拦截坡面下移泥沙; 在边坡两侧均应设置排水边沟; 坡脚处因有大的块石堆积, 则不用设计挡墙, 且坡脚下游为沟道, 坡面径流可通过边坡排水沟直接汇入

下游沟道。

排水沟按 10 年一遇洪水标准设计。由于排土场汇流面积较小，因此设计排水沟采用梯形过水断面，边坡为 1:1.5，净底宽 40cm，净深 30cm，浆砌片石厚 20cm。排水沟设计见图 5-1。

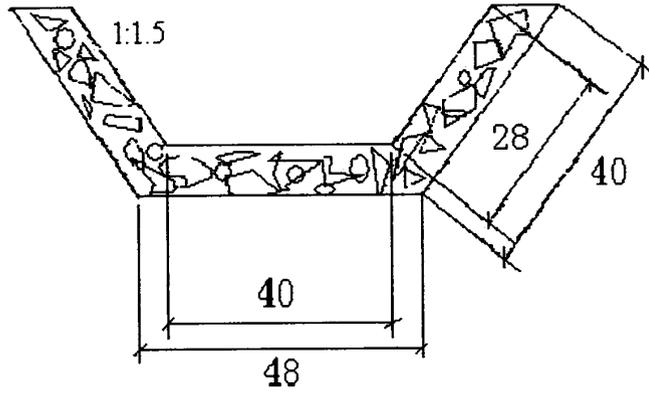


图 5-1 排水沟设计图

Fig.5-1 The design of drainage

为尽量减少对土体结构的破坏，截水沟可以修建在水平平台的边缘，和排水沟共同组成一个网状的地表排水系统，必要时还需开挖排水盲沟等进行地下排水。

6 矿山排土场生态修复技术效应研究

6.1 监测项目

植被建植后, 定期进行监测, 主要监测内容为不同种类植物的生长状况: 每月定时量测不同植物株数、均高、直径、盖度等, 分析植物物种变化、生物多样性变化及种群进化演替特征等; 配制基质的理化性质变化情况: 基质速效氮、磷、钾、pH 值、重金属含量等的变化情况; 不同坡度植被覆盖度等。

6.2 监测方法

在试验小区内选择具有代表性的地点, 按立地条件不同, 布设监测点。样方大小: 1 m^2 , 监测频率: 1 次/月。在监测区域内根据不同的坡向和坡位选择具有代表性的地方划定样方, 用钢卷尺或样方绳标定出样方, 监测样方内植物的类型及其数量和生长情况, 具体指标有植株高度、地径、冠幅等。

各监测样方位置及条件见表 6-1; 各监测样方位置与基质厚度关系见图 6-1。

表 6-1 监测样方位置条件表

Tab.6-1 Monitored plots position condition table

监测样方	位置	坡度	基质厚度/cm
样方 1	上坡	缓坡	7
样方 2	上坡	缓坡	9
样方 3	中坡	较陡	10
样方 4	下坡	较陡	12

样方位置与基质厚度关系图

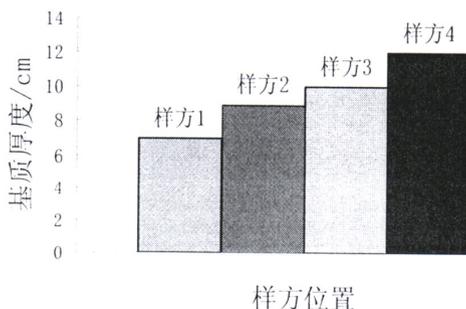


图 6-1 样方位置与基质厚度关系图

Fig.6-1 Quadrat position and stromal thickness diagram

由图 6-1 可见, 由于排土场边坡较陡, 喷播的基质由于重力作用, 越往下坡, 基质层越厚。

6.3 植物生长变化情况监测评价

7 月中旬植被建植完成, 对坡面进行浇水养护, 保持基质的湿润。以后各月对植物生长情况进行监测。

6.3.1 8、9 月份植物生长情况监测

8、9 月份对样方 1 和样方 2 内植物生长情况进行了监测, 结果见表 6-2。

表 6-2 8、9 月份样方 1、2 内植物数量监测结果

Tab.6-2 Monitoring results of the plants number in August and Septembe

取样 时间	取样 地点	植株数量/株					
		紫穗槐	刺槐	火炬树	臭椿	盐肤木	苦楝
8 月份	样方 1	300	50	350	10	—	—
	样方 2	350	50	400	10	—	—
9 月份	样方 1	200	180	80	10	80	50
	样方 2	230	200	70	10	100	40

由表 6-2 可以看出, 所选的几种植物中, 紫穗槐、火炬树发芽较早, 其次是刺槐和臭椿, 盐肤木和苦楝发芽较晚。

6.3.2 10 月份和 11 月份植物生长情况监测分析

10 月份由于天气原因, 紫穗槐已经落叶, 没有对其进行监测, 其他植物生长情况监测结果见表 6-3。

表 6-3 10 月份各类植物生长状况

Tab.6-3 The growth situation of all kinds of plants in October

植物种类	取样地点	数量 /株	株高 /cm	冠幅 /cm ²	主根长度 /cm	须根数	须根长度 /cm
刺槐	样方 1	50	15.8	178.5	71.4	2	25.5-28.3
	样方 2	43	8.3	153.0	15.6	7	5.2-14.8
	样方 3	35	7.4	34.7	27.3	1	23.8
	样方 4	20	5.5	2.5	10.7	4	6.3-10.2
盐肤木	样方 1	200	22.8	64.5	9.2	5	2.5-14.8
	样方 2	230	13.6	33.7	12.4	3	3.1-8.1
	样方 3	205	10.6	22.7	10.8	4	4.2-11.4
	样方 4	180	16.1	14.4	9.4	2	3.5-5.2
火炬树	样方 1	80	5.2	43.2	12	2	3.5-13.6
	样方 2	100	4.1	23.0	5.1	1	5.4
	样方 3	22	2.4	2.9	10.6	3	3.1-3.6
	样方 4	62	2.1	1.3	6.4	2	1.0-2.5
苦楝	样方 1	70	6.5	42.3	10.6	5	1.2-4.6
	样方 2	30	5.9	10.1	5.1	4	1.2-7.1
	样方 3	25	5.1	8.2	4.9	6	2.0-2.9
	样方 4	62	2.6	2.2	3.7	4	0.9-2.6

由表 6-3 可知，刺槐植株高度在 5.5-15.8cm 之间，平均 9.3cm，盐肤木在 10.6-22.8cm 之间，平均 15.8cm，火炬树在 2.1-5.2cm 之间，平均 3.5cm，苦楝在 2.6-6.5cm 之间，平均 5.0cm；刺槐的冠幅在 2.5-178.5 cm² 之间，平均 92.2 cm²，盐肤木在 14.4-64.5cm² 之间，平均 33.8cm²，火炬树在 1.3-43.2cm² 之间，平均 17.6cm²，苦楝在 2.2-42.3 cm² 之间，平均 15.7cm²；主根长度刺槐在 10.7-71.4cm 之间，平均 31.3 cm，盐肤木在 9.2-12.4 cm 之间，平均 10.5 cm，火炬树在 5.1-12 cm 之间，平均 8.5cm，苦楝在 3.7-10.6 cm 之间，平均 6.1 cm。

由分析结果可以看出，10 月份盐肤木和刺槐生长速度较快，火炬树和苦楝次之。

11 月份植被生长情况监测结果见表 6-4。

表 6-4 11 月份各类植物生长状况

Tab.6-4 The growth situation of all kinds of plants in November

植物种类	取样地点	数量	株高/cm	冠幅/cm ²	主根长度/cm	须根数	须根长度/cm
刺槐	样方 1	30	13.2	220.8	30.3	3	10.1-20.2
	样方 2	20	9.3	133.3	28.2	3	8.2-17.1
	样方 3	10	7.5	77.9	23.1	3	6.2-8.1
	样方 4	8	16.1	361.9	45.1	2	17.2-20.4
盐肤木	样方 1	240	44.2	82.6	7.2	1	20.3
	样方 2	250	37.3	72.4	20.3	4	7.1-18.2
	样方 3	300	49.2	190.4	25.1	4	8.5-12.2
	样方 4	315	38.2	114.2	20.2	3	6.2-12.3
火炬树	样方 1	80	9.3	52.5	11.5	1	9.3
	样方 2	180	6.5	35.8	12.4	2	8.5-10.3
	样方 3	20	7.2	46.5	11.8	2	2.8-4.2
	样方 4	90	4.3	22.8	5.1	1	3.5
苦楝	样方 1	100	8.2	50.0	2.3	2	4.1-6.2
	样方 2	10	7.5	29.3	12.1	1	3.2
	样方 3	20	5.5	43.5	4.2	2	2.5-3.1
	样方 4	54	6.5	26.3	12.3	1	3.2

由表 6-4 可知, 刺槐植株高度在 7.5-16.1cm 之间, 平均 11.5cm, 盐肤木在 37.3-49.2cm 之间, 平均 37.8cm, 火炬树在 4.3-9.3cm 之间, 平均 6.8cm, 苦楝在 5.5-8.2cm 之间, 平均 6.9cm; 刺槐的冠幅在 77.9-361.9cm² 之间, 平均 198.5cm², 盐肤木在 72.4-190.4cm² 之间, 平均 114.9 cm², 火炬树在 22.8-52.5 cm² 之间, 平均 39.4cm², 苦楝在 26.3-50.0cm² 之间, 平均 37.2cm²; 主根长度刺槐在 23.1-45.1cm 之间, 平均 31.7cm, 盐肤木在 7.2-25.1cm 之间, 平均 15.9cm, 火炬树在 1.5-12.4cm 之间, 平均 10.2cm, 苦楝在 2.3-12.3cm 之间, 平均 7.7cm。

