

土法炼锌区基质改良对刺槐生长的影响

林文杰¹, 肖唐付² (1. 韩山师范学院化学系, 广东 潮州 521041; 2. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002)

摘要: 植被重建是废弃地污染控制的有效途径。通过苗圃盆栽试验和田间植被重建试验,研究了不同改良措施对贵州省赫章县土法炼锌污染场地土壤理化特性、重金属含量特征和刺槐(*Robinia pseudoacacia*)生长特性的影响,探索废弃地植被重建限制因子和基质改良途径。研究表明,废渣上植被重建的限制因子主要表现为盐碱胁迫,全氮、碱解氮和全钾含量低,重金属含量高,持水保水能力差。废渣中Pb、Zn和Cd含量高,但其活性较低。新废渣中添加矿区土壤,可导致pH值和电导率(EC)降低,盐碱胁迫减缓,持水能力提高,并显著提高刺槐在新废渣上的生长和生存能力,是废渣基质改良的有效方式。废渣经过长期淋溶后,盐碱胁迫强度显著降低,土壤有效水分增加。添加保水剂或矿区土壤能有效促进刺槐在老废渣上定植。

关键词: 赫章; 废弃地; 植被重建; 限制因子; 基质改良; 刺槐

中图分类号: X53; Q89 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2013)06-0731-07

Effect of Substrate Amelioration on the Growth of *Robinia pseudoacacia* in a Typical Deserted Zinc Smelting Site.

LIN Wen-jie¹, XIAO Tang-fu² (1. Department of Chemistry, Hanshan Normal University, Chaozhou 521041, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China)

Abstract: Revegetation can be a suitable option to control pollution in deserted mining sites. A pot experiment and a field experiment using *Robinia pseudoacacia* were carried out in a deserted zinc smelting site, typical of Hezhang County, Guizhou Province, China to explore the effects of various soil amelioration approaches on soil physical-chemical properties, contents of heavy metals, growth of *R. pseudoacacia* and limiting factors in revegetation. Results show that the limiting factors in revegetation of slag wasteland were mainly salt-alkali stress, low contents of total N, available N and total K, high concentrations of Pb, Zn and Cd and low water retention capacity. Although elevated Pb, Zn and Cd concentrations were present in the slag wasteland, their exchangeable fractions were low. Amendment of the new slag wasteland with the soil from the site may lower pH and EC, reduce salt-alkali stress and increase water retention capacity of the land, thus significantly improving the survival and growth rate of *R. pseudoacacia* therein. Therefore, the amendment was an effective method to ameliorate the substrate or the wasteland for revegetation. Years of leaching significantly reduced salt-alkali stress to the trees, and increased available soil water content of the wastelands. Application of hydrogel or soil from the mining site can effectively help the survive and establish of *R. pseudoacacia* in old slag wastelands.

Key words: Hezhang County; wasteland; revegetation; limiting factor; substrate amelioration; *Robinia pseudoacacia*

由于金属矿山采冶炼过程会产生大量废弃地,而该类废弃地易产生酸性废水、地表径流、滑坡、塌陷等过程再次污染和破坏周边环境,因此金属矿山环境治理成为当前研究的重点问题,废弃地的植被恢复则成为矿山环境治理的经济有效、环境持续和长期稳定的治理手段^[1-2]。鉴于植被自然恢复极其困难,以乡土树种为基础,结合人工促进措施成为解决矿山废弃地植被重建和污染治理的有效手段,而基质改良和耐性植物选择则是矿区植被重建成功的关键因子^[3]。矿区废弃地基质主要特征为持水保水能力低,营养元素缺乏,有害元素含量高,出现极端的pH值和因干旱或盐分过高而引起的生理

干旱,因而,矿区植被重建是相当困难的,常需要进行基质改良^[4-5]。矿区废弃地全面客土是简单而有效的基质改良措施,但无污染客土难以获得,且成本非常高。采用当地易获得的废料进行改良^[3-6],并根据当地污染条件寻求经济简单改良方式一直是矿山废弃地植被重建基质改良的有效手段。

17世纪以来,土法炼锌广泛应用于贵州省赫章

收稿日期: 2013-05-02

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(2009CB426307); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-135); 贵州省科学技术基金(黔科合J字[2006]2014)

县在冶炼过程中,Zn回收率低,其他元素没有回收,还会产生大量烟尘和SO₂,导致冶炼点及周围植被遭受大量破坏,大气、水体和土壤环境受Pb、Zn和Cd污染严重^[7-8]。目前,赫章土法炼锌基本上得到遏制,但留下冶炼废渣2 000多万t,堆放面积达400 hm²,产生1 200 hm²废弃地。废弃地水土流失严重是导致重金属扩散的主要途径,因此,废弃地植被重建是控制重金属污染扩散的核心工作^[8]。在自然条件下,废弃2~3 a废渣地基本上无植被生长,废弃20 a废渣地植被覆盖率低于5%,距离废弃地20 m矿区土壤植被覆盖率仅为6%,停止冶炼100 a后,冶炼区植被将逐渐恢复到70%,因此,需要采取人工措施以加速植被重建^[9]。

