

青海圣雄煤矿煤矸石堆积对周边高寒湿地植被和土壤的影响^①

王 锐¹, 李希来^{1*}, 马 钰², 仁欠端智¹, 王彩云¹, 赵 洁¹, 张 静¹

(1 青海大学农牧学院, 西宁 810016; 2 青海圣雄煤业有限公司, 西宁 810007)

摘要: 针对青海江仓圣雄煤矿开采产生的煤矸石堆积对多年冻土区高寒湿地的影响, 本文通过地面调查、取样比较, 研究分析了矿区周边高寒湿地植被和土壤特征对煤矸石山堆积的响应。结果表明, 矿区煤矸石堆积的4 a时间已经对周边近、中、远不同距离(300、650、1 000 m)高寒湿地植被和土壤产生了一定程度的影响, 引起原生莎草类盖度和高度减小, 靠近煤矸石山区域的牧草高度降低, 中距离杂草平均高度比近距离高2.65 cm。矸石堆积造成周围土壤容重增加, 全氮和有机质含量逐渐减少, 远距离0~10 cm土层全氮和有机质平均含量分别是近距离的1.16倍和1.20倍。高寒湿地土壤真菌和放线菌数量减少, 0~10 cm土层近距离样区真菌数量仅为中距离的51.8%, 中距离样区放线菌数量分别是近距离和远距离的4.32倍和3.4倍。除Zn以外, 煤矸石堆积没有显著影响土壤As、Cr、Ni、Cu、Hg、Pb、Cd等7种重金属元素含量。随机森林算法分析表明, 杂草类高度、Zn含量、土壤容重、莎草盖度、有机质含量是煤矸石堆积对周围高寒湿地影响的主要因子。

关键词: 煤矸石; 高寒矿区; 植被; 土壤

中图分类号: S151.9; S159.2; X752 文献标志码: A

Effects of Coal Gangue Accumulation in Shengxiong Coal Mining of Qinghai on Vegetation and Soil of Surrounding Alpine Wetland

WANG Rui¹, LI Xilai^{1*}, MA Yu², RENQIAN Duanzhi¹, WANG Caiyun¹, ZHAO Jie¹, ZHANG Jing¹

(1 College of Agriculture and Animal Husbandry, Qinghai University, Xining 810016, China; 2 Qinghai Shengxiong Coal Industry Co., Ltd., Xining 810007, China)

Abstract: Taking the coal gangue mountain in Shengxiong coal mining of Qinghai and the surrounding alpine wetland as the study objects, the responses of vegetation and soil characteristics of the wetland to gangue accumulation were studied and analyzed through ground investigation and sampling comparison in this paper. The results showed that the 4 a coal gangue accumulation had certain influences on the vegetation and soil of the wetland with different distances (300, 650, 1 000 m), which decreased the coverage and height of native sedge and decreased the height of herbage near gangue mountain, the average height of herbage in the middle distance was 2.65 cm higher than that in the short distance. Coal gangue accumulation increased the bulk density and the contents of total nitrogen and organic matter of surrounding soil, average contents of total nitrogen and organic matter in the far distance were 1.16 and 1.20 times of those in the short distance in 0~10 cm soil, respectively. The quantities of soil fungi and actinomycetes in wetland decreased, the quantity of soil fungi in the short distance was only 51.8% of that in the middle distance in 0~10 cm soil, the quantity of soil actinomycetes in the middle distance was 4.32 and 3.4 times of those in the short and far distances, respectively. Except for Zn, coal gangue accumulation did not significantly affect the contents of other heavy metals in surrounding soil. The analysis of random forest algorithm showed that herbage height, Zn content, soil bulk density, sedge coverage and organic matter content were the main factors of coal gangue accumulation which affect the surrounding alpine wetland.

Key words: Coal gangue; Alpine mining area; Vegetation; Soil

^①基金项目: 国家自然科学基金项目(41977415, 41867073), 青海省科技支撑计划项目(2015-SF-117), 教育部长江学者和创新团队发展计划项目(IRT_17R62)和高等学校学科创新引智计划项目(D18013)资助。

* 通讯作者(xilai-li@163.com)

作者简介: 王锐(1982—), 男, 山西平陆人, 农艺师, 博士研究生, 主要从事高寒草地生态与环境保护研究。E-mail: afd1982@163.com

煤矸石是煤炭开采和洗选加工过程中产生的固体废弃物, 我国的国有煤矿现有矸石山1500余座, 累计堆积量高达30亿t, 占地5000 hm²^[1], 不仅直接占压土地, 而且也会引发严重的土壤污染, 威胁植被生长^[2-4]。煤矸石风化自燃淋滤后会释放有害烟尘和有毒液体, 造成矿区大气、水体及景观破坏, 影响人们生产生活和身心健康^[5]。孙贤斌等^[6]在淮南大通煤矿废弃地研究中发现, 研究区域土壤中重金属Hg、Cd、Cr、Pb和Cu超出土壤背景值1.99~27.2倍, Hg的单因子风险等级均在强以上, Cd的风险等级为极强和很强。Szcepanska和Twardowska^[7]调查研究了波兰数百座煤矸石山, 发现煤矸石中所含的无机盐、硫化物等对其周围环境影响最为严重, 对环境的污染程度也会随着煤矸石堆放时间不断地增强。