由分析结果可以看出, 11 月份四种监测植物长势都很好, 其中盐肤木和火炬树增长较大, 刺槐和苦楝次之。

10 月份和 11 月份各样方内植物的生长情况对比图分别见图 6-2、6-3、6-4、6-5。

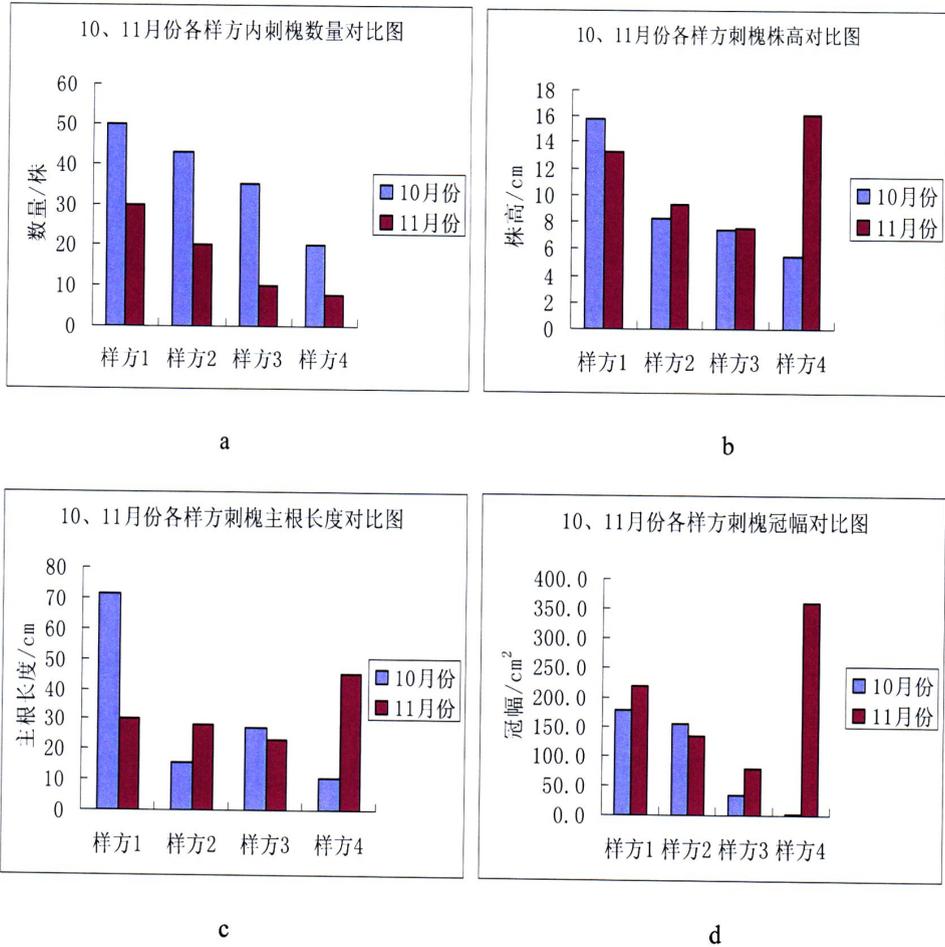


图 6-2 10 月份和 11 月份各样方内刺槐的生长情况对比图
 Fig. 6-2 Growth comparison chart of Locust in 10 and 11

由图 6-2 可以看出, 随样方坡位的下移, 刺槐的数量逐渐减少; 10 月份株高、主根长度、冠幅呈现递减趋势; 11 月份呈现先减后增的趋势, 并且下坡位株高、主根长度、冠幅增幅明显, 说明随着基质的改善, 下坡位基质层越厚刺槐生长趋势越快。

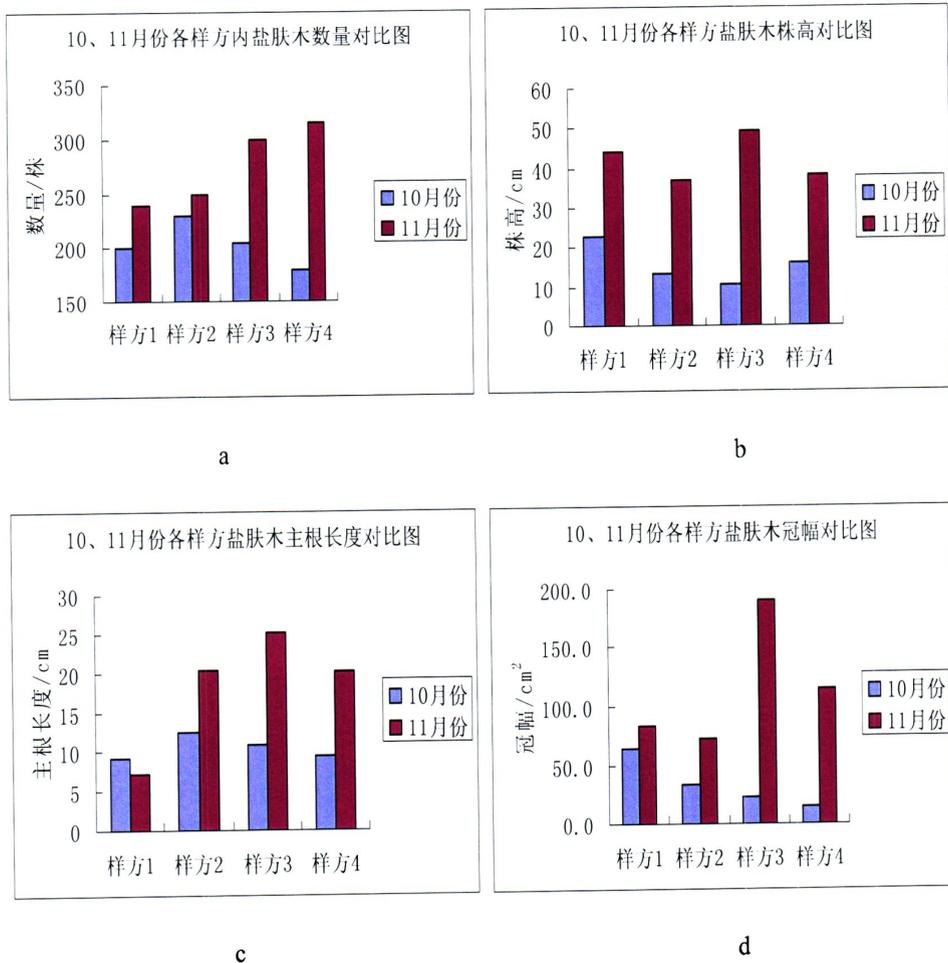


图 6-3 10 月份和 11 月份各样方内盐肤木的生长情况对比图

Fig. 6-3 Growth comparison chart of *Rhus chinensis* in 10 and 11

由图 6-3 可以看出, 随取样坡位的不同, 盐肤木的数量, 10 月份随坡位降低而减少, 11 月份则随坡位降低而增加; 株高、主根长度、冠幅上下坡位差别不大, 但 11 月份比 10 月份均明显增加, 且下坡位植株长势明显。说明随着时间的推移, 基质的改善, 下坡位基质层越厚, 盐肤木长势越好。

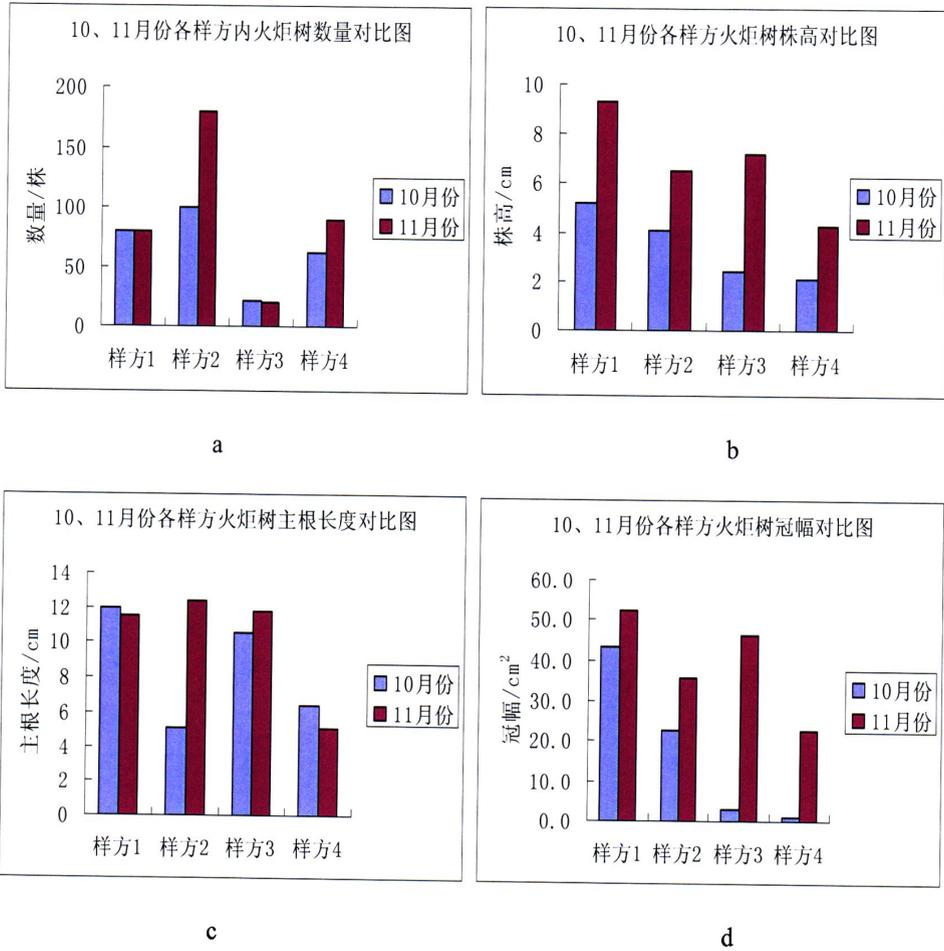


图 6-4 10 月份和 11 月份各样方内火炬树的生长情况对比图

Fig. 6-4 Growth comparison chart of Torch tree in 10 and 11

由图 6-4 可以看出，随取样坡位的不同，火炬树的数量变化不大；株高、冠幅随坡位降低而减小，但 11 月份株高、冠幅明显高于 10 月份；主根长度变化总体不大，但上坡位较下坡位好。说明火炬树在上坡位长势较好。

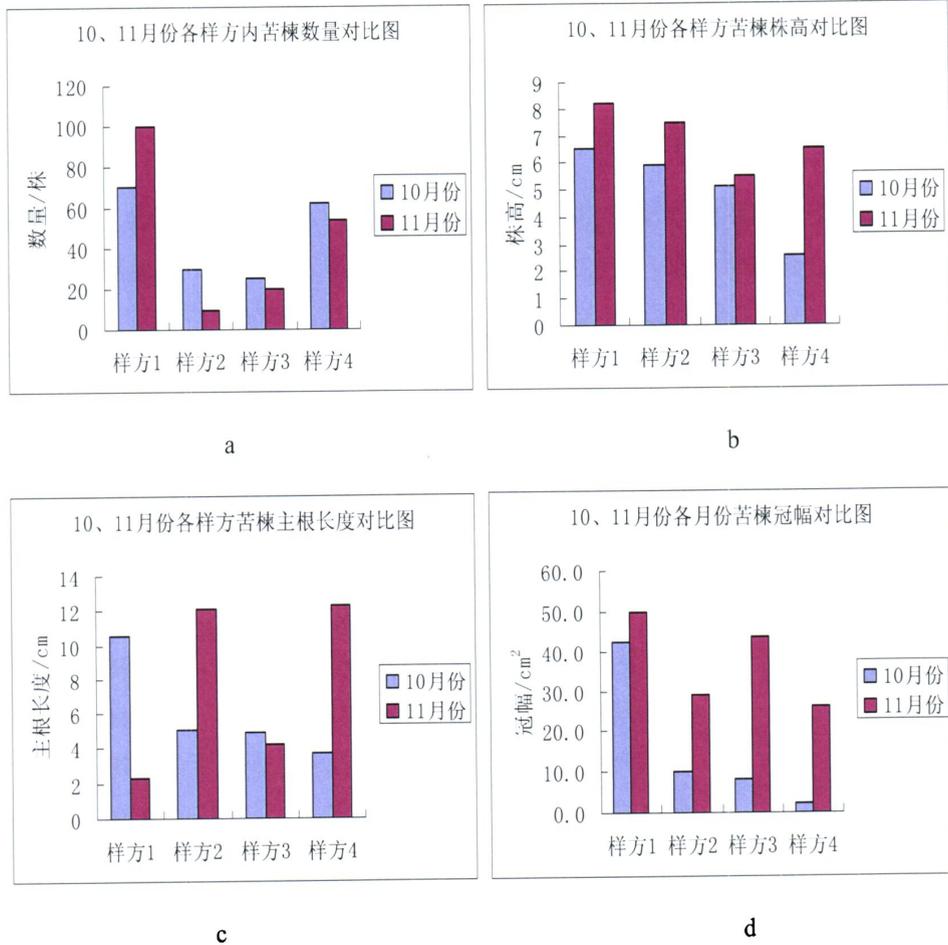


图 6-5 10 月份和 11 月份各样方内苦楝的生长情况对比图

Fig.6-5 Growth comparison chart of *Melia azedarach* in 10 and 11

由图 6-5 可以看出, 随取样坡位的不同, 苦楝的数量上坡位和下坡位较多, 中坡位较少; 株高、主根长度、冠幅随坡位降低而增加, 且 11 月份株高、冠幅明显高于 10 月份。说明苦楝在坡位选择上表现不明显。