刺槐(*Robinia pseudoacacia*)具有生长迅速、适应性强、耐干旱贫瘠和对重金属抗逆性较强等优良特性,是矿业废弃地生态恢复的主要先锋树种之一^[10-11]。该研究选择刺槐作为试验材料,设计苗圃栽培试验和田间植被重建试验,以探索不同基质改良方式对废弃地理化特性及植物生长特性的影响,找出废弃地植被重建限制因子和基质改良的有效途径,为废弃地植被重建提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于赫章县妈姑镇土法炼锌废弃地,废弃地分为3种典型基质(老废渣、新废渣和矿区土壤)。冶炼中心区主要用于堆放废渣,根据冶炼废渣堆放时间可将废渣分为老废渣(>20 a)和新废渣(≤20 a),矿区土壤为采矿区周围被污染土壤。该地区为亚热带季风气候区,年平均温度为10~13℃,海拔2 000~2 400 m,土壤为典型的山地黄壤,pH值为5~6。

1.2 苗圃盆栽试验设计

设置4种基质采样区:(1)新废渣(堆放时间≤20 a);(2)老废渣(堆放时间>20 a);(3)矿区土壤(在冶炼点周围被污染的裸露地);(4)背景土壤(距离冶炼点5 km,未受冶炼点影响区域)。每种基质采样区设置5个采样点,每个采样点面积为5 m²,采集表层(0~20 cm)基质100 kg,将各种采样点基质均匀混合,供苗圃栽培试验用。

所采集基质处理设置:(1)处理1 3.5 kg新废渣(NS);(2)处理2 3.5 kg老废渣(OS);(3)处理3 3.5 kg新废渣,用H₂SO₄将pH值调节为7.5(NS+SA);(4)处理4 3.5 kg新废渣+50 g保水剂(NS+HY);(5)处理5 3 kg新废渣+0.5 kg腐殖质

(NS+HU);(6)处理6 1.75 kg新废渣+1.75 kg矿区土壤(NS+PS);(7)处理7 3.5 kg矿区土壤(PS);(8)处理8 3.3 kg矿区土壤+0.2 kg碱石灰(PS+SO);(9)处理9 3.5 kg背景土壤(BS)。实验盆为塑料盆,直径为50 cm,高为30 cm,每个处理种植4盆。基质处理完成2个月后,将刺槐种子播种于基质中,每盆播种15粒。每天保持充分浇水,20 d后测定种子发芽率,播种60 d测定刺槐苗高、根长和生物量(以干质量计)。生长指标测定结束后,分析各处理田间持水量和孔隙状况,然后停止浇水,直至所有苗木枯死。在干旱过程中,每5 d分析1次土壤含水量和水势。试验结束时,取各种基质样品,分析其物理化学特性。在整个试验过程中,苗圃平均温度为15℃,相对湿度为60%。

1.3 田间植被重建试验设计

设计8种田间试验地,每种试验地设置3块样地,每块样地为700 m²,株行距为1.7 m×2.0 m,每块样地种植生长均匀一致的刺槐一年生苗木100株。8种处理分别为:(1)矿区土壤(PS);(2)老废渣(OS);(3)新废渣(NS);(4)矿区土壤+碱石灰(PS+SO);(5)新废渣+20 kg客土(矿区土壤)(NS+PS);(6)新废渣+100 g保水剂(NS+HY);(7)老废渣+20 kg客土(矿区土壤)(OS+PS);(8)老废渣+100 g保水剂(OS+HY)。采用穴状整地,穴规格为50 cm×50 cm×30 cm,一年生苗木生长高度平均为20.4 cm,地径为4.23 mm。该矿区基本未受人为干扰,种植1 a后,测定植物的保存率、株高和地径。

1.4 样品分析方法

土壤基本化学特性分析参照鲁如坤^[12]的方法。全氮含量采用凯氏法测定,全磷含量采用酸溶-钼锑抗比色法测定,全钾含量采用氢氟酸-高氯酸消煮-火焰光度法测定,碱解氮含量采用碱解扩散法测定,速效磷含量采用碳酸氢钠-氟化铵法测定,速效钾含量采用醋酸铵提取-火焰光度法测定,阳离子交换量(CEC)采用氯化铵-乙酸铵法测定,土壤pH值采用电位法(V(水):m(土)=2.5:1)测定,电导率(EC)采用电导仪测定(V(水):m(土)=5:1)。田间持水量采用烘干法测定,土壤容重采用环刀法测定,并计算土壤孔隙度。各处理基质Pb、Zn和Cd总量采用HCl-HNO₃-HClO₄消解,Pb、Zn和Cd可交换态采用MgCl₂溶液进行提取^[13],采用原子吸收分光光度计测定。在自然干旱过程中,各处理在测定矿区土壤、新废渣和老废渣含水量的同时采用WP4露点水势仪测定相应水势,建立水分特征曲线。

1.5 数据处理

采用 SPSS 17.0 软件对试验数据进行单因素方差分析和 LSD 多重比较 ($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 盆栽条件下基质改良对刺槐生长特性的影响

盆栽植物生长状况如表 1 所示,新废渣上刺槐发芽率、苗高、地径、根长和生物量各生长指标最低或较低。新废渣中加入硫酸、保水剂和腐殖质后,刺槐各生长指标没有显著提高。新废渣中加入矿