青海木里煤田总面积400 km², 共有11家企业开采, 2003年以来, 地方政府通过招商引资, 相继引进了一批国有和民营矿山企业, 木里矿区步入了大规模开发建设时期。受经济利益的驱动, 矿区大部分企业重生产、轻环保, 不断加大生产力度, 目前已经形成了19座煤矸石山, 总面积达1.702×10⁷ m², 导致出现严重的生态环境破坏现象。高寒矿区渣山对不同距离的湿地植被和土壤的影响主要原因来自于3

个方面: ①大风天气造成空气污染, 风尘的沉积对高寒湿地土壤的影响; ②排土场水土流失带来的影响; ③周边正常放牧活动构成的影响。

木里煤田存在大面积的多年冻土高寒湿地, 生态环境十分脆弱, 目前对高寒地区煤矿开发对周边生态环境影响的研究文献未见报道。本试验以青海省木里煤田江仓矿区圣雄煤矿周边高寒沼泽湿地为研究对象, 通过研究分析多年冻土区煤矸石山周围植被和土壤特征的变化规律, 探讨煤矿开采对多年冻土区周围高寒湿地生态环境产生的影响, 为矿区生态环境治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

江仓煤矿位于黄河一级支流——大通河上游南岸, 横跨刚察县和天峻县辖区, 海拔3800 m左右, 为中低山, 气候严寒, 矿区面积90 km²(图1)。试验研究地点圣雄煤矿位于大通河流域、江仓河北岸, 地理坐标38°03'34"N, 99°27'37"E; 矿区东西长2.6 km, 南北平均宽度1.8 km, 面积约4.64 km²。矿区周边主要草地类型为高寒沼泽湿地, 属于多年冻土区, 优势种为藏嵩草(*Koeleria tibetic*)、苔草(*Carex L.*)、粗喙

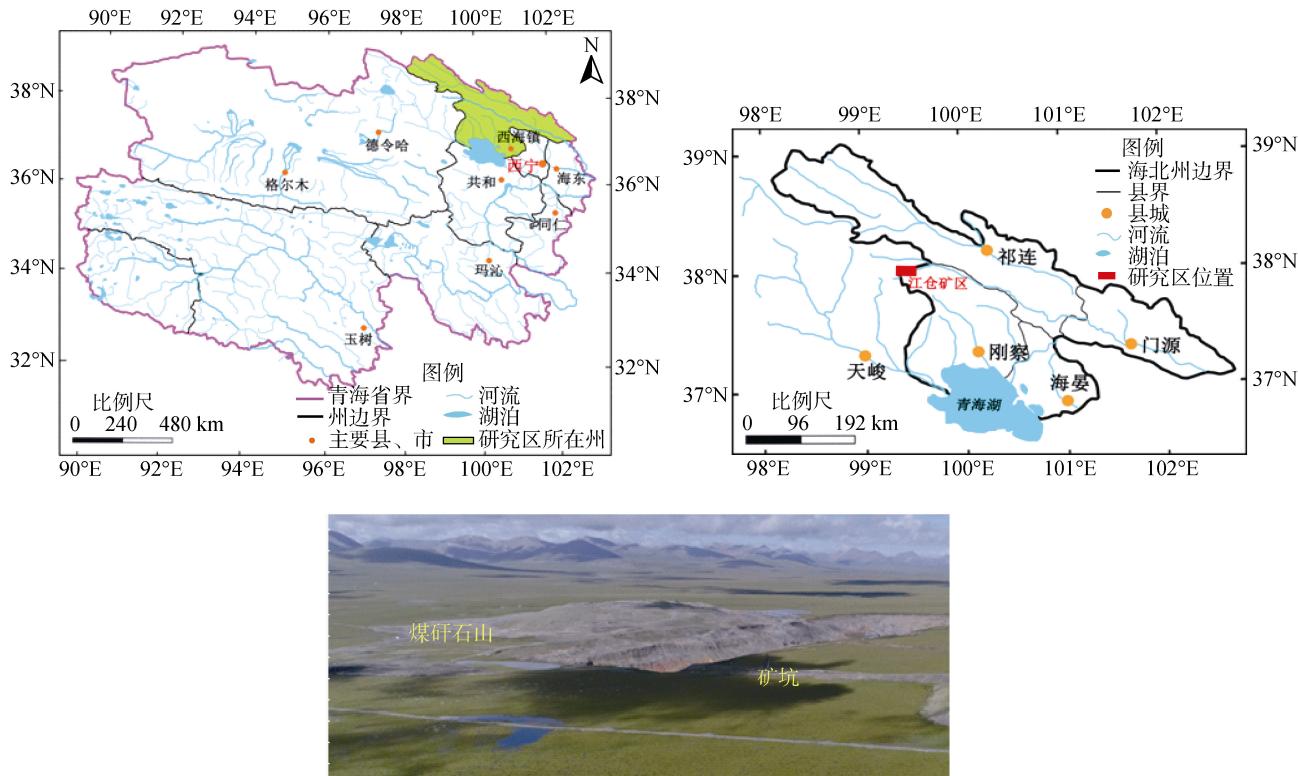


图1 试验区地理位置
Fig.1 Geographical position of experiment plot

苔草(*Carex scabrirostris*)等。圣雄煤矿自 2003 年取得探矿权, 2010 年开始以露天形式探矿开挖, 2013 年在矿区形成了两座面积约 130 万 m³ 的渣山, 2014