通过以上分析可以得出, 刺槐、盐肤木在下坡位基质较厚的地方生长状况较好, 火炬树在上坡位生长状况较好, 苦楝表现不明显。

6.3.3 植物生长情况监测结果研究

对比各月植被生长情况可以看出, 刺槐的数量逐渐减少, 盐肤木、火炬树、苦楝逐渐增加, 紫穗槐由于植株较小, 不能经受寒冷天气, 较早落叶。

随样方坡位的下移, 刺槐的数量逐渐减少, 但下坡位基质层越厚刺槐生长趋势越快; 盐肤木下坡位生长状况较好; 火炬树上坡位生长状况比下坡位要好; 苦楝则没有表现出明显的坡位优势。

总体来说, 通过几个月的监测可以得出, 在矿山废弃地排土场边坡植物的优

化配置中，在上坡位可以优先选择火炬树，而下坡位则可以选择配置刺槐和盐肤木。

6.4 基质理化性质变化情况分析

喷播后每月对喷播基质及相应的矿渣进行取样，分析其颗粒组成、容重、阳离子交换量、有机质含量、速效氮、速效磷、速效钾、酸碱度、重金属含量等。

6.4.1 排土场土壤物理结构变化分析

喷播前后各月边坡土壤的颗粒组成及容重见表 6-5。

表 6-5 边坡土壤粒径>20mm 颗粒所占比例及容重

Tab.6-5 The propotion of particals >20mm and density in slope soil

监测时间	类型	组成	容重 g/cm ³
喷播前	矿渣	86.3%	0.78
	配制基质	89.4%	0.41
8 月份	矿渣	68.4%	0.70
	上坡基质	76.6%	0.50
	下坡基质	89.5%	0.49
9 月份	矿渣	79.5%	0.91
	上坡基质	89.4%	0.42
	下坡基质	94.5%	0.52
10 月份	矿渣		
	样方 1	89.0%	0.94
	样方 2	96.8%	0.93
	样方 3	88.1%	0.91
	样方 4	80.7%	0.95
	坡顶基质	100%	0.85
	草地基质	100%	0.86
	基质		
样方 1	100%	0.85	
样方 2	100%	1.06	
样方 3	100%	0.80	
样方 4	100%	0.98	

由表 6-5 可知，喷播坡面的土壤颗粒越来越细，这就是说喷播所配的基质在一定程度上加速了矿渣的风化，使矿渣越来越适合植物的生长，而且喷播坡面的基质、矿渣的容重越来越大，不断趋向于合理容重（含有机质多而结构好的土壤，

在 1.1-1.4 g/cm³ 之间), 越来越适合植物的生长。

6.4.2 排土场土壤养分变化分析

喷播前后各月土壤的阳离子交换量、有机质、速效氮、速效磷、速效钾、酸碱度监测结果见表 6-6。

表 6-6 边坡土壤养分变化表

Tab.6-6 The change table of nutrient in slope soil

监测时间	类型	CEC cmol/kg	有机质 g/kg	速效氮 mg/kg	速效磷 mg/kg	速效钾 mg/kg	pH 值	
喷播前	矿渣	6.52	33.56	53.42	6.19	98.65	8.55	
	配制基质	8.20	30.98	119.72	42.5	286.80	7.42	
8 月份	矿渣	9.38	26.15	77.82	8.1	119.90	8.21	
	基质上坡	8.90	34.28	155.64	27.1	205.09	7.52	
	基质下坡	8.95	60.18	173.59	35.1	225.32	7.64	
9 月份	矿渣	11.05	13.22	59.86	2.3	103.15	8.46	
	基质上坡	10.09	24.69	197.54	37.7	206.20	7.42	
	基质下坡	8.74	34.09	185.57	43.6	227.22	7.47	
10 月份	样方 1	8.99	46.14	179.58	19.1	204.40	7.88	
	样方 2	8.38	47.11	173.59	20.6	193.26	7.74	
	基 质	样方 3	7.97	57.93	131.69	31.6	189.05	7.70
		样方 4	9.06	76.13	167.61	30.3	219.27	7.62
	坡顶基质	9.63	44.82	149.65	20.5	167.53	7.33	
	草地基质	9.27	53.12	143.66	10.2	172.66	7.47	
	矿 渣	样方 1	—	16.5	—	2.20	—	8.60
		样方 2	—	27.8	—	1.64	—	8.92
样方 3		—	58.6	—	2.72	—	8.85	
样方 4		—	41.8	—	5.06	—	8.85	

分析表 6-6 数据, 可以得出, 喷播基质后, 截止到 9 月份, 排土场矿渣的阳离子交换量增加了 69.5%, 速效氮增加了 12.1%, 速效钾增加了 4.6%, 有机质含量、速效磷均有所减少, 酸碱度到 10 月份有所增加。

喷播后基质的阳离子交换量逐渐有所改善, 到 10 月份为止, 平均增加了 10.6%; 有机质和速效氮含量也呈现增加趋势, 到 10 月份平均分别增加了 75.0% 和 31.7%; 速效磷、速效钾则有所减少; 酸碱度有所增大, 但基本上保持在中性

范围内。

6.4.3 排土场重金属含量变化情况分析

喷播前后各月土壤的重金属含量变化情况监测结果见表 6-7。

表 6-7 边坡土壤重金属含量变化表 (mg/kg)

Tab.6-7 The change table of the heavy-metal content in slope soil

监测时间	类型	铜	镉	铅	锌	铁	
喷播前	矿渣	17.1	7.5	13.6	12.9	55300.4	
	配制基质	10.0	1.4	22.6	35.7	50749.8	
8 月份	矿渣	2.0	4.6	9.8	0.8	52732.4	
	基质上坡	—	8.8	8.1	27.8	52961.6	
	基质下坡	—	5.8	12.1	41.0	50889.5	
9 月份	矿渣	140.5	21.9	134.0	142.2	18815.7	
	基质上坡	65.3	16.8	120.7	182.1	18233.2	
	基质下坡	68.3	18.7	133.9	202.7	18710.7	
10 月份	基质	样方 1	65.9	18.7	153.9	190.7	17496.4
	样方 2	64.6	14.9	87.4	173.5	18970.0	
	样方 3	63.7	18.0	138.9	199.7	18815.0	
	样方 4	72.9	19.5	128.9	205.7	18606.4	
	坡顶基质	70.2	14.2	124.1	250.5	16767.2	
	草地基质	42.6	11.6	58.9	202.0	17135.2	
	矿渣	样方 1	116.2	24.2	123.1	120.6	19289.1
	样方 2	139.0	21.4	137.8	132.4	18021.8	
	样方 3	191.1	18.7	147.2	181.0	18877.9	
	样方 4	115.7	23.5	128.1	134.8	19074.1	

由表可知，喷播基质后，排土场矿渣中重金属铜的含量增加 7.2 倍，镉增加 1.9 倍，铅增加 8.6 倍，锌增加 10.0 倍，只有铁含量有所减少；喷播后基质的重金属铜增加 5.3 倍，镉增加 10.5 倍，铅增加 4.1 倍，锌增加 4.7 倍，铁有所减少。

分析原因可以得出，喷播基质后，土壤中重金属含量增高，一方面可能是由于所配基质中使用的土壤是本地矿区的，本身含有较高的重金属；另一方面也说明该铁矿排土场重金属污染修复选择的几种植物，只对铁具有富集作用，对其他重金属的修复效果不明显。

6.4.4 排土场土壤性质变化情况评价

喷播后通过每月对喷播基质及相应的矿渣进行取样分析可以得出，喷播基质后，喷播坡面的基质、矿渣的土壤颗粒越来越细，容重越来越大，不断趋向于合理容重（含有机质多而结构好的土壤，在 1.1-1.4g/cm³ 之间），说明喷播所配的基

质在一定程度上加速了矿渣的风化,越来越适合植物的生长;矿渣的阳离子交换量、速效氮、速效钾均有所增加,但有机质含量和速效磷有所减少,酸碱度有所增加;喷播后基质的阳离子交换量、有机质和速效氮含量呈增加趋势,速效磷、速效钾则有所减少,酸碱度有所增大,但基本上保持在中性范围内。

矿渣和基质中重金属铜、镉、铅、锌的含量均有所增加,只有铁含量有所减少,分析原因一方面可能是由于所配基质中使用的土壤是本地矿区的,本身含有较高的重金属;另一方面也说明该铁矿排土场重金属污染修复选择的几种植物,只对铁具有富集作用,对其他重金属的修复效果不明显。

因此,本次土壤改良试验所配基质对该铁矿排土场土壤改良效果虽然不是很好,但也在一定程度上对排土场土壤有所改善,具体、有效地改良措施还有待进一步的试验研究。

7 尾矿库重金属污染植物修复研究

7.1 重金属污染修复研究

7.1.1 土壤重金属污染

(1) 土壤重金属污染的概念

土壤重金属污染是指由于人类活动将重金属带入到土壤中,致使土壤中重金属过量沉积引起含量明显超过背景值,并可能造成现存的或潜在的土壤质量退化,生态与环境恶化。污染土壤的重金属主要包括汞(Hg)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)和类金属砷(As)等生物毒性显著的元素,以及有一定毒性的锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)等元素。

(2) 土壤重金属污染的来源

土壤重金属来源广泛,主要包括有大气降尘、污水灌溉、固体废弃物的不当堆置、采矿、冶炼等工业产生的含重金属废弃物、农药和化肥等。

大气中的重金属主要来源于工业生产、汽车尾气排放及汽车轮胎磨损产生的大量含重金属的有害气体和粉尘等。

污水灌溉一般指使用经过一定处理的城市污水灌溉农田、森林和草地。城市污水包括生活污水、商业污水和工业废水。由于城市工业化的迅速发展,大量的工业废水涌入河道,使城市污水中含有的许多重金属离子,随着污水灌溉而进入土壤^[70]。

施用含有铅、汞、镉、砷等的农药和不合理地施用化肥,都可以导致土壤重金属污染。一般过磷酸盐中含有较多的重金属 Hg、Cd、As、Zn、Pb,磷肥次之,氮肥和钾肥含量较低,但氮肥中铅含量较高,其中 As 和 Cd 污染严重。