区土壤后,刺槐发芽率、苗高、地径、根长和生物量与新废渣处理相比显著增加,但与矿区土壤间差异不显著。老废渣上刺槐生长指标与矿区土壤间差异不显著,均显著高于新废渣。老废渣和矿区土壤刺槐发芽率与背景土壤无显著差异,但其他生长指标显著低于背景土壤。矿区土壤中加入碱石灰后,除发芽率以外,其他各生长指标与矿区土壤相比均显著提高,与背景土壤间差异不显著。综合分析表明,不同处理刺槐生长特征为 $BS = PS + SO > PS = NS + PS = OS > NS = NS + SA = NS + HY = NS + HU$ 。

表 1 不同基质处理对刺槐生长特性的影响

Table 1 Effects of different substrates on growth of *Robinia pseudoacacia*

处理		发芽率/ %	苗高/ cm	地径/ mm	根长/ cm	生物量 ¹⁾ / g
中文名称	英文代号					
新废渣	NS	48.9±5.1 ^a	3.53±1.18 ^a	1.10±0.14 ^a	2.86±0.19 ^a	0.17±0.06 ^a
老废渣	OS	73.3±6.7 ^b	8.33±1.36 ^c	1.74±0.26 ^c	4.96±1.09 ^b	0.53±0.07 ^b
新废渣+硫酸	NS+SA	51.1±5.1 ^a	5.33±0.44 ^{ab}	1.24±0.19 ^{ab}	3.36±0.55 ^a	0.22±0.04 ^a
新废渣+保水剂	NS+HY	52.2±3.8 ^a	4.69±0.97 ^{ab}	1.11±0.13 ^a	2.91±0.32 ^a	0.17±0.04 ^a
新废渣+腐殖质	NS+HU	55.6±6.9 ^a	4.77±1.25 ^{ab}	1.21±0.12 ^{ab}	2.72±0.22 ^a	0.17±0.03 ^a
新废渣+矿区土壤	NS+PS	75.6±6.9 ^b	6.86±1.07 ^{bc}	1.52±0.27 ^{bc}	5.17±0.87 ^b	0.38±0.09 ^b
矿区土壤	PS	74.4±5.1 ^b	6.66±1.37 ^{bc}	1.45±0.21 ^{abc}	5.02±0.75 ^b	0.44±0.08 ^b
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	74.4±1.9 ^b	11.70±1.71 ^d	2.59±0.30 ^d	7.70±0.93 ^c	0.82±0.14 ^c
背景土壤	BS	72.2±6.9 ^b	11.30±1.76 ^d	2.27±0.26 ^d	7.02±0.76 ^c	0.78±0.16 ^c

数据为平均值±标准差;同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P < 0.05$)。1) 以干质量计。

2.2 盆栽条件下基质改良对土壤理化特性的影响

如表 2 所示,背景土壤为酸性(pH 值为 5.39),矿区土壤明显酸化(pH 值为 4.50),原因是冶炼过程中所采用的燃煤含硫量(3%~5%)高,导致酸沉降。新废渣为碱性(pH 值为 8.97),其原因是矿石含有大量的碳酸钙,在冶炼过程中转化为氧化钙。新废渣 CEC 均低于其他各处理,表明废渣保肥能力极差。新废渣中加入矿区土壤或腐殖质均能显著提高新废渣 CEC。新废渣 EC 显著大于矿区土壤和背景土壤,表明新废渣盐分含量高,新废渣和矿区土壤混合后,显著降低 EC。土壤中氮、磷和钾是影响植物生长的主要营养元素,特别是速效态可直接反映土壤供应能力,与植物生长密切相关^[14]。新废渣全钾和全氮含量均显著低于背景土壤,各处理全磷含量无显著差异,新废渣中碱解氮含量显著低于矿区土壤和背景土壤,但速效磷含量显著高于矿区土壤和背景土壤,速效钾含量与矿区土壤和背景土壤间差异不显著。新废渣中加入腐殖质,碱解氮、速效磷和速效钾含量显著增加。新废渣中加入矿区土壤,导致碱解氮含量显著提高,速效磷含量显著降低,速效钾含量变化不大。植物对土壤氮的吸

收量是反映其生长状况的重要指标,对植物生长量有很大影响^[15-16]。矿区土壤中加入碱石灰,促使速效磷含量显著提高,碱解氮含量显著降低,速效钾含量则无显著变化。土壤中磷含量一般分为 4 级:土壤 w (速效磷) $< 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,为低含量; $5 \sim < 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,为中等含量; $10 \sim < 18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,为高含量; $18 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,为肥沃^[17]。矿区土壤通过碱石灰改良后,土壤速效磷达到高含量水平,有利于植物生长。

如表 3 所示,老废渣、新废渣和经硫酸改良后的新废渣的田间持水量无显著差异,但显著低于其他各处理。新废渣和老废渣容重差异不显著,均低于矿区土壤和背景土壤,新废渣中加入保水剂或腐殖质后,容重显著下降。各处理土壤总孔隙度差异不大,其基本特征是毛管孔隙度大于非毛管孔隙度;废渣总孔隙度大于土壤,毛管孔隙度小于土壤,但非毛管孔隙度大致为土壤的 2 倍。新废渣加入腐殖质后,毛管孔隙度显著下降,非毛管孔隙度显著增加。废渣与矿区土壤混合后,其孔隙状况处于废渣与土壤之间。废渣持水能力低于土壤,废渣加入保水剂和腐殖质,可显著提高废渣持水保水能力。

