

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.05.036.

宋达成, 王理德, 吴昊, 等. 研石山不同人工沙棘林土壤酶活性及养分演变特征[J]. 水土保持研究, 2023, 30(5): 162-168, 174.

SONG Dacheng, WANG Lide, WANG Fei, et al. Characteristics of Soil Enzyme Activities and Nutrients Evolution of Different Artificial *Hippophae Rhamnoides* Plantations in Coal Gangue Area[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(5): 162-168, 174.

研石山不同人工沙棘林土壤酶活性及养分演变特征

宋达成^{1,2,3}, 王理德^{1,2,3}, 吴昊^{1,3}, 王飞^{1,3}, 王梓璇^{1,2,3}, 赵赫然^{1,2,3}

(1. 甘肃省治沙研究所, 兰州 730070; 2. 甘肃省河西走廊森林生态系统国家定位观测研究站, 甘肃 武威 733000; 3. 甘肃省荒漠化与风沙灾害防治国家重点实验室培育基地, 甘肃 武威 733000)

摘要: [目的] 揭示哈溪双龙沟废弃矿区研石山不同造林时期人工沙棘林土壤酶活性及养分演变特征, 阐明影响区域土壤酶活性变化的主要环境因子, 为祁连山及其相似山区研石治理及生态环境的保护、修复和改善提供理论依据。 [方法] 基于区域 4 个造林时期以及 3 个土层剖面土壤试验数据, 采用多因素相关分析、冗余分析等方法, 开展研石山人工沙棘林土壤酶活性及养分演变特征研究。 [结果] 各样地土壤酶活性差异显著, 总体表现为造林 10 a > 造林 5 a > 造林 2 a > 对照荒地。伴随人工沙棘林的恢复, 土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、过氧化氢酶和脲酶活性涨幅达到 7.93%~238.73%, 且表聚现象明显 (0—5 cm); 表层土壤有机质、全氮、有效钾、硝态氮和铵态氮含量不断升高, 土壤速效磷波动性下降, 土壤全磷变化不明显; 土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶活性分别与铵态氮含量呈显著、极显著正相关, 过氧化氢酶活性与有机质呈极显著负相关, 脲酶活性与全氮、速效磷、铵态氮均呈极显著正相关; 全氮为影响区域土壤酶活性的主要环境因子。 [结论] 人工栽植沙棘能够有效提高区域物种多样性, 促进植物群落构建, 增加土壤养分累积及土壤酶活性提升。

关键词: 研石山; 植被恢复; 土壤养分; 酶活性; 综合评价

中图分类号: S158; S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)05-0162-07

Characteristics of Soil Enzyme Activities and Nutrients Evolution of Different Artificial *Hippophae Rhamnoides* Plantations in Coal Gangue Area

SONG Dacheng^{1,2,3}, WANG Lide^{1,2,3}, WANG Fei^{1,3},
WU Hao^{1,3}, ZHAO Heran^{1,2,3}, WANG Zixuan^{1,2,3}

(1. Gansu Desert Control Research Institute, Lanzhou 730070, China; 2. Gansu Hexi Corridor Forest Ecosystem National Research Station, Wuwei, Gansu 733000, China; 3. State Key Laboratory Breeding Base of Desertification and Aeolian Sand Disaster Combating, Wuwei, Gansu 733000, China)

Abstract: [Objective] This study aims to investigate the characteristics of soil enzyme activity and nutrient evolution in artificially planted *Hippophae rhamnoides* forests during different afforestation periods in the abandoned mining area of Shuanglonggou, Haxi. The main environmental factors affecting changes in soil enzyme activities in the region are elucidated, providing a theoretical basis for the protection, restoration, and improvement of the ecological environment of Qilian Mountains and similar mountainous areas with mining waste. [Methods] Based on soil test data from four afforestation periods and three soil profiles in the region, multiple factor correlation analysis and redundancy analysis were used to investigate the characteristics of soil enzyme activity and nutrient evolution in *Hippophae rhamnoides* forests in the mining waste hills. [Results] Significant differences in soil enzyme activities were observed among the different areas, with a general trend of afforestation for 10 years > afforestation for 5 years > afforestation for 2 years > control

收稿日期: 2022-06-21

修回日期: 2022-07-18

资助项目: 甘肃省青年科技资助项目 (20JR10RA468, 21JR7RA734); 国家自然科学基金项目 (42167069)