金属矿山的开采、冶炼、重金属尾矿、冶炼废渣和矿渣堆放等,可以被酸溶出含重金属离子的矿山酸性废水,随着矿山排水和降雨进入水环境(如河流等)或直接进入土壤,都可以直接或间接地造成土壤重金属污染。

(3) 土壤重金属污染的特点

土壤重金属污染的主要特点:污染范围广、持续时间长、污染隐蔽性、无法被生物降解,并可能通过食物链不断地在生物体内富集,甚至可转化为毒害性更大的甲基化合物,对食物链中某些生物产生毒害,或最终在人体内蓄积而危害健康^[71]。

(4) 土壤重金属污染的危害

过量重金属可引起植物生理功能紊乱、营养失调,镉、汞等元素在作物籽实中富集系数较高,即使超过食品卫生标准,也不影响作物生长、发

育和产量，此外汞、砷能减弱和抑制土壤硝化、氨化细菌活动，影响氮素供应。重金属污染物在土壤中移动性很小，不易随水淋滤，不为微生物降解^[72]，通过食物链进入人体后，潜在危害极大，应特别注意防止重金属对土壤的污染。

7.1.2 土壤重金属污染植物修复技术

(1) 土壤重金属污染植物修复技术

重金属污染的植物修复技术是指利用植物本身特有的吸收富集污染物、转化固定污染物的能力以及通过氧化-还原或水解反应等生态化学过程，或利用植物根际圈的共存微生物体系，去除环境介质中的重金属等污染物的一项环境污染治理技术。

重金属污染植物修复技术的主要修复方法有以下几种：

1) 植物提取修复

植物提取修复就是筛选和培育超富集植物，利用植物吸收土壤中的有毒重金属元素，然后在植物体内积累，再将植物收获，最终使污染环境重金属含量降低到可接受的水平，进而完成植物提取修复的过程。

2) 植物稳定修复

通过耐性植物根系分泌物来积累和沉淀根际圈污染物质，使其失去生物有效性，以减少污染物质的毒害作用，具有这种作用的植物通常叫做固化植物^[73]，植物稳定修复就是通过固化植物在污染场地的生长，对重金属污染物起稳定作用，防止其二次污染并通过转化作用降低对生物的伤害。

植物稳定修复对于采矿及废弃矿区、冶炼厂污染土壤、清淤污泥和污水厂污泥等重金属污染现场的复垦有重要意义。

3) 植物降解修复

利用降解植物根分泌物直接将土壤中污染物质吸收到植物体内，再将这些化合物及其分解的碎片贮存在新的植物组织内，从而将污染物转化为毒性小或无毒的物质。

4) 植物挥发修复

利用挥发植物吸收污染土壤中的一些挥发性污染物，然后将其转化为气态物质释放到大气中，从而对污染土壤起到清洁作用。植物挥发修复技术主要是将挥发性重金属汞、硒等转移到大气中，但也带来了新的环境问题。

(2) 重金属污染植物修复技术的优缺点

土壤的植物修复技术因其安全、廉价而成为世界上该领域研究和开发的热点。植物修复既能大量减少土壤中的重金属污染，又为回收利用重金属资源提供了可能。

植物修复技术的优缺点^[74]具体见表 7-1。

表 7-1 植物修复技术的优缺点

Tab. 7-1 Aadvantages and disadvantages of phytoremediation technology

优点	缺点
技术简单、成本低廉	修复时间较长，处理过程慢
原位、主动修复	只针对浅层地下水、表层土壤和沉积物
净化、美化环境	生物降解产物的生物毒性还不清楚
增加土壤有机质和肥力	超积累植物吸收重金属的分子、生化、生理过程有待深入阐明，限制了植物修复的潜力发挥
环境扰动小	食草动物对修复植物的取食行为使污染物进入食物链
大面积处理	修复植物的后期处置问题难以解决
易为公众所接受	外来修复植物种类可能对当地的土壤、生物多样性产生不良影响

7.1.3 重金属超积累植物

Lasat 认为，所谓超积累植物，是指能够积累重金属的程度，达到普通植物含量水平的 100 倍，这类植物的汞浓度为 10mg/kg，镉浓度为 100mg/kg，铬、钴、铜和铅浓度为 1000mg/kg，锌和镍浓度为 10000mg/kg^[75]。

(1) 超积累植物的筛选

迄今为止世界各地对超积累植物的筛选开展了不同程度的研究，目前被确认的超积累植物大约有 700 多种，但绝大多数属于镍、铜、钴、锌、硒、铅、锰、砷超积累植物，其它超积累植物种类较少^[76]。土壤中重金属污染不但种类繁多，而且多数是两种以上重金属同时起作用的复合污染，因此就有必要找到更多的超积累植物为重金属污染土壤的植物修复技术提供坚实的物质基础。

目前，关于超积累植物的筛选还没有统一的方法和标准，常用的寻找和验证超积累植物的方法有：微量分析法、野外试纸初步诊断法、采样分析法和盆栽模拟法^[77]。

1) 微量分析法是对植物标本馆样本取微量样品进行化学分析，检测植物体内重金属含量，从而判断该植物是否为超积累植物。这种方法具有筛选面大，简单、快速等优点。

2) 野外试纸初步诊断法是通过使用化学药剂将试纸浸渍制成特制测试纸，在野外采样时，将新鲜树叶紧按在潮湿的测试纸上，然后根据试纸颜色变化判断叶片中重金属含量的高低，再采集该种植物的其他部位及所生长的土壤带回试验

室进一步分析、鉴定。

3) 采样分析法是寻找超积累植物最常用的方法, 通常的做法是在重金属污染区采集植物及其根区土壤样品, 然后再测定样品中重金属的总量, 从而确定是否是超积累植物。

4) 盆栽模拟法是通过向盆栽中投加化学试剂来模拟重金属污染土壤, 或将污染场地的污染土壤作为植物生长介质, 然后再将筛选对象植物种植或移植到盆栽土壤中, 通过测定参考植物对重金属的富集特点, 来筛选超积累植物。

(2) 超积累植物的重金属修复作用

Dicoma niccolifera Wild、*Sutera fodina* Wild^[78]和李氏禾^[79]是铬超积累植物; 凤尾蕨类植物—蜈蚣草^[80]和大叶井口边草^[81]是砷超积累植物; 鸭跖草、蝇子草、头花蓼、滨蒿种群、海洲香薷等^[82]都是耐铜性植物; 东南景天^[83]是我国学者发现的一种锌超积累植物; 圆叶遏蓝菜、印度芥菜、圆锥南芥等都是铅超积累植物; 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)是一种Cd超积累植物^[84]。

在英国, Baker 等在络桑实验站首次以田间试验研究了在被 Zn 污染土壤(440 mg/kg)上栽种不同的超富集植物和非超富集植物对土壤中 Zn 的吸收清除效果。结果表明, 超富集植物 *Thlas picaerulesences* 富集 Zn 是非超富集植物萝卜的 150 倍, 富集 Cd 则相应是 10 倍^[85]。Kumar 等在含铅 625mg/kg 的盆栽土壤中种植印度芥菜(*Brassicajuncea*), 3 个星期后使淋溶液中的铅含量由 740 g/mL 下降到 22 ug/mL^[86]。张学洪等通过野外调查研究李氏禾对铬的富集特征, 结果表明, 多年生禾本科李氏禾对铬具有明显的超积累特性, 叶片内平均铬含量达 1786.9mg/kg; 叶片内铬含量与根部土壤中铬含量之比最高达 56.83, 叶片内铬含量与根茎中铬含量之比最高达 11.59^[79]。汤叶涛等通过野外调查和营养液培养试验表明, 圆锥南芥是国内发现的首个具有超量富集镉、铅、锌多金属能力的超积累植物^[87]。

由以上实例研究结果可知, 超积累植物对于重金属污染土壤的修复具有很好的效果, 因此, 本文对重金属超积累植物的研究就显得特别的重要与意义重大。

7.2 重金属修复植物筛选

通过调查及资料查询, 初步筛选出以下几种草本植物、灌木及乔木, 用作尾矿库生态修复与重建的参考物种。

7.2.1 草本植物

(1) 狼尾草, 禾本科狼尾草属多年生草本植物, 小穗单生, 偶有 2-3 枚簇生, 须根较粗壮, 秆直立, 丛生, 对土壤适应性较强, 耐轻微碱性, 亦耐干旱贫瘠土壤; 多年生狼尾草根系较发达, 具有良好的固土护坡功能; 狼尾草生性强健, 萌发力强, 容易栽培, 对水肥要求不高, 少有病虫害。多生于海拔 50-3200m 的

田岸、荒地、道旁及小山坡上，广泛分布于热带、亚热带及温带地区，在我国陕西、甘肃、贵州、四川、云南、湖北等地均有发现。

(2) 狗牙根，禾本科狗牙根属多年生草本植物，又称百慕大草、爬地草、绊根草，具根状茎或匍匐茎，节间长短不等，发生期长，生活力强，繁殖迅速，蔓延快，成片生长，不怕践踏，是优良的护坡植物。广泛分布于温带地区，我国的华北、西北、西南及长江中下游等地应用广泛，我国黄河流域以南各地均有野生种。

(3) 高羊茅，禾本科羊茅属多年生草本植物，喜光，耐半阴，对肥料反应敏感，抗逆性强，耐酸、耐瘠薄，抗病性强，在肥沃、潮湿、富含有机质、pH 值为 4.7-8.5 的细壤土中生长良好。适宜于温暖湿润的中亚热带至中温带地区栽种，主要分布于北方地区。

(4) 蜈蚣草，禾本科蜈蚣草属多年生草本植物，喜光，耐阴，耐干旱，较耐践踏，能大量富集土壤中砷、铅等重金属，蜈蚣草中的砷含量竟可以达到 1-2%，而且多集中于地上部分。广泛应用于观光草坪、护坡植物，主要分布于长江流域以南地区。

(5) 紫花苜蓿，豆科苜蓿属多年生草本植物，喜中性土壤，pH 值 6-7.5 为宜，6.7-7.0 最好。成株高达 1-1.5m；根系发达，主根入土深达数米至数十米；根颈密生许多茎芽，显露于地面或埋入表土中，喜干燥、温暖、多晴天、少雨天的气候和高燥、疏松、排水良好、富含钙质的土壤；最适气温 25-30℃，年降雨为 400-800mm 的地方生长良好，抗逆性强，适应范围广，在我国主要分布于西北、华北地区。

(6) 鸡冠花，一年生草本植物，享有“花中之禽”的美誉，株高 40-100cm，茎直立粗壮，叶互生，自然花期夏、秋至霜降；喜阳光充足、湿热、疏松肥沃和排水良好的土壤；较耐旱不耐寒，不耐瘠薄，繁殖能力强。鸡冠花对二氧化硫、氯化氢具有良好的抗性，有绿化、美化和净化环境的作用，适宜用于厂矿绿化，广布于温暖地区，我国南北各地区均有栽培。