表2 不同基质的化学特性

Table 2 Chemical properties of the substrates

处理		pH	CEC/ (cmol·kg ⁻¹)	EC/ (mS·cm ⁻¹)	w(全氮)/ (g·kg ⁻¹)	w(全磷)/ (g·kg ⁻¹)	w(全钾)/ (g·kg ⁻¹)	w(碱解氮)/ (mg·kg ⁻¹)	w(速效磷)/ (mg·kg ⁻¹)	w(速效钾)/ (mg·kg ⁻¹)
中文名称	英文代号									
新废渣	NS	8.97±0.43 ^c	3.4±0.2 ^a	2.85±2.40 ^d	0.5±0.11 ^a	1.0±0.34 ^a	1.1±0.21 ^a	5.3±0.2 ^a	12.5±0.4 ^c	73.3±7.5 ^{ab}
老废渣	OS	8.23±0.65 ^d	14.6±1.2 ^d	2.25±0.31 ^c	0.5±0.12 ^a	0.9±0.09 ^a	1.3±0.11 ^a	8.8±1.2 ^a	13.8±2.1 ^c	88.4±11.0 ^{ab}
新废渣+硫酸	NS+SA	7.32±0.86 ^c	3.8±0.3 ^a	2.56±0.26 ^d	0.5±0.09 ^a	1.0±0.21 ^a	1.1±0.08 ^a	5.8±0.9 ^a	13.2±2.3 ^c	78.6±6.5 ^{ab}
新废渣+保水剂	NS+HY	8.89±0.76 ^c	3.5±0.2 ^a	2.67±0.32 ^d	0.5±0.07 ^a	1.1±0.21 ^a	1.2±0.14 ^a	5.4±1.2 ^a	12.4±1.9 ^c	75.4±6.7 ^{ab}
新废渣+腐殖质	NS+HU	8.58±0.68 ^d	10.3±1.2 ^{bc}	3.02±0.24 ^d	1.7±0.16 ^c	1.0±0.12 ^a	1.5±0.18 ^a	82.6±9.8 ^d	17.7±2.1 ^d	226.0±23.0 ^c
新废渣+矿区土壤	NS+PS	8.03±0.76 ^c	8.9±0.8 ^b	2.04±0.14 ^c	0.8±0.10 ^{ab}	0.9±0.11 ^a	4.6±0.78 ^b	37.6±3.6 ^b	8.3±1.2 ^b	92.5±17.0 ^b
矿区土壤	PS	4.50±0.36 ^a	12.5±1.8 ^{cd}	0.15±0.03 ^a	1.1±0.17 ^b	0.8±0.14 ^a	6.3±0.86 ^c	75.8±7.8 ^d	0.5±0.1 ^a	91.0±7.5 ^b
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	7.52±0.54 ^c	14.2±1.5 ^d	0.61±0.07 ^b	1.0±0.10 ^b	0.7±0.12 ^a	5.2±0.98 ^c	35.7±4.2 ^b	11.2±1.3 ^c	73.4±4.9 ^{ab}
背景土壤	BS	5.39±0.43 ^b	14.1±1.6 ^d	0.07±0.01 ^a	1.0±0.11 ^b	1.0±0.08 ^a	6.5±1.21 ^c	55.3±5.4 ^c	1.1±0.2 ^a	61.7±4.5 ^a

数据为平均值±标准差; 同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。CEC为阳离子交换量,EC为电导率。

表3 不同基质的物理特性

Table 3 Physical properties of the substrates

处理		田间持水量 w / %	容重 / (g·cm ⁻³)	总孔隙度 / %	毛管孔隙度 / %	非毛管孔隙度 / %
中文名称	英文代号					
新废渣	NS	27.2±1.97 ^a	0.94±0.02 ^b	68.4±1.1 ^{bc}	34.4±2.9 ^b	34.0±4.0 ^b
老废渣	OS	26.5±2.14 ^a	0.98±0.03 ^{bc}	66.9±0.4 ^b	31.5±2.6 ^{ab}	35.3±2.8 ^b
新废渣+硫酸	NS+SA	26.7±1.38 ^a	0.95±0.02 ^b	68.3±0.5 ^{bc}	32.2±1.9 ^b	36.1±2.3 ^b
新废渣+保水剂	NS+HY	34.9±1.53 ^b	0.72±0.03 ^a	71.8±1.2 ^d	34.9±2.4 ^b	36.9±3.6 ^{bc}
新废渣+腐殖质	NS+HU	31.2±1.64 ^b	0.69±0.01 ^a	69.6±2.1 ^c	28.0±1.7 ^a	41.5±3.7 ^c
新废渣+矿区土壤	NS+PS	32.5±1.12 ^b	0.99±0.05 ^{bc}	66.5±1.0 ^b	42.5±1.3 ^c	24.0±1.9 ^a
矿区土壤	PS	33.8±2.00 ^b	1.01±0.03 ^c	63.2±1.7 ^a	45.6±3.4 ^c	17.7±2.9 ^a
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	33.6±0.38 ^b	1.04±0.04 ^c	61.1±1.0 ^a	44.9±1.7 ^c	16.2±2.6 ^a
背景土壤	BS	33.2±0.26 ^b	1.03±0.03 ^c	62.5±1.0 ^a	45.3±1.1 ^c	17.3±1.9 ^a