年开始全面停产, 先对场地和边坡进行整地、压实, 形成不超过 25° 的基础坡面, 然后开展复绿工作。煤矸石山表层基质理化性质见表 1。

表 1 煤矸石山表层基质理化性质
Table 1 Basic physiochemical properties of surface coal gangue

含水率(%)	pH	全氮(g/kg)	全磷(g/kg)	全钾(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)	有机质(g/kg)
9.03	8.01	1.32	1.03	22.74	24.00	5.83	82.33	83.92

注: 从山顶、山腰、山脚每个平面各取东、西、南、北 4 个方向的样品进行混合, 形成山顶、山坡、山脚三类样品。将山顶、山腰、山脚三类样品充分混合形成矸石表层基质样品, 表中数据为表层基质样品 3 次重复的平均值。

1.2 取样方法

2015 年 8 月以圣雄煤矿煤矸石山为中心, 以江仓河为界, 环绕煤矸石山, 在东、西、南、北 4 个方向 1 000 m 以内, 共选取近距离(300 m)、中距离(650 m)和远距离(1 000 m)12 个样区(表 2), 样区规格 5 m × 10 m, 每个样区用对角线法选取 3 个 1 m × 1 m 样方。取样中要避开大坑、围栏、小溪、湖泊、废弃地、道路、库房、生活区。记录样区海拔高度、经度、纬度。

植被调查时按样方分类记录莎草科、禾本科、杂草类三大类群, 登记高度、盖度。在样区内用网格法随机选取 30 个取样点分 0~10 cm 和 10~20 cm 用土钻分层取土, 分别用塑料盆将土样混合均匀, 去除草根和石块, 装入密封袋保存。

表 2 采样点基本情况
Table 2 Basic information of sampling sites

位置	坐标	海拔(m)
东近	38°02'48.200"N, 99°27'37.600"E	3 903
东中	38°02'48.200"N, 99°27'37.600"E	3 923
东远	38°02'53.996"N, 99°28'12.856"E	3 900
西近	38°01'30.514"N, 99°27'25.697"E	3 877
西中	38°01'39.770"N, 99°27'38.441"E	3 869
西远	38°01'45.949"N, 99°27'10.453"E	3 866
南近	38°01'28.097"N, 99°28'22.496"E	3 872
南中	38°01'23.157"N, 99°28'15.432"E	3 870
南远	38°01'21.944"N, 99°28'06.923"E	3 877
北近	38°02'04.434"N, 99°27'16.908"E	3 880
北中	38°02'38.100"N, 99°27'14.600"E	3 894
北远	38°02'18.500"N, 99°27'05.800"E	3 860

1.3 土壤测定

1.3.1 土壤含水率 新鲜土样置于已预热至(105±2) °C 的烘箱中烘干至恒重测其干重, 计算土壤含水率, 每处理重复 3 次, 最终测其平均值。计算公式如下^[8]。

$$W = (W_1 - W_2) / W_2 \times 100 \quad (1)$$

式中: W 为土壤含水率(%); W_1 为土壤湿重(g);

W_2 为土壤干重(g)。

1.3.2 土壤容重 将从田间采集带回的充满土样的环刀, 放入烘箱中在(105±2) °C 下烘至恒重、称重。计算公式如下^[9]。

$$rs = g \times 100 / v(100 + W) \quad (2)$$

式中: rs : 土壤容重(g/cm³); g : 环刀内湿样重(g); v : 环刀容积(cm³); W : 样品含水率(%)。

1.3.3 化学性质分析 pH 使用 PHB 型精密 pH 计测定, 有机质测定采用重铬酸钾-外加热法^[10], 全氮采用重铬酸钾-硫酸消化法测定, 全磷采用高氯酸-硫酸酸溶-钼锑抗比色法测定, 全钾采用火焰光度法测定, 速效氮采用碱解扩散法测定, 有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定, 速效钾采用醋酸铵-火焰光度计法测定^[9], 重金属元素测定采用微波消解-电感耦合等离子体质谱仪法^[11]。

1.3.4 微生物数量 用酒精消毒过的勺子现场采集新鲜土壤, 装入无菌袋, 放入冰袋立即放入冰箱保存, 第一时间从冰箱取出, 平摊晾好过 200 目筛装入自封袋放入冰箱后待测。细菌测定采用牛肉膏蛋白胨培养-稀释平板法, 真菌采用马铃薯蔗糖琼脂-稀释平板法, 放线菌采用高氏一号培养基-稀释平板法^[12-13]。

1.4 数据分析

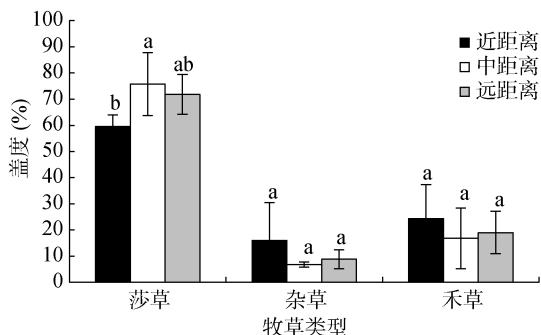
应用 SPSS 20.0 软件, 采用单因素方差(One-way ANOVA)分析矸石山堆积对周边不同距离($n=4$)植被和土壤的影响。影响因子重要性排位采用随机森林算法, 该算法由 Breiman^[14]提出, 具有运算速度快、变量独立性无要求、对变量间的非线性关系解释度高等优点^[15-17], 通过 R 语言实现运算^[18]。