7.2.2 灌木植物

(1) 紫穗槐，豆科紫穗槐属落叶灌木，萌芽性强，根系发达，喜光，耐寒，耐旱，耐湿，耐盐碱，抗风沙，抗逆性极强；在荒山坡、道路旁、河岸、盐碱地均可生长；有根瘤能改良土壤，对于快速绿化、防止水土流失、护坡固坡具有良好的作用。广泛分布于我国东北、华北、河南、华东、湖北、四川等省，是黄河和长江流域很好的水土保持植物。

(2) 银合欢，豆科银合欢属小乔木或灌木，常生于低海拔的荒地或疏林中，适应性强，抗旱，不择土壤，耐瘠薄盐碱，无病虫害；直立生长，长

势旺盛，分枝多；直根下扎，自生根瘤菌，不发生窜根苗，籽播繁育。适用于工矿、机关、学校、公园、生活小区、别墅、庭院、城镇绿化，还是保护生态绿化荒山的理想树种。

7.2.3 乔木植物

刺槐，豆科刺槐属落叶乔木，喜光，喜温暖湿润气候，在年平均气温 8-14℃、年降水量 500-900mm 的地方生长良好；对土壤要求不严，最喜土层深厚、肥沃、疏松、湿润的粉砂土、砂壤土和壤土，对土壤酸碱度不敏感；不耐水湿，怕风，生长快，根浅，树冠浓密，结实早，产量丰富，固氮能力强，是工矿区及矿山绿化的先锋树种。在我国广泛分布于华北、西北、东北南部的广大地区。

7.3 尾矿库土壤特性调查

尾矿废弃物通常含有混合的土壤、不同粒径的沙砾、尾矿废物及其风化产物等，与正常的土壤有很大差别。通过调查及实验分析，尾矿库土壤粒径<1mm 的颗粒占总重量的百分比为 98.4%，粒径<20mm 的颗粒占总重量的百分比为 86.3%，容重为 0.45g/cm³，有机质仅为 4.15g/kg，全氮仅为 0.11g/kg，速效磷、速效钾含量未检出，pH 值为 8.86。对比土壤养分分级标准，尾矿库土壤结构松散，有机质、全氮只达到六级标准，相当贫瘠，属于强碱性土，基本不适合任何植物的生长。重金属铅的含量仅为 0.022mg/kg，是土壤背景值的 0.001 倍；铜的含量为 5.052mg/kg，是土壤背景值的 0.21 倍；锌未检出；镉的含量为 23.22mg/kg，高达背景值的 232.2 倍，所以尾矿库土壤镉含量严重超标，铁含量也较高。

7.4 乡土植物重金属富集情况分析

11 月份对研究区矿山废弃地中乡土植被进行取样分析，得到植物体内重金属含量情况见表 7-2，Cu、Cd、Pb、Zn 在植物中平均浓度及超富集植物的临界标准见表 7-3。

表 7-2 乡土植被重金属含量表 (mg/kg)

Tab.7-2 The heavy-metal content of local vegetations (mg/kg)

编号	植物种类	Cu	Pb	Zn	Fe
1	臭椿	—	14.5	10.9	1561.7
2	核桃	4.2	26.1	9.2	1546.0
3	酸枣	—	24.0	15.1	1615.7
4	野菊花	4.2	26.4	49.2	2498.5
5	榆树	25.2	20.0	31.0	1880.6
6	构树	—	12.9	24.5	2483.1
7	乌柏	—	34.0	2.8	1401.1
8	栓皮栎	—	36.2	10.5	1468.8
9	胡枝子	—	15.7	34.1	3169.3
10	构树茎	—	24.9	75.6	828.3
11	乌柏茎	—	37.0	15.6	812.4
12	泡桐茎	22.2	9.6	40.6	1485.6
13	雪松	—	23.8	13.8	5672.3
14	圆柏	—	28.0	23.4	4071.2
15	侧柏	—	16.6	0.3	3610.8
16	柠条	20.5	65.1	19.3	3622.8
17	紫穗槐	5.4	26.9	50.2	923.6

表 7-3 Cu、Cd、Pb、Zn 在植物中平均浓度及超富集植物的临界标准 (mg/kg)

Tab.7-3 The mean contents of Cu、Cd、Pb、Zn in soils and the plants and the critical standard of hyperaccumulators (mg/kg)

元素	植物	临界标准
Cu	10	1000
Cd	—	100
Pb	5	1000
Zn	100	10000

7.4.1 乡土植被中铜的含量

研究区域乡土植被中铜的含量见图 7-1。

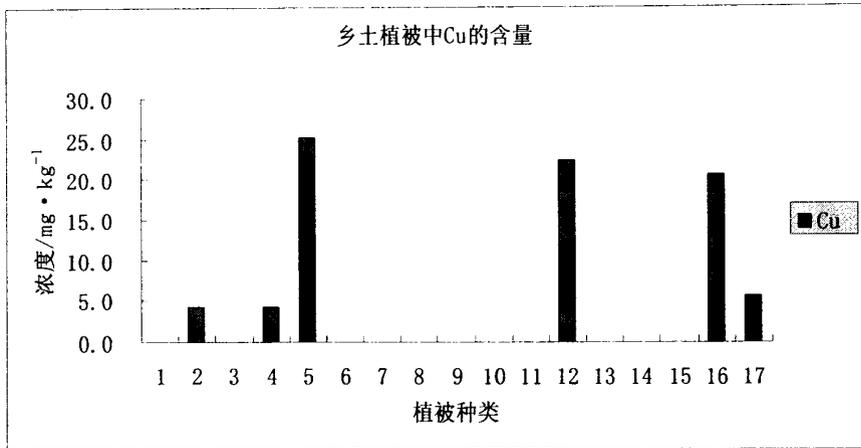


图 7-1 乡土植被中铜的含量

Fig.7-1 The content of Cu in local vegetations

由图 7-1 可知, 调查的乡土植物中铜的浓度在 4.2-25.2mg/kg 之间, 其中榆树、泡桐、柠条对铜的富集作用较好, 其富集浓度分别是植物体内平均浓度的 2.5、2.2、2.1 倍。

7.4.2 乡土植被中铅的含量

研究区域乡土植被中铅的含量见图 7-2。

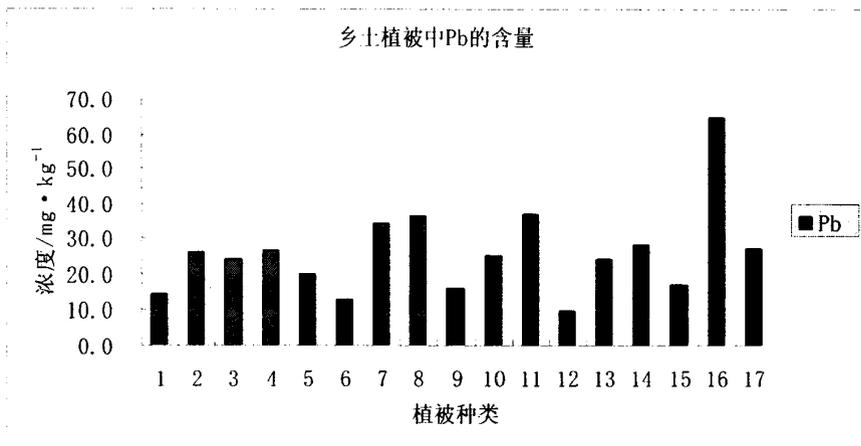


图 7-2 乡土植被中铅的含量

Fig.7-2 The content of Pb in local vegetations

由图 7-2 可知, 调查的乡土植物中铅的浓度在 9.6-65.1mg/kg 之间, 对铅均有富集, 其富集浓度是植物体内平均浓度的 1.9-13 倍, 其中柠条的富集能力最强, 为 13 倍。

7.4.3 乡土植被中锌的含量

研究区域乡土植被中锌的含量见图 7-3。

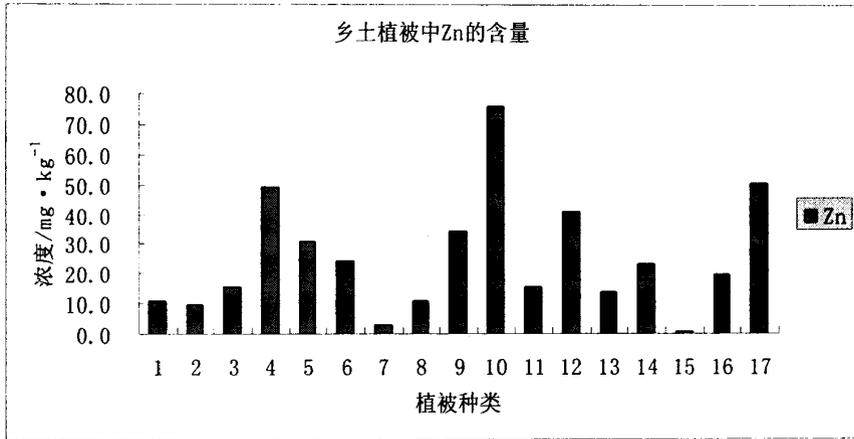


图 7-3 乡土植被中锌的含量

Fig.7-3 The content of Zn in local vegetations

由图 7-3 可知，在调查的乡土植物中，锌的含量在 0.3-75.6mg/kg 之间，均低于植物体内平均浓度，说明这几种植物对锌没有富集作用。

7.4.4 乡土植被中铁的含量

研究区域乡土植被中铁的含量见图 7-4。

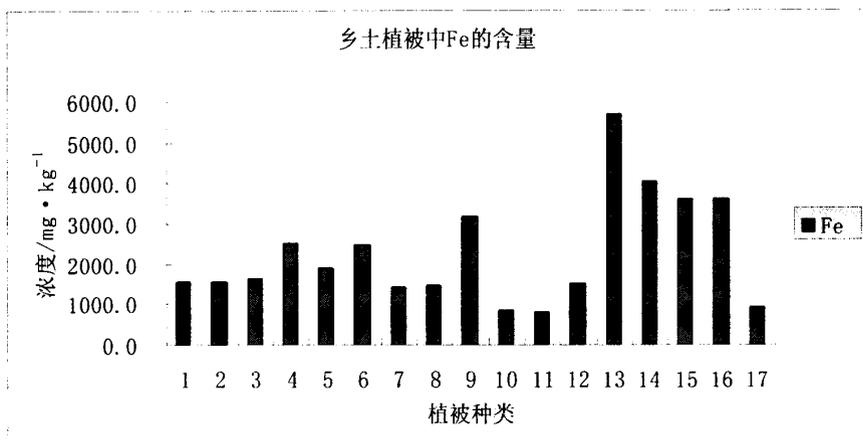


图 7-4 乡土植被中铁的含量

Fig.7-4 The content of Fe in local vegetations

由图 7-4 可知，在调查的乡土植物中，铁的含量在 812.4-5672.3mg/kg 之间，

其中雪松中铁含量最高，其次为圆柏、侧柏、柠条。

7.4.5 乡土植被重金属富集情况分析

通过以上分析可以看出，在所调查的乡土植物中，榆树、泡桐、柠条对铜的富集作用较好，柠条对铅的富集作用最好，雪松、圆柏、侧柏、柠条对铁的富集作用较好，没有发现富集锌的植物。因此可以得出柠条对铜、铅、铁均有富集作用，可以作为尾矿库生态修复的首选植物物种，其次可以选择榆树、泡桐富集铜，雪松、圆柏、侧柏富集铁。