数据为平均值±标准差; 同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。

2.3 基质重金属含量特征

Pb、Zn 和 Cd 含量特征表现为新废渣和老废渣>矿区土壤>背景土壤,矿区土壤和废渣混合基质重金属含量介于废渣和矿区土壤之间(表4)。可交换态 Pb、Zn 和 Cd 含量特征为矿区土壤>背景土壤>老废渣>新废渣。新废渣和矿区土壤混合基质

的可交换态 Pb、Zn 和 Cd 与老废渣间差异不显著。矿区土壤加入碱石灰,pH 值升高,可交换态 Pb、Zn 和 Cd 含量显著降低。新废渣采用硫酸中和,可极大降低 pH 值,显著提高可交换态 Pb、Zn 和 Cd 含量。新废渣加入腐殖质,可促使可交换态 Pb 和 Cd 含量显著提高。

表4 不同基质重金属含量

Table 4 Heavy metals contents in the substrates

处理		$w(\text{Pb}) / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		$w(\text{Zn}) / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		$w(\text{Cd}) / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	
中文名称	英文代号	可交换态	总量	可交换态	总量	可交换态	总量
新废渣	NS	0.15±0.05 ^a	5365±354 ^d	0.50±0.12 ^a	7521±563 ^d	0.10±0.06 ^a	67.6±15.1 ^d
老废渣	OS	0.25±0.05 ^a	5132±321 ^d	1.23±0.21 ^b	6879±612 ^d	0.23±0.34 ^b	58.6±13.4 ^d
新废渣+硫酸	NS+SA	1.34±0.36 ^c	5246±319 ^d	11.45±2.30 ^c	7318±594 ^d	6.38±0.85 ^d	65.7±11.4 ^d
新废渣+保水剂	NS+HY	0.14±0.03 ^a	5234±351 ^d	0.56±0.22 ^a	7689±543 ^d	0.13±0.07 ^a	66.8±13.5 ^d
新废渣+腐殖质	NS+HU	0.64±0.15 ^b	5135±364 ^d	0.67±0.14 ^a	7123±635 ^d	0.22±0.08 ^b	59.9±12.6 ^d
新废渣+矿区土壤	NS+PS	0.22±0.04 ^a	3028±236 ^c	1.40±0.31 ^b	4030±465 ^c	0.19±0.04 ^b	35.1±8.6 ^c
矿区土壤	PS	1.42±0.12 ^c	223±17 ^b	11.40±1.21 ^c	353±254 ^b	7.85±1.13 ^d	21.9±1.8 ^b
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	0.85±0.24 ^b	218±21 ^b	2.30±0.43 ^c	346±311 ^b	1.23±0.21 ^c	19.7±2.1 ^b
背景土壤	BS	0.78±0.14 ^b	63±5 ^a	6.79±1.12 ^d	114±24 ^a	0.34±0.06 ^b	1.0±0.2 ^a

数据为平均值±标准差; 同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。

2.4 基质的水分特征

废弃地基质的水分特征曲线(图1)表明,各基

质含水量与水势间呈幂函数关系。当基质含水量相同时,水势特征表现为新废渣>老废渣>矿区土

壤。矿区土壤、老废渣和新废渣的田间持水量 w 分别为 33.8%、26.5% 和 27.2% (表 3)。对于大多数植物而言,土壤水势为 -1.5 MPa 是植物的萎蔫点^[18],此时矿区土壤、老废渣和新废渣含水量 w (即萎蔫系数) 分别为 8.0%、9.1% 和 10.8% (图 1)。基质中有效水分范围为田间持水量与萎蔫系数之差,其范围大小为矿区土壤>老废渣>新废渣。在相同水势条件下,物理黏粒含量越低,含水量则越低,废渣为粗骨性,萎蔫系数低于土壤。然而,笔者研究中废渣萎蔫系数高于土壤,其原因是废渣中高盐分导致 EC 大大增加,渗透势下降,致使废渣可利用水分范围显著小于土壤。废渣经过长期自然淋洗过程后,由于 EC 显著降低(表 2),导致废渣萎蔫系数下降,扩大了有效水分的利用范围。

废渣田间持水量低,含水量下降速率快,保水剂、腐殖质和矿区土壤能显著增加废渣的持水能力(表 5)。模拟自然干旱过程中,新废渣上刺槐生存期最短,与各矿区土壤处理间差异显著,硫酸对新

废渣中刺槐耐旱时间无显著影响。干旱胁迫下,老废渣上刺槐生存时间比新废渣长,这与其水分利用范围扩大特性相吻合(图 1)。新废渣加入保水剂、腐殖质和客土(矿区土壤)能增强废渣持水能力,提高刺槐的耐旱能力。

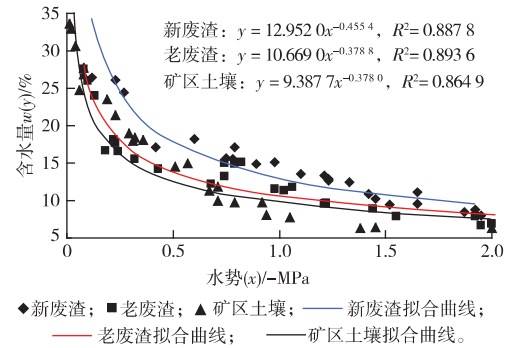


图 1 3 种废弃地基质的水分特征曲线

Fig. 1 Soil water retention curve of the 3 types of wastelands different in substrate