2 结果与分析

2.1 煤矸石堆积对周围高寒湿地植被的影响

盖度和高度是反映植被群落结构以及植被长势情况的重要数量指标, 其数值大小与土壤、气候等诸多环境因子密切相关, 同时容易受到人为活动干扰影

响。煤矿的露天开采和煤矸石的堆积影响了矿区周围湿地的水循环, 对土壤环境造成了破坏, 通过对煤矸石山周围湿地的原生牧草种类进行调查统计分析得到(图 2 和图 3), 莎草盖度和高度在矿区周围湿地占有明显优势, 是当地的优势草种。



(图中小写字母不同表示同一牧草类型在煤矸石山周边不同距离高寒湿地间差异达 $P<0.05$ 显著水平, 下图同)

图 2 煤矸石山周边不同距离高寒湿地植被类群盖度比较
Fig. 2 Vegetation group coverages in different distances around gangue mountain in alpine wetland

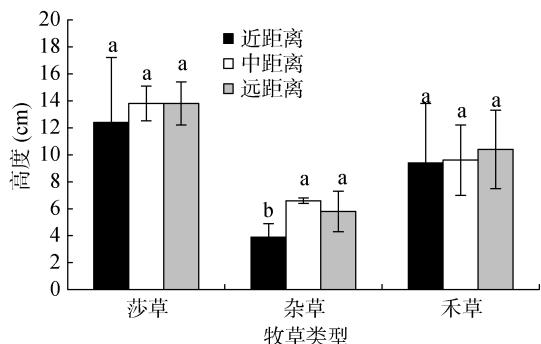


图 3 煤矸石山周边不同距离高寒湿地植被类群高度比较
Fig. 3 Vegetation group heights in different distances around gangue mountain in alpine wetland

近距离莎草盖度为 59.5%, 分别与中距离(75.8 %)和远距离莎草盖度(71.8%)存在显著差异。近距离杂草高度(3.9 cm)分别与中距离(6.6 cm)、远距离(5.8 cm)杂草高度存在显著差异。以上结果表明, 煤矿开采活动造成的煤矸石堆积对优势种莎草科植物生长产生了影响, 原生莎草类盖度和高度均有下降趋势, 其中莎草类盖度下降显著($P<0.05$)。

2.2 煤矸石堆积对周围不同距离高寒湿地土壤特性的影响

2.2.1 pH 煤矸石堆积主要通过滤液渗出以及粉尘沉降来影响周边土壤的酸碱性。从表 3 可以看出, 无论土壤表层、10 cm 以及 20 cm 处土层, 距离煤矸石山远近不同, 土壤 pH 差异均不显著, 表明煤矸石堆积对土壤的 pH 未造成显著影响。

表 3 煤矸石山周边不同距离高寒湿地土壤 pH 比较
Table 3 Soil pH values in different distances around gangue mountain in alpine wetland

土层(cm)	近距离	中距离	远距离
表层	5.99 ± 0.74 a	6.26 ± 0.71 a	5.90 ± 0.30 a
0 ~ 10	5.91 ± 0.71 a	6.36 ± 0.74 a	5.92 ± 0.25 a
10 ~ 20	5.92 ± 0.66 a	6.37 ± 0.74 a	5.97 ± 0.24 a

注: 表中同行数据小写字母相同表示同一土层不同距离间差异不显著($P>0.05$)。

2.2.2 土壤容重 土壤容重的变化与土壤孔隙度密切相关, 可较好地反映土壤透气性、入渗性能、持水能力和溶质迁移潜力等^[19-20], 土壤有机质含量对土壤结构具有重要影响, 不同土壤类型容重与有机质之间存在着显著的负相关关系^[21]。从图 4 可以看出, 湿地土壤由于含水量多, 容重明显小于一般土壤。在 0 ~ 10 cm 土层近距离与远距离土壤容重差异显著($P<0.05$), 随着煤矸石山距离逐渐增大, 土壤容重从近距离的 0.36 g/cm³ 下降为中距离 0.30 g/cm³, 至远距离 0.28 g/cm³。10 ~ 20 cm 土层容重明显高于 0 ~ 10 cm 土层。煤矸石堆积对不同距离样区土壤容重产生了影响, 可能是煤矸石堆积造成周围湿地的土壤有机质含量减少, 增加了土壤容重。

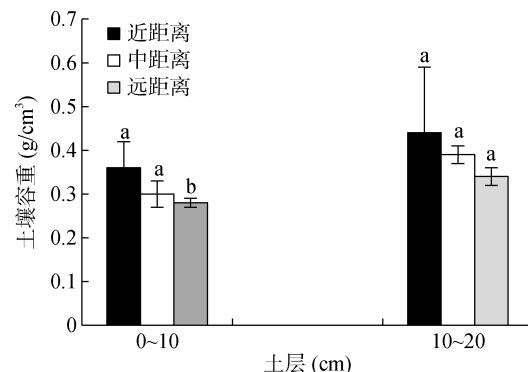


图 4 煤矸石山周边不同距离高寒湿地土壤容重比较
Fig. 4 Soil bulk densities in different distances around gangue mountain in alpine wetland