第一作者: 宋达成 (1990—), 男, 甘肃兰州人, 助理研究员, 主要从事水土保持与荒漠化研究。E-mail: songdc90@163.com

通信作者: 王理德 (1969—), 男, 甘肃民勤人, 研究员, 主要从事生物多样性及水土保持与荒漠化防治研究。E-mail: wld69@tom.com

<http://stbcyj.paperonce.org>

barren land. With the restoration of the artificially planted *Hippophae rhamnoides* forests, the activities of sucrase, alkaline phosphatase, catalase, and urease in the soil increased by 7.93% to 238.73%, and agglomeration phenomenon was observed in the surface soil (0—5 cm). The contents of soil organic matter, total nitrogen, available potassium, nitrate nitrogen, and ammonium nitrogen increased continuously in the surface soil, while the fluctuation of available phosphorus decreased and the change in total phosphorus was not significant. Soil sucrase and alkaline phosphatase activities were significantly and extremely significantly positively correlated with ammonium nitrogen content, respectively, and catalase activity was extremely significantly negatively correlated with organic matter. Urease activity was extremely significantly positively correlated with total nitrogen, available phosphorus, and ammonium nitrogen. Total nitrogen was identified as the main environmental factor affecting soil enzyme activity in the region. [Conclusion] Artificial planting of *Hippophae rhamnoides* can effectively improve species diversity, promote plant community construction, increase soil nutrient accumulation, and enhance soil enzyme activity in the region.

Keywords: coal gangue; vegetation restoration; soil nutrient; enzyme activity; comprehensive evaluation

我国每年因矿山开采产生的固体废弃物占全国工业固废产生量的 80% 以上^[1]。煤矸石是煤炭开采和洗选过程中排放的工业固体废弃物,是矿区主要污染源之一,在我国最常见的处理方法就是将废弃煤矸石露天堆存^[2-3]。目前,我国煤矸石累积堆放量超 70 亿 t,且仍保持每年 1.5 亿 t 的增幅^[4]。煤矸石山不仅占用土地资源,还会因自燃与淋溶作用导致空气、土壤和水体多重污染,引发诸多环境问题^[5]。

植被恢复措施具有成本低,效果好等优势,现已经成为矸石山土壤质量改良主要措施之一,也是矿区生态修复重建领域重要研究方向^[6]。废弃矿区内植被自然恢复过程极其缓慢,往往需要 50 a 至数百年时间^[7]。实行人工栽植植被措施干预生态恢复过程,已成为改善矿区生态状况,保护矿区环境的重要途径^[8]。

土壤酶作为参与土壤生态系统重要组成部分,是评价生态系统生态功能健康发展与恢复中不可或缺的重要指标^[9]。一定程度上可以反映土壤的肥力状况,常作为土壤污染程度的指示物^[10]。针对废弃矿区开展土壤酶活性研究有助于区域土壤污染及植物恢复进程的量化评价。

双龙沟作为石羊河上游的主要集水区,其生态状况的好坏直接影响到下游居民的用水安全。但多年的矿产资源开采已经直接对周边区域土壤健康与生态安全产生影响,而且还严重威胁着黄羊河流域环境质量与生态系统功能。目前,针对这一区域土壤退化及污染问题研究仍鲜见报道,仅有研究也主要聚焦于废弃矿区的土壤理化特性等,而很少结合不同造林时期样地变化来分析土壤理化特性及土壤酶活性的变化规律,不足以理解人工恢复措施对区域土壤演变及物质循环过程的影响。因此,本研究以双龙沟废弃矿区内造林 2, 5, 10 a 人工沙棘林(*Hippophae rham-*

noides Linn.) 为研究对象,采用时空替代法,以未受人为干预的煤矸石荒地作为对照,研究不同造林时期沙棘林土壤酶和养分演变特征,研究结果将为我国相似矿区土壤修复提供理论依据和实践指导。

1 研究区概况

研究区位于甘肃省天祝县哈溪镇境内双龙沟废弃矿区,地处祁连山北坡东段(37°22'6"—37°23'49" N, 102°22'53"—102°29'15" E),地势南高北低,沟谷纵横,海拔 2 347~4 380 m。属高原大陆性气候,年平均气温 -1.8℃,年降水量约 330~450 mm,年蒸发量约 1 200 mm。土壤以亚高山草甸土、亚高山黑钙土等为主。受高山地貌影响,区域天然林景观格局垂直梯度较为明显,乔木以青海云杉(*Picea crassifolia* Kom.) 为建群种,混交少量祁连圆柏(*Sabina przewalskii* Kom.)、红桦(*Betula albosinensis* Burk.) 和山杨(*Populus davidiana* Dode) 等,灌木以金露梅(*Potentilla fruticosa* L.)、银露梅(*Potentilla glabra* Lodd.)、高山绣线菊(*Spiraea alpina* Pall.) 等为主。矿产资源丰富,以金、铜、铁和煤炭等矿藏资源占比较高^[11]。

2 材料与方法

2.1 样地布设

2021 年 8 月,对煤矸石地段不同造林时期植被组成和土壤特性等因素进行综合调查,在保证造林初期整地、覆土、施肥、苗木选取、造林规格(2 m×2 m)、抚育措施、栽后管理等均保持一致的前提下,采用时空互代法,选择地形平坦、植被生长均匀、受人为因素影响较小、具备区域典型性的地段作为试验区域。按照不同造林时期选取 2, 5, 10 a 人工沙棘林地各 3 块作为试验样地,以未受人为干预的煤矸石荒地作为对照