表 5 干旱胁迫下不同基质水分动态变化及刺槐生存期

Table 5 Hydraulic dynamics of the substrates and survival of *Robinia pseudoacacia* therein under drought stress

处理		不同时间基质含水量 w /%					刺槐生存期/ d
中文名称	英文代号	第 1 天	第 11 天	第 21 天	第 31 天	第 41 天	
新废渣	NS	27.6±3.2 ^a	16.3±2.1 ^a	12.6±2.2 ^a	9.73±1.90 ^a	6.9±0.89 ^a	24.7±2.0 ^a
老废渣	OS	26.5±2.1 ^a	16.5±1.3 ^a	12.3±1.4 ^a	9.83±0.97 ^a	6.7±0.56 ^a	30.3±2.6 ^b
新废渣+硫酸	NS+SA	26.7±3.2 ^a	15.9±1.4 ^a	11.9±1.3 ^a	9.33±0.97 ^a	5.9±0.45 ^a	25.0±2.1 ^a
新废渣+保水剂	NS+HY	34.9±3.2 ^b	22.7±2.4 ^b	17.0±2.1 ^b	11.30±1.50 ^{ab}	8.3±0.88 ^c	30.0±3.2 ^b
新废渣+腐殖质	NS+HU	31.2±2.4 ^b	23.5±2.6 ^b	18.9±1.7 ^b	11.60±2.10 ^b	7.4±0.87 ^{bc}	30.0±2.8 ^b
新废渣+矿区土壤	NS+PS	32.5±4.2 ^b	23.5±2.7 ^b	17.2±1.9 ^b	9.47±0.89 ^a	7.3±0.78 ^{bc}	36.3±1.3 ^{bc}
矿区土壤	PS	33.8±2.6 ^b	24.6±2.2 ^b	18.7±1.6 ^b	10.50±0.97 ^{ab}	7.2±0.56 ^{bc}	40.0±2.5 ^c
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	33.6±3.1 ^b	22.1±2.4 ^b	18.9±1.7 ^b	11.90±1.20 ^b	8.0±0.78 ^{bc}	40.0±3.4 ^c
背景土壤	BS	33.2±4.1 ^b	22.4±1.9 ^b	17.4±1.4 ^b	10.50±1.20 ^{ab}	7.1±0.92 ^{abc}	40.3±3.2 ^c

数据为平均值±标准差;同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P < 0.05$)。

2.5 基质改良对刺槐田间生长特性的影响

刺槐为本地优势树种,对该地生态环境具有很强的适应能力和耐性,是植被恢复的先锋树种。在田间种植前,刺槐一年生苗生长特性一致,种植 1 a 后,刺槐生长状况列于表 6。对于废弃地 3 种基质,刺槐保存率和高度均表现为矿区土壤>老废渣>新废渣。

通过客土(矿区土壤)改良方法,老废渣上刺槐保存率显著提高,但高度和地径无显著增加;老废渣添加保水剂后,刺槐保存率提高,但生长特性无显著变化。新废渣通过客土(矿区土壤)改良,刺槐保存率和高度显著增加,地径生长则无显著变化;新废渣中加入保水剂,刺槐保存率、高度和地径均无显著变化。矿区土壤中加入碱石灰后,刺槐生长

并无显著变化。在矿区土壤上,刺槐能较好地生长,可作为植物定居的先锋种。

3 讨论

对于大多数植物而言,正常生长的 pH 值范围为 5~7,小于 3 或大于 9 都会严重影响植物生长。新废渣为强碱性(pH 值为 8.97),而矿区土壤酸化(pH 值为 4.50)均会影响植物生长。土壤 EC 可指示盐分含量,与土壤盐分具有显著的相关性^[19],新废渣 EC 为 2.85 mS·cm⁻¹,显著高于矿区土壤和背景土壤,大大高于限制植物生长的临界点(EC>0.50 mS·cm⁻¹),表明盐分是限制废渣上植物生长的重要因子^[20]。废渣中既有盐胁迫,又存在碱胁迫,碱胁迫比盐胁迫具有更大的生态破坏力^[21],盐碱胁迫

作用远比单纯盐胁迫或碱胁迫强烈,具有协同作用^[22]。废渣与土壤混合后,pH值和EC值均下降,导致植物毒害降低,促进了刺槐生长。由此可以推

断,废渣中盐碱胁迫是植物生长胁迫的主要因子之一。

表6 田间试验中不同基质上刺槐的生长状况

Table 6 Growth of *Robinia pseudoacacia* in the wastelands of the field experiment

处理		保存率/ %	高度/ cm	地径/ mm
中文名称	英文代号			
矿区土壤	PS	84.3±5.4 ^c	38.2±4.5 ^c	6.83±0.78 ^a
老废渣	OS	45.7±5.6 ^b	27.8±3.2 ^b	6.15±0.67 ^a
新废渣	NS	18.5±3.6 ^a	23.5±3.1 ^a	6.45±0.87 ^a
矿区土壤+碱石灰	PS+SO	78.6±10.3 ^c	36.7±4.6 ^c	6.78±0.98 ^a
新废渣+矿区土壤	NS+PS	72.9±9.5 ^c	30.9±3.4 ^b	6.05±0.75 ^a
新废渣+保水剂	NS+HY	20.5±3.6 ^a	25.4±3.1 ^a	6.12±0.77 ^a
老废渣+矿区土壤	OS+PS	75.6±8.6 ^c	30.6±4.3 ^b	6.23±0.86 ^a
老废渣+保水剂	OS+HY	70.5±12.5 ^c	30.4±4.1 ^b	6.15±0.89 ^a