2.2.3 养分含量 从表 4 可以看出, 在 0~10 cm 土层, 随着距离增加, 土壤全氮含量从 12.65 g/kg 上升到 14.07 g/kg 至 14.69 g/kg, 土壤有机质从 300.63 g/kg 上升到 345.52 g/kg 至 361.96 g/kg, 0 ~ 10 cm 土层远距离土壤全氮和有机质平均含量是近距离的 1.16 倍和 1.20 倍。在 10 ~ 20 cm 土层也呈现同样的变化趋势, 远距离全氮和有机质平均含量是近距离的 1.24 倍和 1.25 倍, 近距离土壤全钾与中、远距离差异显著($P<0.05$), 且近距离最高。无论是 0 ~ 10 cm 还是 10 ~ 20 cm 土层, 近距离土壤全氮含量都与远距离差

异显著, 近距离土壤有机质含量也与远距离差异显著。说明煤矸石堆积对土壤养分含量的影响最直接地体现在全氮含量和有机质含量上。土壤全氮、有机质含量分别与土壤大孔隙平均等效直径有显著相关性^[22], 砾石堆积是否影响土壤大空隙还需进一步研究。

2.2.4 重金属含量 从表 5 中可以看出, 除 Zn 含量个别超过一级背景值之外, 其余 7 种重金属含量均低于一级背景值, 重金属含量符合要求^[23], 表明

湿地不存在重金属污染。从表中还可看出, 近距离土壤 Zn 含量与中、远距离差异显著, 分别是中、远距离的 1.14 倍和 1.13 倍, 其他 7 种重金属元素不同距离差异不显著。这说明煤矸石堆积造成了周围湿地土壤重金属含量的增加, 尤其 Zn 和 Cd 含量显著增加。通过对高寒矿区附近的高寒草甸牧草进行重金属含量分析(表 6), 发现所有牧草中重金属含量远低于土壤, 说明矿区湿地植被未受到重金属污染。

表 4 煤矸石山不同距离高寒湿地土壤养分含量比较

Table 4 Soil nutrient contents in different distances around gangue mountain in alpine wetland

土层(cm)	指标	近距离	中距离	远距离
0~10	全氮(g/kg)	12.65 ± 1.01 b	14.07 ± 1.31 ab	14.69 ± 0.72 a
	全磷(g/kg)	2.36 ± 0.36 a	2.23 ± 0.25 a	2.17 ± 0.33 a
	全钾(g/kg)	17.58 ± 1.65 a	15.58 ± 1.01 a	17.29 ± 2.32 a
	碱解氮(mg/kg)	719.75 ± 66.29 a	685.25 ± 210.83 a	797.25 ± 69.14 a
	有效磷(mg/kg)	7.15 ± 1.41 a	7.85 ± 1.45 a	7.17 ± 1.55 a
	速效钾(mg/kg)	168.50 ± 19.82 a	156.50 ± 13.30 a	168.50 ± 17.92 a
	有机质(g/kg)	300.63 ± 30.55 b	345.52 ± 16.19 a	361.96 ± 22.48 a
10~20	全氮(g/kg)	10.84 ± 1.82 b	12.58 ± 0.34 ab	13.40 ± 0.99 a
	全磷(g/kg)	2.27 ± 0.28 a	2.17 ± 0.16 a	2.22 ± 0.16 a
	全钾(g/kg)	17.37 ± 0.67 a	15.56 ± 0.42 b	15.35 ± 1.02 b
	碱解氮(mg/kg)	685.50 ± 77.07 a	588.25 ± 126.45 a	666.88 ± 149.27 a
	有效磷(mg/kg)	7.05 ± 2.97 a	6.55 ± 3.88 a	7.47 ± 3.02 a
	速效钾(mg/kg)	93.50 ± 9.00 a	101.00 ± 12.49 a	95.88 ± 14.14 a
	有机质(g/kg)	245.27 ± 43.61 b	289.81 ± 18.73 ab	307.19 ± 18.59 a

注: 表中同行数据小写字母不同表示同一土层同一土壤养分指标在煤矸石山不同距离高寒湿地间差异达 $P<0.05$ 显著水平, 下表同。

表 5 煤矸石山不同距离高寒湿地土壤重金属含量比较

(mg/kg)

Table 5 Heavy metal contents in different distances around gangue mountain in alpine wetland

重金属	近距离	中距离	远距离
As	6.71 ± 0.49 a	7.08 ± 0.15 a	6.70 ± 0.35 a
Cr	71.82 ± 8.36 a	69.41 ± 1.12 a	70.36 ± 7.38 a
Ni	28.40 ± 1.50 a	27.18 ± 0.29 a	26.49 ± 2.05 a
Cu	25.58 ± 0.91 a	23.58 ± 1.27 a	24.04 ± 2.01 a
Zn	112.94 ± 6.43 a	99.77 ± 5.59 b	94.52 ± 11.34 b
Hg	0.08 ± 0.01 a	0.07 ± 0.01 a	0.07 ± 0.01 a
Pb	19.97 ± 1.64 a	17.78 ± 0.69 a	18.53 ± 2.23 a
Cd	0.14 ± 0.01 a	0.12 ± 0.01 a	0.12 ± 0.02 a