7.5 尾矿库重金属污染植物修复试验

7.5.1 试验阶段

采用盆栽试验对该铁矿尾矿库进行重金属污染或超富集重金属植物修复试验研究。盆栽试验选取的植物有草本植物狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、鸡冠花、紫花苜蓿；灌木胡枝子、胡颓子、荆条、柠条、火棘、银合欢、紫穗槐；乔木刺槐、侧柏等。

试验选用尾矿库废弃土配比一定量的营养土作为种植基质，2011年5月11日开始盆栽试验，首先将配置好的基质装入花盆内，施适量复合肥料，撒入植物种子，上面再覆一层营养土，根据种子大小确定覆土厚度，一般按小种子覆土薄，大种子覆土厚的原则。所选塑料盆直径大概15cm，高15cm。种子处理为蒸馏水浸种24h，栽植时间为4个月。先室内放置5天，然后搬至室外。盆栽试验种植植物种类及生长状况见表7-4。

表 7-4 盆栽试验种植植物种类及生长状况

Tab.7-4 The plants species and growth situation of the pot experiment

属性	种类	发芽情况	生长状况监测
草本植物	狼尾草	2-3 天发芽, 出芽率在 85 以上	生长状况良好, 未出现死亡
	蜈蚣草	2-3 天发芽, 出芽率 90 以上	生长旺盛, 由于花盆空间有限, 出现倒伏
	高羊茅	3-4 天发芽, 发芽率 85 以上	长势良好, 种植过密, 出现枯萎
	紫花苜蓿	5-6 天发芽, 发芽率 50%以上	生长状况较好
	狗牙根	10 天左右开始发芽, 发芽率 85%以上	生长旺盛
	鸡冠花	12 天左右发芽, 发芽率 50%左右	生长状况良好
灌木	胡枝子	3-4 天发芽, 发芽率 30%左右	25 天左右出现枯萎, 之后相继死亡
	胡颓子	3-4 天发芽, 发芽率 30%左右	25 天左右出现枯萎, 之后相继死亡
	银合欢	6-7 天左右发芽, 发芽率 50%左右	长势良好, 未出现异常
	紫穗槐	10 天左右发芽, 发芽率 50%左右	长势良好, 未出现异常
	柠条	6 天左右发芽, 发芽率 20%左右	长势缓慢, 但未出现异样
乔木	刺槐	5 天左右发芽, 发芽率 80%左右	35 天左右出现轻微的枯黄, 之后有所好转

由表 7-4 可以看出, 草本植物狼尾草、蜈蚣草和高羊茅以及乔木刺槐发芽快, 发芽率高, 且长势良好; 草本植物狗牙根、紫花苜蓿和鸡冠花, 以及灌木银合欢和紫穗槐虽然发芽较晚, 但长势良好。

7.5.2 试验监测阶段

试验过程中, 每隔一个月对盆栽植物进行取样监测, 得到每种植物中重金属含量的变化情况见表 7-5。

表 7-5 不同盆栽植物对重金属的富集浓度 (mg/kg)

Tab.7-5 The enrichment concentration of heavy-metal in different plants

元素	监测时间	狼尾草	狗牙根	高羊茅	蜈蚣草	紫花苜蓿	银合欢	紫穗槐	鸡冠花
铜	7 月份	2.3	1.6	2.7	2.4	—	1.3	2.4	14.7
	8 月份	4.4	2.9	3.8	4.6	—	1.1	3.9	16.5
	9 月份	27.5	17.8	28.4	17.8	—	3.6	4.9	17.4
	10 月份	40.0	26.5	35.1	61.1	—	6.1	5.5	19.9
镉	7 月份	1.1	—	1.8	2.3	0.3	6.0	1.6	—
	8 月份	1.5	—	3.1	6.5	4.1	8.3	9.3	—
	9 月份	4.0	—	5.4	19.1	6.8	11.3	20.8	—
	10 月份	5.7	—	7.3	25.7	8.5	15.9	42.1	—
铅	7 月份	8.1	1.1	—	5.2	—	90.2	35.1	—
	8 月份	12.5	6.3	—	8.8	—	73.5	30.9	—
	9 月份	19.0	13.6	—	31.8	—	48.7	28.5	—
	10 月份	35.4	15.5	—	35.6	—	10.3	26.9	—
锌	7 月份	5.0	1.7	12.8	25.2	10.8	9.0	7.9	17.9
	8 月份	8.0	3.6	29.6	26.9	13.4	16.0	17.3	28.7
	9 月份	26.3	10.6	52.0	31.4	16.3	21.5	33.9	95.1
	10 月份	56.7	42.7	68.0	125.8	48.4	59.9	50.2	101.2
铁	7 月份	824.8	1070.4	1539.0	593.8	583.8	930.7	3077.8	1074.8
	8 月份	1212.4	1431.3	1859.6	1262.6	1423.3	1313.6	1891.1	1685.5
	9 月份	1815.0	2040.6	1942.3	3555.3	3359.6	1701.5	1621.5	2598.9
	10 月份	3597.8	6066.2	4268.6	7728.3	3626.9	4359.3	923.6	7634.8

由表 7-5 得到不同植物对各重金属的富集情况见图 7-5, 7-6, 7-7, 7-8, 7-9。

不同植物对Cu的富集情况

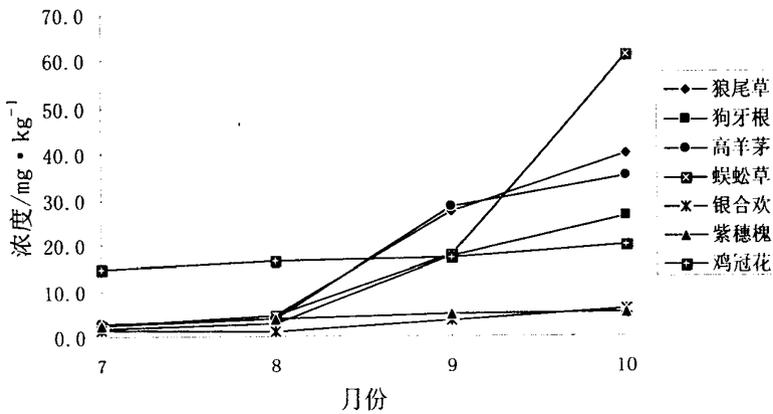


图 7-5 盆栽实验不同植物对铜的富集情况

Fig.7-5 The enrichment situation of Cu in different plants

由图 7-5 可以看出,对于铜来说,草本植物狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草和鸡冠花对铜有一定的富集作用,其富集浓度分别是植物体内平均浓度的 4.0、2.6、3.5、6.5、2.0 倍;银合欢和紫穗槐基本上对铜没有富集作用。

不同植物对Cd的富集情况

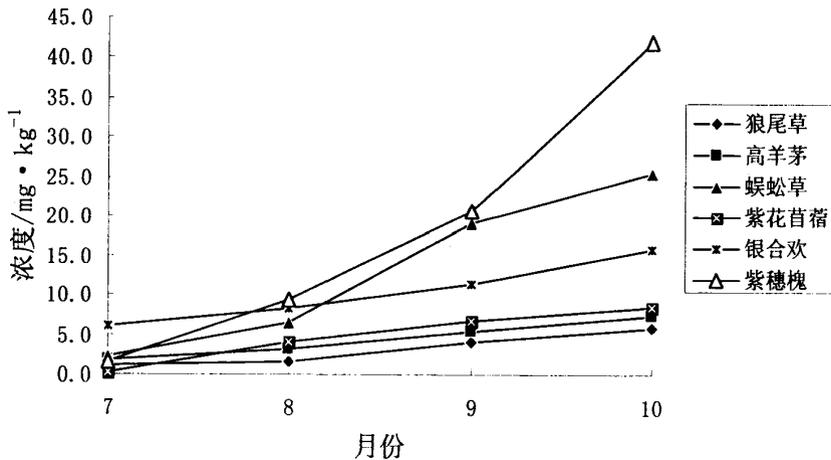


图 7-6 盆栽实验不同植物对镉的富集情况

Fig.7-6 The enrichment situation of Cd in different plants

由图 7-6 可以看出,对于镉来说,狼尾草、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢和紫穗槐均有富集作用,并且蜈蚣草、银合欢和紫穗槐的富集作用较强,其富集浓度分别是植物体内平均浓度的 19.1、24.2、85.6、28.4、52.9、140.3 倍。

不同植物对Pb的富集情况

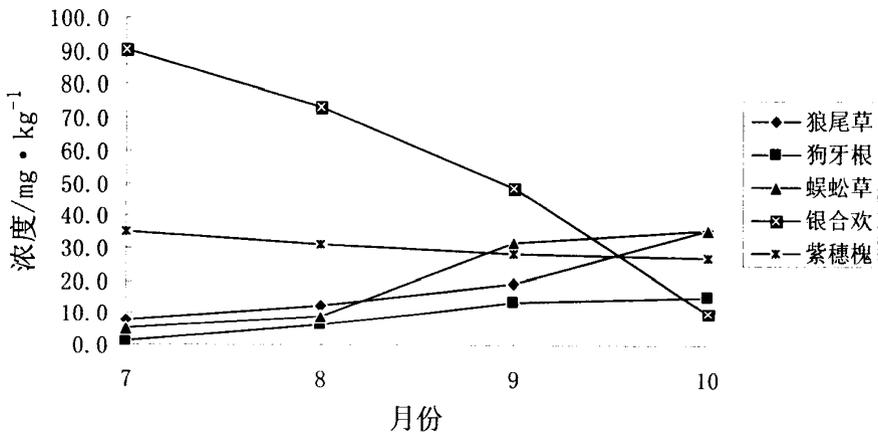


图 7-7 盆栽实验不同植物对铅的富集情况

Fig.7-7 The enrichment situation of Pb in different plants

由图 7-7 可以看出,对于铅来说,狼尾草、狗牙根和蜈蚣草对铅均有富集作用,其富集浓度分别是植物体内平均浓度的 7.1、3.1、7.1、2.1、5.4 倍,但银合欢和紫穗槐体内铅含量逐月减少。

不同植物对Zn的富集情况

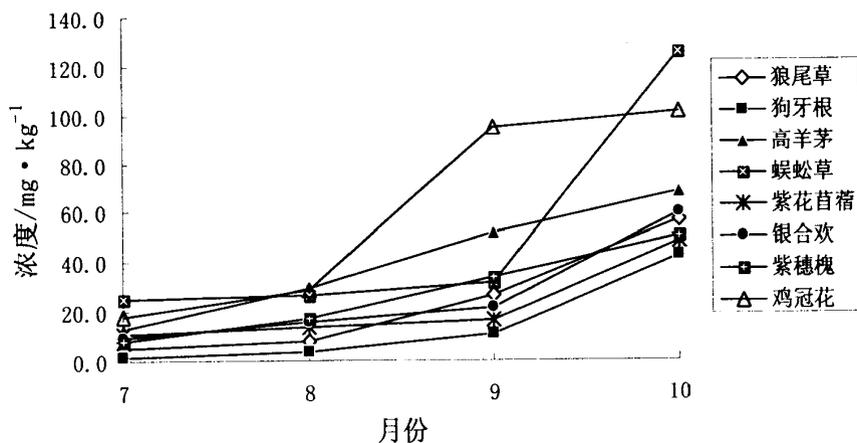


图 7-8 盆栽实验不同植物对锌的富集情况

Fig.7-8 The enrichment situation of Zn in different plants

由图 7-8 可以看出,对于锌来说,狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢、紫穗槐和鸡冠花均有富集作用,其富集浓度是植物体内平均浓度的 0.2-4.8 倍,其中蜈蚣草对锌的富集能力较强。