数据为平均值±标准差;同一列英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$)。

废渣中Pb、Zn和Cd含量均较高,大大超过GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的二级标准^[23]。但是,废渣中可交换态Pb、Zn和Cd含量均低于背景土壤,可能是废渣碱化导致可交换态重金属含量降低。土壤中可交换态重金属含量与生物有效性间具有最大相关性,常用来预测植物对重金属的累积量,因而,评价土壤重金属危害性采用可交换态含量比总量更可靠^[24]。在盆栽试验中,废渣重金属含量高,但是可交换态含量低,对植物生长而言,并不构成限制性影响,刺槐的生长也体现了这一特征。

在盆栽试验中,废渣中加入腐殖质可促使养分极大提高,基质持水保水能力增强,但植物仍然不能正常生长,表明养分能影响刺槐生长,但不是影响植被定居的关键性因子。通过酸中和,废渣pH接近中性,消除了碱胁迫,但刺槐发芽率和生长状况并没有显著提高,表明盐浓度仍然限制种子萌发和植物生长,其原因是盐浓度决定水势,进而决定了种子吸水能力^[25]。新废渣加入保水剂,可增强持水保水能力,但苗木生长较差,其原因是没有减弱盐碱对植物的伤害,这一结果与苗圃试验结果一致。

废渣中水分有效利用率低,在田间试验中,间隙性干旱与盐碱胁迫存在协同作用,加剧了植物死亡。田间试验表明,在新废渣上直接造林,树种成活率低于20%,说明直接造林基本上是失败的。田间试验中,新废渣上植物死亡的过程为:养分不足加上盐碱胁迫→根生长缓慢→根系细而浅→根系局限于很小的范围,无法利用深层水分,却处于或暴露在高温干旱的表层,植物因干旱而濒于死亡^[26]。因此,在新废渣上成功进行植被重建,关键

措施是减缓废渣盐碱胁迫,提高废渣持水保水能力。新废渣与矿区土壤混合,能显著减缓盐碱胁迫,提高基质持水保水能力,因而刺槐能成功定居(表6)。在长期淋溶作用下,废渣理化特性发生很大变化。与新废渣相比,老废渣盐碱化程度显著降低。在苗圃盆栽试验中,老废渣上刺槐生长特征比新废渣有明显改善,主要是因为老废渣的盐碱胁迫减缓所致。模拟干旱条件下,老废渣上刺槐生存期长于新废渣,表明老废渣水分利用范围显著扩大,耐旱能力增强。在田间试验中,老废渣上刺槐保存率仅为45.7%(表6),表明老废渣上植被重建存在一定难度;加入保水剂可显著提高林木的生长状况和保存率,表明水分是影响老废渣上植物生长状况的关键因子。与新废渣相比,老废渣盐碱胁迫程度下降,持水保水能力增强,但赫章炼锌区存在季节性干旱,在旱季时干旱胁迫与盐碱胁迫存在协同作用,导致老废渣上种植的刺槐死亡,使得刺槐保存率较低。保水剂能吸收大量水分,在干旱过程中,水分缓慢释放出来,大大增强了基质持水保水能力^[18],缓解废渣干旱胁迫,从而提高刺槐保存率。田间试验结果表明,老废渣中加入保水剂或矿区土壤均能有效地实现植被定居。

盆栽试验中,当通过加入碱石灰而将矿区土壤pH调节到接近中性范围时,重金属毒性下降,养分有效性得到提高^[1,27],从而促进植物的生长(表1);矿区土壤中种子发芽率和耐旱性均与背景土壤无显著差异。然而,在田间试验中,矿区土壤中加入碱石灰,刺槐生长并无显著变化,表明矿区土壤直接通过刺槐造林就可以有效地实现植被定居。

4 结论

(1) 废渣植被重建的不利因子主要表现为盐碱胁迫、养分(全氮、碱解氮和全钾)含量低、重金属含量高、持水保水能力差。新废渣通过酸中和可降低pH值,废渣添加保水剂可增强持水性,新废渣添加腐殖质则能提高废渣养分,但这些改良措施均未能有效地改善废渣上刺槐的生长。废渣上植被重建的关键性限制因子为盐碱胁迫和较差的持水保水能力。废渣中添加矿区土壤,可降低废渣pH值和EC,减缓废渣盐碱胁迫,提高其持水保水能力,有利于植被重建,且成本较低,是新废渣植被重建的有效方法。

(2) 经过长期的雨水淋溶作用,废渣盐碱胁迫强度明显降低,水分利用范围扩大。老废渣仍然存在盐碱胁迫与干旱胁迫协同作用,加入保水剂或矿区土壤混合能有效减缓老废渣干旱胁迫,提高刺槐保存率,是促进老废渣上植被重建的有效措施。

参考文献:

- [1] MORENO-JIMÉNEZ E, ESTEBAN E, CARPENA-RUIZ R O, *et al.* Phytostabilisation With Mediterranean Shrubs and Liming Improved Soil Quality in a Pot Experiment With a Pyrite Mine Soil [J]. *Journal of Hazardous Materials* 2012, 201-202: 52-59.
- [2] WONG M H. Ecological Restoration of Mine Degraded Soils, With Emphasis on Metal Contaminated Soils [J]. *Chemosphere* 2003, 50(6): 775-780.
- [3] 胡聃, 文秋霞, 王如松等. 8种乡土树种在铁矿废弃地的定植与生长 [J]. *生态与农村环境学报* 2007, 23(4): 86-89.
- [4] CHIU K K, YE Z H, WONG M H. Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu Mine Tailings Amended With Manure Compost and Sewage Sludge: A Greenhouse Study [J]. *Bioresource Technology* 2006, 97(1): 158-170.
- [5] ZHANG C B, HUANG L N, WONG M H *et al.* Characterization of Soil Physico-Chemical and Microbial Parameters After Revegetation Near Shaoguan Pb/Zn Smelter, Guangdong, P. R. China [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2006, 177(1/2/3/4): 81-101.
- [6] BRADSHAW A D. The Use of Natural Processes in Reclamation—Advantages and Difficulties [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2000, 51(2): 89-100.
- [7] YANG Y G, JIN Z S, BI X Y, *et al.* Atmospheric Deposition-Carried Pb, Zn, and Cd From a Zinc Smelter and Their Effect on Soil Microorganisms [J]. *Pedosphere* 2009, 19(4): 422-433.
- [8] 林文杰, 肖唐付, 周晚春等. 黔西土法炼锌区 Pb、Zn、Cd 的地球化学迁移特征 [J]. *环境科学* 2009, 30(7): 2065-2070.
- [9] 林文杰. 土法炼锌区生态退化与重金属污染 [J]. *生态环境学报* 2009, 18(1): 149-153.
- [10] 胡振琪, 张光灿, 毕银丽等. 煤矸石山刺槐林分生产力及生态效应的研究 [J]. *生态学报* 2002, 22(5): 621-628.
- [11] GRÜNEWALD H, BÖHM C, QUINKENSTEIN A, *et al.* Robinia Pseudoacacia L: A Lesser Known Tree Species for Biomass Production [J]. *BioEnergy Research* 2009, 2(3): 123-133.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 45-180.
- [13] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals [J]. *Analytical Chimica Acta*, 1979, 51(7): 844-851.
- [14] 赵洁, 王莉, 王永刚等. ASI 法速测土壤指标与植物 N 吸收的相关性研究 [J]. *土壤通报* 2012, 43(4): 903-909.
- [15] 上官周平, 李世清. 旱地作物氮素营养生理生态 [M]. 北京: 科学出版社, 2004: 38-56.
- [16] 陈龙池, 廖利平, 汪思龙等. 酚类物质对杉木幼苗 15N 养分吸收、分配的影响 [J]. *植物生态学报* 2002, 26(5): 525-532.
- [17] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1983: 105-110.
- [18] 林文杰, 马焕成, 周蛟. 干旱胁迫下不同保水剂处理的水分动态研究 [J]. *水土保持研究* 2004, 11(2): 121-124.
- [19] 刘广明, 杨劲松, 姚荣江. 影响土壤浸提液电导率的盐分化学性质要素及其强度研究 [J]. *土壤学报* 2005, 42(2): 247-252.
- [20] CASSELMAN C N, FOX T R, BURGER J A *et al.* Effects of Silvicultural Treatments on Survival and Growth of Trees Planted on Reclaimed Mine Lands in the Appalachians [J]. *Forest Ecology and Management* 2006, 223(1/2/3): 403-414.
- [21] KHAN M G. Effect of Salt Stress on Nitrate Reductase Activity in Some Leguminous Crops [J]. *Indian Journal of Plant Physiology*, 1994, 37(3): 185-187.
- [22] SHI D C, WANG D L. Effects of Various Salt-Alkaline Mixed Stresses on *Aneurolepidium chinense* (Trin.) Kitag. [J]. *Plant and Soil* 2005, 271(1/2): 15-26.
- [23] GB 15618—1995 土壤环境质量标准 [S].
- [24] HSEU Z Y. Extractability and Bioavailability of Zinc Over Time in Three Tropical Soils Incubated With Biosolids [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(5): 762-771.
- [25] NICHOLS P G H, MALIK A I, STOCKDALE M *et al.* Salt Tolerance and Avoidance Mechanisms at Germination of Annual Pasture Legumes: Importance for Adaptation to Saline Environments [J]. *Plant and Soil* 2009, 315(1/2): 241-255.
- [26] RICHARDS I G, PALMER J P, BARRATT P A. The Reclamation of Former Coal Mines and Steelworks [M]. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier, 1993: 306-365.
- [27] YE Z H, WONG J W C, WONG M H *et al.* Lime and Pig Manure as Ameliorants for Revegetating Lead/Zinc Mine Tailings: Greenhouse Study [J]. *Bioresource Technology* 1999, 69(1): 35-43.

作者简介: 林文杰(1972—)男,湖南邵阳人,副教授,博士,主要从事重金属环境污染修复技术研究。E-mail: lwjzwc@163.com