2.2.5 微生物数量 土壤的微生物群落结构与土壤理化性质结合, 可定位对农田影响最为显著的环境因素^[24]。从表 7 可以看出, 在 0~10 cm 土层, 无论是细菌、真菌还是放线菌, 中距离样区数量最多, 其次是远距离, 近距离微生物最少, 近距离真菌数量 (33.18×10^3 cfu/g) 与中距离 (64.08×10^3 cfu/g) 差异显

著($P<0.05$)。中距离放线菌数量(49.00×10^5 cfu/g)与近距离(11.35×10^5 cfu/g)、远距离(14.40×10^5 cfu/g)差异显著, 分别是近距离和远距离的 4.32 倍和 3.4 倍。10~20 cm 土层真菌与放线菌数量远高于 0~10 cm 土层, 细菌数量略小于 0~10 cm 土层。由此可见, 煤矸石堆积影响了土壤微生物环境, 造成土壤微生物减少, 尤其是影响表层土壤真菌和放线菌的数量。

2.3 应用随机森林算法评价煤矸石堆积对周边湿地植被和土壤特征的影响

图 5 是基于随机森林算法的煤矸石山 26 个因子重要性排序分析结果, 可以看出, 杂草类高度、Zn 含量、土壤容重、莎草盖度、有机质含量为煤矸石堆积影响周围高寒湿地的主要因子。

3 讨论

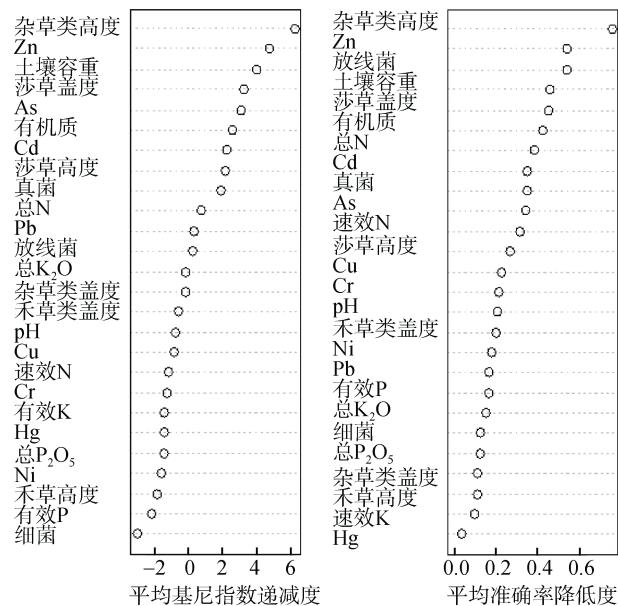
从研究结果发现, 在青海木里煤田江仓矿区圣雄煤矸石山周边高寒湿地莎草、禾草和杂草类 3 种植物类群中, 无论是高度还是盖度, 莎草类均占绝对优

表6 几个牧草样本重金属含量情况
Table 6 Heavy metal contents in several herbage samples

牧草	重金属含量(mg/kg)							
	As	Cr	Ni	Cu	Zn	Hg	Pb	Cd
莎草科牧草 1	1.63	16.60	2.35	5.20	59.425	0.010	4.06	0.04
莎草科牧草 2	1.52	11.46	2.86	5.97	71.85	0.005	1.57	0.04
莎草科牧草 3	0.96	4.78	2.98	6.52	74.188	0.004	1.02	0.03
禾本科牧草 1	1.77	4.81	5.14	12.931	42.54	0.008	1.59	0.10
禾本科牧草 2	0.28	0.43	1.80	4.43	22.17	0.001	0.46	0.02
杂草	0.24	4.04	6.74	7.57	92.12	0.024	0.80	0.15

表7 煤矸石山不同距离高寒湿地土壤微生物数量比较
Table 7 Soil microorganism quantities in different distances around gangue mountain in alpine wetland

土层(cm)	微生物	近距离	中距离	远距离
0~10	细菌($\times 10^6$ cfu/g)	12.08 ± 8.27 a	16.15 ± 12.69 a	15.93 ± 9.10 a
	真菌($\times 10^3$ cfu/g)	33.18 ± 18.08 b	64.08 ± 17.74 a	52.40 ± 7.89 ab
	放线菌($\times 10^5$ cfu/g)	11.35 ± 5.3 b	49.00 ± 35.66 a	14.40 ± 9.58 b
10~20	细菌($\times 10^6$ cfu/g)	14.08 ± 7.17 a	12.03 ± 8.40 a	15.85 ± 9.53 a
	真菌($\times 10^3$ cfu/g)	70.43 ± 10.87 a	82.18 ± 53.96 a	76.30 ± 74.33 a
	放线菌($\times 10^5$ cfu/g)	14.00 ± 12.32 a	47.60 ± 30.83 a	30.93 ± 21.81 a



(平均基尼指数递减度衡量把一个变量的取值变为随机数, 随机森林预测准确性的降低程度。该值越大表示该变量的重要性越大^[25]。平均准确率降低度通过基尼(Gini) 指数计算每个变量对分类树每个节点上观测值的异质性的影响, 从而比较变量的重要性^[26]。该值越大表示该变量的重要性越大)