不同植物对Fe的富集情况

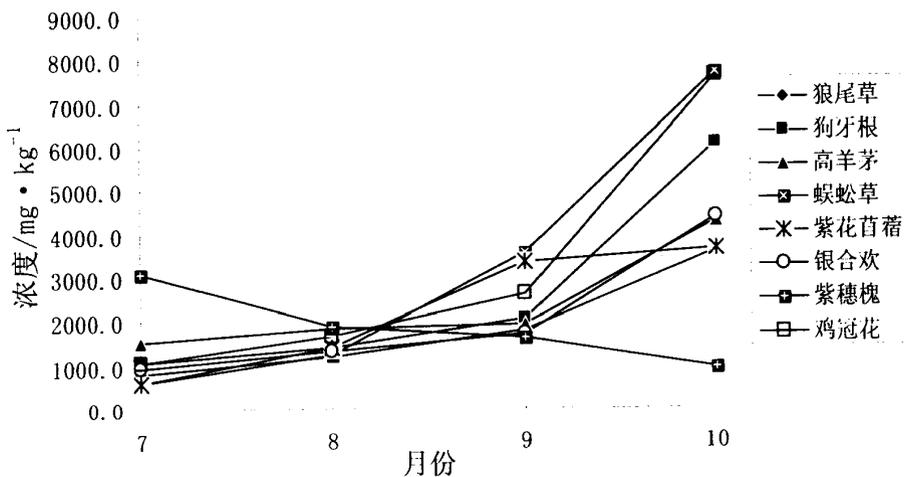


图 7-9 盆栽实验不同植物对铁的富集情况

Fig.7-9 The enrichment situation of Fe in different plants

由图 7-9 可以看出,对于铁来说,狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢和鸡冠花均有富集作用,其中蜈蚣草、鸡冠花和狗牙根富集能力较强;紫穗槐体内铁含量逐渐减少,说明没有富集作用。

7.5.3 试验结果分析

通过 4 个月来对植物体内重金属含量的变化情况的监测,可以得出草本植物狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草和鸡冠花对铜有富集作用;狼尾草、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢和紫穗槐对镉有富集作用,并且蜈蚣草、银合欢和紫穗槐的富集作用较强;狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢、紫穗槐和鸡冠花对锌有富集作用,且蜈蚣草的富集能力较强;狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、银合欢和鸡冠花对铁有富集作用,其中蜈蚣草、鸡冠花和狗牙根富集能力较强。

7.6 小结

通过所调查的乡土植物和盆栽试验植物中重金属含量的测定及分析可以得出结论:对于该铁矿尾矿库的生态修复物种的选择,草本植物可以选取狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、鸡冠花等;灌木可以优先选取柠条、银合欢和紫穗槐;乔木可以选择榆树、泡桐、雪松、圆柏、侧柏等当地植物物种。

8 结论与展望

8.1 结论

通过本次试验与研究,可以得出以下几点结论。

(1) 通过几个月对排土场喷播植物生长情况的监测可以得出,对矿山废弃地排土场边坡植物的优化配置,上坡位可以优先选择栽植火炬树,下坡位可以选择栽植刺槐和盐肤木。

(2) 在对该铁矿排土场土壤改良试验中,喷播基质后,喷播坡面基质和矿渣的土壤颗粒越来越细,容重越来越大,不断趋向于合理容重,说明喷播基质在一定程度上加速了矿渣的风化,越来越适宜植物的生长;喷播后矿渣的阳离子交换量、速效氮、速效钾均有增加;基质的阳离子交换量、有机质和速效氮含量也呈增加趋势。

(3) 喷播基质后,土壤中重金属含量增高,一方面可能是由于所配基质中使用的土壤是本地矿区的,本身含有较高的重金属;另一方面可能是该铁矿排土场重金属污染修复选择的几种植物,只对铁具有富集作用,对其他重金属的修复效果不明显。

(4) 通过乡土植物和盆栽试验植物中重金属含量变化情况可以得出,对于该铁矿尾矿库的生态修复物种的选择,草本植物可以选取狼尾草、狗牙根、高羊茅、蜈蚣草、紫花苜蓿、鸡冠花等;灌木可以优先选取柠条、银合欢和紫穗槐。乔木可以选择榆树、泡桐、雪松、圆柏、侧柏等当地植物物种。

8.2 展望

矿山修复工作在我国起步虽较晚,但发展速度很快,而我省矿山生态修复的科研和实践工作相对于江浙、北京等发达地区来说还比较落后,尤其是对重金属超富集植物筛选的研究还很少,因此对于筛选新的具有乡土特征的耐重金属污染或超富集重金属的植物物种,就具有重要的理论意义和实践价值。

本文仅以河南省鲁山县某铁矿区为例,对矿山废弃地的生态修复技术与效应以及重金属污染超富集植物的筛选进行了初步探讨,由于试验条件和时间等的限制,文中难免有许多的不足之处,还有需要进一步深入研究的地方:

(1) 由于考虑不全面,造成试验后期采集的数据不足,数据处理时样本容量有限,不能得出比较精确的结论;

(2) 排土场坡面喷播基质后由于后期养护管理工作不到位,有几种植物并没有达到预期的效果;由于时间有限,排土场的基质改良没有与预期配制几种不同改良基质进行对比试验。

(3) 由于试验前的调查、勘查工作不够科学、系统, 导致重金属污染修复植物选取不当, 本次排土场喷播试验未能达到预期的效果; 由于试验条件及时间等的限制, 盆栽试验只对植物体内重金属含量进行了监测, 没有监测土壤中重金属含量变化情况。

虽然本次试验基于研究时间和条件的限制没有达到预期的效果, 但是针对本次试验研究中遇到的问题, 总结经验, 积累教训, 为以后的试验研究工作提供了参考, 打下了基础。

攻读学位期间发表论文及参加的科研项目

1.攻读学位期间发表的学术论文

- 李志萍, 杨鞞鞞, 袁河底泥污染物监测与分析, 中国水利水电科学研究院学报, 2011,02;
- 李志萍, 杨鞞鞞, Distribution of pollutants in the sediments along the Yuan River. 56-59. (EI 收录, 收录号: 20112013977968);
- 李志萍, 马超振, 杨鞞鞞, 许飞飞, The research on the adsorption characters of Cu^{2+} and Pb^{2+} on the sediments of Tanghe reservoir. (EI 收录, 收录号: 20112814141683);
- 李志萍, 许飞飞, 杨鞞鞞, 马超振, Study of the Phosphorus Release of Tang River Reservoir. (EI 收录, 收录号: 20112814141374)

2.攻读学位期间参加的科研项目

- 国家自然科学基金资助项目《河流渗滤系统中BTEX污染去除机理研究》(编号 40772165), 2007 年 12 月~2010 年 12 月;
- 国家水体污染控制与治理科技重大专项流域水生态承载力与总量控制技术课题(国家水专项)《流域生态水文过程特征调查与试验研究专题》(编号 2008ZX07526-004-T004), 2008 年 10 月~2010 年 12 月;
- 河南省科技攻关项目《矿山废弃地生态修复与重建技术研究》(课题号: 102102110023), 2009 年 10 月~2012 年 12 月

致 谢

到此论文基本完成，回首四年本科、三年硕士求学生涯，我把人生最美好的青春时光留在了华北水利水电学院的校园。七年的华水情深深地烙在我的心里，终生难忘！此时此刻，心潮澎湃、感慨万千！

在这里首先要感谢我的导师李志萍教授和马志林博士在我攻读硕士期间给予我学习和生活上的无微不至的关心与照顾，导师的学识造诣及可敬的科研精神，对我产生了深刻的影响，并将成为我今后生活、学习和工作的宝贵财富。

在写作论文期间，从最初的定题，到资料收集，到试验研究，到写作、修改、定稿，李老师和马老师给予了我耐心的指导和无私的帮助，为指导我的毕业论文，他们放弃了休息时间，这种无私奉献的精神令人钦佩，特此向他们表示诚挚的敬意和衷心的感谢！

感谢鲁山县水利局的工作人员对我们试验的大力支持与帮助，感谢在实验理论及操作上给予我指导的老师和同学们，感谢同门学友许飞飞和马超振在生活和论文写作中给予的支持与帮助，还有同门师弟师妹们在学习和生活中给予的帮助，正是在跟他们共同研究探讨中丰满完善了我的论文。

特别感谢陈月娥、郭丽娜同学在硕士期间给予我的鼓励和帮助。

最后要感谢我的家人以及我的朋友们对我的理解、支持、鼓励和帮助，感谢所有关心帮助我的人！

致谢人：杨鞞鞞

2012年5月15日

参考文献

- [1] 王英辉, 陈学军. 金属矿山废弃地生态恢复技术. 金属矿山. 2007, (06): 4-8.
- [2] 乔小娟, 李国敏, 周金龙等. 采煤对地下水资源与环境的影响分析——以山西太原西山煤矿开采区为例[J]. 水资源保护. 2010, 26(1): 49-52.
- [3] 张兴辽, 王文卿, 姚瑞增等. 浅谈 21 世纪初期河南矿业的可持续发展策略. 中国地质矿产经济 2000(04): 29-32.
- [4] 常秋玲, 康鸳鸯. 河南采煤塌陷区土地复垦与生态恢复浅析[J]. 中国矿业, 2006, 15 (11): 43-45.
- [5] 赵竟英, 江辉, 李玲, 李娟等. 河南省采煤塌陷区土地复垦探析[J]. 中州煤炭. 2008(05): 39-40.
- [6] 王欢. 美国生态环境保护历史与现状[J]. 中国高校科技与产业化. 2006, (8): 40-42.
- [7] 高国雄, 高保山, 周心澄等. 国外工矿区土地复垦动态研究[J]. 水土保持. 2001, 3(1): 98-103.
- [8] 胡振琪, 赵艳玲, 毕银丽. 美国矿区土地复垦[J]. 中国土地, 2001, (6): 43-44.
- [9] 赵方莹. 北京铁矿废弃地植被恢复技术与效应研究[D]. 北京: 北京林业大学. 2008.
- [10] 夏汉平, 敖惠修, 何道泉等. 香根草在土壤改良和水土保持中的作用[J]. 热带地理. 1996, 3(16): 265-270.
- [11] Bradshaw, A. (程志勤译). 西欧废弃地的管理和恢复[J]. 生态学报. 1990, 10(1): 28-35.
- [12] 刘国华, 舒洪岚. 矿山废弃地生态恢复研究进展[J]. 江西林业科技. 2003 (2): 21-25.
- [13] 李树志, 周锦华, 张怀新. 矿山生态破坏防治技术[M]. 北京: 煤炭工业出版社, 1998.
- [14] 钟爽. 矿山废弃地生态恢复理论体系及其评价方法研究[D]. 阜新: 辽宁工程技术大学. 2003.
- [15] 雷海清, 柏明娥. 矿山废弃地植被恢复的实践与发展[M]. 北京: 中国林业出版社. 2010.
- [16] 马康. 废弃矿山生态修复和生态文明建设浅论以北京门头沟区为例[J]. 科技资讯. 2007, (12): 146.
- [17] 李永庚, 蒋高明. 矿山废弃地生态重建研究进展[J]. 生态学报. 2004, 24(1): 95-100.
- [18] 束文圣, 张志权, 蓝崇钰. 中国矿业废弃地的复垦对策研究 (I) [J]. 生态科学, 2000, 19(2): 24-29.
- [19] 刘刚. 废弃矿山生态快速恢复技术. 上海地质. 2008, 3: 17-19.
- [20] 赵方莹, 徐邦敬, 周连兄等. 采石边坡生态修复技术组合模式研究[J]. 中国水土保持. 2006, 5: 24-26.
- [21] 丰瞻, 李少丽, 周明涛. 裸露山体生态修复技术研究[J]. 三峡大学学报(自然科学版). 2008, 30(2): 48-51.
- [22] 吴长文, 李财金. 深圳市裸露山体缺口生态治理探索[J]. 亚热带水土保持. 2005, 17(3): 11-13.
- [23] 张志芬. 客土喷播植被护坡技术的应用——以内蒙古通辽市扎哈淖尔露天煤矿为例[J].

- 内蒙古水利.2010,126(2):26-27.
- [24] 金章利, 刘高鹏, 许文年等.黄石黄荆山北麓胡家湾采石场生态修复设计[J]. 中国水土保持.2010,(5):61-62.
- [25] 李冰, 张朝晖.烂泥沟金矿区紫茎泽兰对重金属的富集特性及生态修复分析.黄金. 2008,8(29):47-50.
- [26] 聂湘平, 蓝崇钰, 张志权, 等. 锌对大叶相思——根瘤菌共生固氮体系的影响[J]. 植物生态学报.2002,26(3):264-268.
- [27] 张志权, 黄铭洪.土壤种子库与矿业废弃地植被恢复研究: 定居植物对重金属的吸收和再分配[J].植物生态学报.2001,25(3):306-311.
- [28] 阳承胜, 蓝崇钰, 束文圣.矿业废弃地生态恢复的土壤生物肥力[J].生态科学.2000,19(3):73-79.
- [29] 戈峰, 刘向辉, 潘卫东等.蚯蚓在德兴铜矿废弃地生态恢复中的作用[J].生态学报.2001,21(11):1790-1795.
- [30] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春等.砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J].科学通报.2002,47(3): 207-210.
- [31] 汪文云, 张朝晖.老万场金矿砷类重金属富集特性及其生态修复潜力研究[J].金属矿山.2008, 387(9):134-139.
- [32] 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*) [J].科学通报.2004, 49(24):2568-2573.
- [33] 李兆君, 马国瑞, 徐建民等.植物适应重金属 Cd 胁迫的生理及分子生物学机理[J].土壤通报. 2004,35(2):234-238.
- [34] 屠乃美, 郑华, 邹永霞等.不同改良剂对铅镉污染稻田的改良效应研究[J].农业环境保护.2000,19(6):324-326.
- [35] 李福燕.剑麻与石灰对铜-镉污染土壤修复的研究[D].海南: 华南热带农业大学.2005.
- [36] 郭平, 刘畅, 张海博, 等.向日葵幼苗对 Pb、Cu 富集能力与耐受性研究[J].水土保持学报.2007,21(6):92-95.
- [37] 陈静.内蒙古金正泰露天煤矿排土场土地恢复研究[D].辽宁: 辽宁工程技术大学.2008.
- [38] 郝蓉, 白中科, 赵景逵等.黄土区大型露天煤矿废弃地恢复过程中的植被动态[J].生态学报.2003,23(8):1470-1476.
- [39] 储玲, 王友保, 刘登义.直接植被法在尾矿废弃地复垦中的应用[J].安徽师范大学学报(自然科学版).2005,4(28):460-463.
- [40] 古锦汉, 冯光钦, 梁亦肖, 等.矿山迹地恢复树种选择技术研究[J].湖南林业科技,2006,33(5):18-20.
- [41] 范军富, 刘志斌.海州露天煤矿排土场土壤理化特性及改良措施的研究[J].露天采矿技术.2005,5:75-77.

- [42] 张鸿龄,孙丽娜,孙铁珩.陡坡无土排岩场植被生态修复技术[J].生态学杂志.2010,29(1):152-156.
- [43] 阳贵德,孙庆业.基质改良对尾矿废弃地生物土壤结皮形成与生长的影响[J].生物学杂志.2010,27(3):1008-9632.
- [44] 陶忠明,田振环,李华,等.霍林河矿区的生态修复与建设[J].内蒙古林业调查设计.2010,2(33):1-3.
- [45] 胡宏伟,姜必亮,蓝崇钰等.广东乐昌铅锌尾矿废弃地酸化控制研究[J].中山大学学报(自然科学版),1999,(3): 68-71.
- [46] 陈龙乾,郭达志,张明等.矿区地表采掘废弃地充填复垦材料及技术研究[J].中国矿业大学学报.2002,31(1):59-64.
- [47] 代宏文.矿区生态修复技术[J].中国矿业.2010(8):58-61
- [48] 许琴,何长高.国内外水土保持径流调控措施研究综述[J].安徽农业科学.2010,38(15):8112-8114,8185.
- [49] 王礼先,朱金兆.水土保持学[M].北京:中国林业出版社.2005.
- [50] 陈薇.土地整理理论与实践研究[D].[硕士学位论文].合肥:安徽农业大学.2006.
- [51] 王晓宇.工程绿化图形信息管理系统的开发与应用[D].[硕士学位论文].北京:北京林业大学.2009.
- [52] 吴琳琳.义马市矿山废弃地生态恢复探究[D].[硕士学位论文].郑州:河南农业大学.2009.
- [53] 周树理.废矿地复垦与绿化[M].北京:中国林业出版社.1995.
- [54] 杜通,浑宝炬,张大伟等.尾矿库的危害和安全管理措施[J].河北理工大学学报(自然科学版).2009(2):9-11,17.
- [55] 张文字.我国矿山环境治理法律制度问题研究[D].[硕士学位论文].北京:中国地质大学(北京).2010.
- [56] 曹振,丁文博.辽宁省矿山开采损毁土地现状与复垦措施研究[J].国土资源.2010(11):54-55.
- [57] 赵红芳,徐淑兰,辛枉.矿区土地复垦与生态恢复技术初探[J].现代农业.2007:76-77.
- [58] 麦少芝,等.矿业废弃地的特点和环境影响[J].云南地理环境.2005,17(3):23-26.
- [59] 卞正富,张国良. 矿山土复垦利用试验[J]. 中国环境科学.1999, 19 (1): 81-84.
- [60] 李若愚,侯明明,卿华等. 矿山废弃地生态恢复研究进展[J]. 矿产保护与利用.2007(1):15-45.
- [61] 蓝崇钰,束文圣.矿业废弃地植被恢复中的基质改良[J].生物学杂志.1996,15(2):55-59.
- [62] 林心雄,文启孝.秸秆对土壤肥力的影响.中国土壤科学的现状与展望[M].南京:江苏科学技术出版社.1991.
- [63] 李忠佩,王效举.小区域水平土壤有机质动态变化的评价与分析[J].地理科学.2000,20(2):182-188.

- [64] 张金屯.全球气候变化对自然土壤碳、氮循环的影响[J].地理科学.1998,18(5):463-471.
- [65] 北京林业大学.土壤学[M].中国林业出版社.1982.
- [66] 姚福拴.排水系统在边坡治理中的重要作用[J].四川水力发电. 2011(04):101-108.
- [67] 杨景权, 胡宇.东北地区公路路基边坡病害分析及防护措施[J].黑龙江交通科技.2009(08):51-52.
- [68] 范军富.露天煤矿土地复垦理论与方法研究[D],[硕士学位论文].辽宁: 辽宁工程技术大学.2002.
- [69] 郭继光.排土场复垦地形设计[J].煤矿环境保护.1995(01):30-32.
- [70] 杨自军.镉的污染及对动物的危害与防治[J].中国动物保健.2008:55-60.
- [71] 刘春阳等.土壤重金属污染研究进展[J].污染防治技术.2006:35-36.
- [72] 张忠河, 林振衡, 付娅琦等.生物炭在农业上的应用[J].安徽农业科学.2010,38(22):11880-11882.
- [73] 张波, 赵曜.矿山废弃地治理中植物修复作用的研究[J].山西建筑.2011(02):189-190.
- [74] Chen Yingxu. Heavy metals pollution chemistry in soil-plant system [M]. Beijing:Science Press, 2008:55-63.
- [75] Lasat M M. Phytoextraction of toxic metals: review of biological mechanisms [J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31(1): 109-120.
- [76] Reeves RD. Metal-accumulating plants. Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment (eds, Raskin I. and Ensley B.D)[J]. John Wiley & Sons, 2000:193-229.
- [77] 周启星, 魏树和, 张倩茹等.生态修复[M].北京: 中国环境科学出版社.2006.
- [78] Wei C Y, Chen T B.Hyperaccumulators and Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil: A Review of Studies in China and Abroad[J].Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7) :1196-1203.
- [79] 张学洪, 罗亚平, 黄海涛, 等.一种新发现的湿生铬超积累植物——李氏禾(*Leersia exandra Swartz*) [J].生态学报.2006, 26(3):950- 954.
- [80] 黄泽春, 陈同斌, 雷梅等.砷超富集植物中砷化学形态及其转化的 EXAFS 研究[J].中国科学(C 辑).2003, 33(6): 488- 494.
- [81] 束文圣, 杨开颜, 张志权等.湖北铜绿山古铜矿冶炼渣植被与优势植物的重金属含量研究[J].应用与环境生物学报.2001, 7(1) :7-12.
- [82] Yang X E, Long X X, Ni W Z, et al. *Sedum Alfredii* H: A New Zn Hyperaccumulating Plant First Found in China[J].Chinese Sci Bull.2002, 47(13) :1003- 1006.
- [83] 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.2003,45(19):2046-2049.
- [85] Baker A J M. McGrath S P, et al. The possibility of insitu heavy metal decontamination of polluted soil using crops of metal-accumulating plants [J]. Resources, Conservation and Recycling,

1994,11:41-49.

[86] Kumar NPBA. Dushenkov V, Motto H, et al. Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils[J]. Environmental Science and Technology, 1995, 29: 1232-1238.

[87] 汤叶涛, 仇荣亮, 曾晓雯等. 一种新的多金属超富集植物——圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.) [J]. 中山大学学报. 2005, 44(4) :135-136.

矿山废弃地生态修复技术与效应研究——以河南省鲁山县某 铁矿区为例

作者:

[杨韩韩](#)

学位授予单位:

[华北水利水电学院](#)



本文链接: http://d.wanfangdata.com.cn/Thesis_Y2174825.aspx