图5 基于平均基尼指数递减度(MDG)和平均准确率降低度(MDA)的重要变量排序

Fig. 5 Orders of important variables based on mean decrease gini (MDG) and mean decrease accuracy (MDA)

势, 这与试验地区的实际情况是一致的。但有研究认为, 通常情况下土壤容重范围保持在 1.0 ~ 1.7 g/cm³, 平均值为 1.32 g/cm³, 土壤容重随土层深度增加而增

加^[27], 本研究采样地区属于多年冻土区高寒沼泽湿地, 所测样点土壤容重远低于一般土壤, 在 0.25 ~ 0.40 g/cm³。马维伟等^[28]研究甘南尕海湿地生态系统发现, 不同类型湿地土壤容重平均值为 0.22 ~ 1.29 g/cm³, 本试验湿地土壤容重数据结果位于该范围之内。高寒湿地土壤容重低可能与土壤表层长期积水有关, 也可能与多年冻土区土壤结构特征有关, 需要进一步研究探讨。Tranter 等^[29]认为随着土层深度的增加, 土壤有机质含量逐渐降低, 是造成土壤容重随土壤深度增加逐渐增大的主要原因, 本试验研究结果与此一致。

研究结果表明, 煤矸石山周边高寒湿地土壤整体偏酸性, 这与刘德玉^[30]提出的江仓地区草甸沼泽土长期积水土壤呈微酸性至酸性反应的研究结果一致。由于煤矸石本身基质是碱性的, 通过雨水冲刷和冰雪融化进入土壤, 地势低洼的区域 pH 理应较高, 而本试验研究结果中未发现有类似特征, pH 高低没有表现出与海拔地势有关。这可能是由于高寒地区煤矸石长期冰雪覆盖, 夏季雨季虽然降雨频繁, 但雨量小、强度低, 对煤矸石的冲刷作用不明显, 一定程度上制约了对周边土壤的影响, 需要进一步同其他影响因素结合起来探讨。

土壤有机质含量是有机碳投入水平与土壤有机碳矿化水平平衡的结果^[31]。土壤微生物以有机物质作为碳素和能量来源, 以有机物质作为氮和其他矿质养料的储藏库, 其微生物的类群和数量反映了土

壤有机质与氮素营养的释放与吸收^[32-34]。在本研究中, 距离煤矸石山越近, 有机质含量越低, 表明煤矸石堆积造成土壤有机质含量减少。田昆^[35]研究认为, 原生沼泽、沼泽化草甸、草甸下层 0~20 cm 土层有机质含量高于上层 20~40 cm 土层, 由于地表积水或土壤水分饱和, 原生沼泽土壤处于还原环境, 有机质分解作用极为缓慢, 与本研究 0~10 cm 土层有机质含量高于 10~20 cm 土层是一致的。本试验中, 高寒地区煤矸石山周边湿地土壤中所有重金属元素都没有超标, 但从试验结果来看, 煤矸石堆积造成了周围湿地土壤重金属含量的增加, 尤其 Zn 和 Cd 含量显著增加, 在今后的生态恢复治理中要引起重视和注意。

有研究表明, 湿地土壤微生物中以细菌为主, 占微生物总数的 98.10%, 是土壤中最活跃的因素^[36], 本研究中细菌数量在 3 种微生物类型中也占绝大多数, 占微生物总数 75% 以上。但真菌对环境反应最为敏感, 一般来说, 大多数真菌只能在 pH 酸性范围内生长发育^[34]。真菌参与土壤有机质的分解, 直接影响土壤有机质的含量, 反之, 土壤有机质的增减也能改变土壤真菌的数量和组成^[37], 本研究结果与前人研究结果相吻合。陆梅等^[36]研究认为, 湿地土壤通气性差, 氧气含量少, 因此真菌的生长受到限制, 数量大大减少, 充分反映出土壤真菌对土壤水分和氧气含量较敏感的特性。通过随机森林算法分析验证了煤矸石堆积对植被土壤因子影响程度, 统计分析结果与讨论情况是一致的。

4 结论

短期时间煤矸石的堆积一定程度影响了周围高寒湿地植被和土壤特征变化。本研究中, 矿区煤矸石的堆积影响了周围高寒湿地土壤的物理、化学和微生物特征, 增加了土壤容重, 使土壤全氮和有机质减少, 抑制土壤表层真菌和放线菌生长, 进而影响莎草高度和禾本科盖度。

除 Zn 以外, 煤矸石堆积没有显著影响土壤 As、Cr、Ni、Cu、Hg、Pb、Cd 其他 7 种重金属元素含量。通过随机森林算法分析表明, 杂草类高度、Zn 含量、土壤容重、莎草盖度、有机质含量是煤矸石堆积影响高寒湿地的主要因子。

参考文献:

- [1] 高英旭. 矿区废弃地植被恢复进展情况及对策[J]. 辽宁林业科技, 2016(6): 41~43, 45.

- [2] 吴钢, 魏东, 周政达, 等. 我国大型煤炭基地建设的生态恢复技术研究综述[J]. 生态学报, 2014, 34(11): 2812~2820.
- [3] Bradshaw A. Restoration of mined lands-Using natural processes[J]. Ecological Engineering, 1997(8): 255~269.
- [4] Avantika C, Vipin K, Zeba U, et al. Impact of coal mining on soil properties and their efficient eco-restoration[J]. International Journal of Energy Technology and Policy, 2017, 13(1/2): 158~165.
- [5] 贺露红. 煤矸石废弃地生态修复技术及环境效应研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2008.
- [6] 孙贤斌, 李玉成. 基于 GIS 的淮南煤矿废弃地土壤重金属污染生态风险评价[J]. 生态安全与环境学报, 2015, 15(2): 348~352.
- [7] Szcepanska J, Twardowska I. Distribution and environmental impact of coal mining wastes in Upper Silesia Poland[J]. Environmental Geology, 1999, 38(3): 249~258.
- [8] 王洪波, 王成福, 吴旭, 等. 磁化水滴灌对土壤盐分及玉米产量品质的影响[J]. 土壤, 2018, 50(4): 762~768.
- [9] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2002.
- [10] 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.
- [11] 丛鑫, 张培溪, 胡峰, 等. 矿业城市煤矸石山周边土壤重金属分布特征与影响因素研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(3): 479~485.
- [12] 中国科学院南京土壤研究所编. 土壤微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 1985: 40~50.
- [13] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京: 中国农业出版社, 1986: 1~70.
- [14] Breiman L. Random forests[J]. Machine Learning, 2001, 45(1): 5~32.
- [15] Na X D, Zang S Y, Wang J H. Evaluation of random forest ensemble classification for land cover mapping using TM and ancillary geographical data//IEEE. Sixth international conference on fuzzy systems and knowledge discovery[C]. Tianjin: IEEE, 2009: 89~93.
- [16] Gislason P O, Benediktsson J A, Sveinsson J R. Random forests for land cover classification[J]. Pattern Recognition Letters, 2006, 27(4): 294~300.
- [17] Pal M. Random forest classifier for remote sensing classification[J]. International Journal of Remote Sensing, 2005, 26(1): 217~222.
- [18] R D C T. R: a language and environment for statistical computing[CP]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013
- [19] 郑纪勇, 邵明安, 张兴昌. 黄土区坡地表层土壤容重和饱和导水率空间变异特征[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3): 53~56.
- [20] 李志洪, 王淑华. 土壤容重对土壤物理性状和小麦生长的影响[J]. 土壤通报, 2000, 31(2): 55~57.
- [21] Suuster E, Ritz C, Roostalu H, et al. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils[J]. Geoderma, 2011, 163(1/2): 74~82.

- [22] 李宗超, 胡霞, 刘勇, 等. 青海湖流域土壤大孔隙特征与理化性质的相关性研究[J]. 土壤, 2017, 49(2): 371–378.
- [23] 国家环保局. 土壤环境质量标准(GB 15618—1995)[S]. 北京: 标准出版社, 1995.
- [24] 李光宇, 吴次芳. 土壤微生物研究在农田质量评价中的应用[J]. 土壤学报, 2018, 55(3): 543–556.
- [25] Liaw A, Wiener M. Package “Random Forest” [CP]. <http://stat-www.berkeley.edu/users/breiman/Random%20Forests.2012>.
- [26] 李欣海. 随机森林模型在分类与回归分析中的应用[J]. 应用昆虫学报, 2013, 50(4): 1190–1197.
- [27] 柴华, 何念鹏. 中国土壤容重特征及其对区域碳贮量估算的意义[J]. 生态学报, 2016, 36(13): 3903–3910.
- [28] 马维伟, 王辉, 黄蓉, 等. 扎海湿地生态系统土壤有机碳储量和碳密度分布[J]. 应用生态学报, 2014, 25(3): 738–744.
- [29] Tranter G, Minasny B, McBratney A B. Building and testing conceptual and empirical models for predicting soil bulk density[J]. Soil Use and Management, 2007, 23(4): 437–443.
- [30] 刘德玉. 青海省木里煤田江仓矿区地质生态环境风险评价[D]. 北京: 中国地质科学院, 2013.
- [31] 孟红旗, 熊仁鹏, 王崇, 等. 采煤沉陷区不同土地利用类型土壤水分、有机质和质地的空间变异性[J]. 土壤学报, 2016, 55(4): 911–922.
- [32] Silva L C R, Doane T A, Correa R S, et al. Iron-mediated stabilization of soil carbon amplifies the benefits of ecological restoration in degraded lands[J]. Ecological Applications, 2015, 25(5): 1226–1234.
- [33] Li Y, Sun Q Y, Zhan J, et al. Soil-covered strategy for ecological restoration alters the bacterial community structure and predictive energy metabolic functions in mine tailings profiles[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017, 101(6): 2549–2561.
- [34] 赵其国. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 152–170.
- [35] 田昆. 云南纳帕海高原湿地土壤退化过程及驱动机制[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2004.
- [36] 陆梅, 田昆, 张仕艳, 等. 不同干扰程度下高原湿地纳帕海土壤酶活性与微生物特征研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(12): 2783–2788.
- [37] Billings S A, Ziegler S E. Linking microbial activity and soil organic matter transformations in forest soils under elevated CO₂[J]. Global Change Biology, 2005(11): 203–212.