(表1),在每块样地内分别布设6块样方(2 m×2 m, 1 m×1 m)用于灌木、草本植被调查。

表1 样地基本情况

样地 编号	恢复 年限/a	海拔/ m	纬度	经度
0a-1	0	3113	37°22′13″N	102°22′53″E
0a-2	0	3050	37°22′17″N	102°23′6″E
0a-3	0	3052	37°22′14″N	102°23′7″E
2a-1	2	3048	37°22′16″N	102°23′9″E
2a-2	2	3048	37°22′16″N	102°23′9″E
2a-3	2	3048	37°22′16″N	102°23′9″E
5a-1	5	3003	37°22′6″N	102°23′45″E
5a-2	5	2966	37°22′7″N	102°23′47″E
5a-3	5	2663	37°23′49″N	102°29′12″E
10a-1	10	2959	37°22′18″N	102°23′55″E
10a-2	10	2868	37°22′26″N	102°25′23″E
10a-3	10	2652	37°23′49″N	102°29′15″E

2.2 植被调查与土壤样品采集

野外调查与样品采集于2021年9月进行。以样方为单位开展植被调查,主要涉及:(1)灌木植物种类、个体数、株高、冠幅、盖度和高度等;(2)草本植物种类、个体数、株高、冠幅和盖度等;每块样方内布设2个土壤样品采集点,分别对表层(0—5 cm)、次表层(20—25 cm)、深层(40—45 cm)3个深度土壤取样,每层3次重复。以样地为单位,将同一土层深度土壤样品混合均匀后分为二份,一份装入无菌袋中用于土壤理化性质相关指标测定,一份装入无菌袋保存在冷藏箱内带回实验室,用于土壤酶活性测定。每份土样测定3次,取平均值作为分析数据。

2.3 测定指标及方法

2.3.1 重要值计算 对每个样方植被调查数据进行整理,计算各样地灌木、草本植物重要值^[12],方法如下:

重要值=(相对多度+相对高度+相对盖度)/3

相对多度=(某一物种的多度/某一物种的多度总和)×100%

相对高度=(某一物种的高度/全部物种的高度总和)×100%

相对盖度=(某一物种的盖度/全部物种的盖度总和)×100%

2.3.2 土壤理化性质测定 土壤理化性质采用常规方法^[13]进行测定。采用电位法测定土壤pH值、采用烘干法测定水分、采用环刀法测定容重、采用重铬酸钾氧化—分光光度法测定有机碳、采用半微量凯氏定氮法测定全氮、采用消煮—钼锑抗比色法测定全磷、采用浸提—钼锑抗比色法测定速效磷、采用四苯

硼钠法测定有效钾、采用氯化钾溶液提取—分光光度法测定硝态氮、采用氯化钾溶液提取—分光光度法测定铵态氮。

2.3.3 土壤酶活性测定 采用容量法^[14]对土壤过氧化氢酶活性进行测定、采用靛酚蓝比色法^[15]对土壤脲酶活性进行测定、采用3,5—二硝基水杨酸比色法^[15]对土壤蔗糖酶活性进行测定、采用磷酸苯二钠比色法^[15]对土壤磷酸酶活性进行测定。

2.4 数据统计处理

采用Excel 2003对研究区植物重要值、土壤理化性质、土壤酶活性等数据进行计算、分析及作图;ArcGIS 10.6被用于绘制研究区样地位置示意图;利用SPSS 26.0,Canoco 5.0等软件进行描述统计和因子分析。

3 结果与分析

3.1 植被群落物种组成特征

人工沙棘林和对照荒地群落外观和主要物种组成上均有明显差异(表2)。从群落外观来看,人工沙棘林的垂直分层较为明显,已有草本层和灌木层发育,而对照荒地植被稀疏,尚未出现灌木——草本分层现象。从物种组成来看,人工沙棘林恢复10 a后由重要值相对较大的沙棘(32.23)、垂穗披碱草(11.22)、早熟禾(19.57)等物种组成灌木——草本复合群落。灌木层中除人工栽植沙棘外,存在自然更新的西北沼委陵菜、银露梅、忍冬等灌木。草本层则出现早熟禾、垂穗披碱草、蒙古蒿等物种。而对照荒地物种组成相对简单,植被盖度也较低。只形成以还阳参(16.56)为优势种的草本植物群落,灌木也仅以银露梅(18.22)、山莓(32.26)为主。

3.2 土壤养分含量特征

不同恢复年限样地土壤基本因子的变化规律由表3所示,研究区各土壤样品pH值均高于7,为碱性土壤,恢复10 a样地土壤pH平均值(7.80)高于对照荒地(7.73),土壤碱性化程度有所增强;在表征土壤养分的7个指标中,土壤有机质含量是恢复样地与对照荒地相比差值最大指标,恢复10 a样地土壤有机质SOM平均含量(25.56 g/kg)显著低于对照荒地(70.54 g/kg) ($p<0.05$),这种差异性主要体现在较深层土壤(20—25 cm, 40—45 cm),而表层土壤(0—5 cm)在10 a间上升了1.80倍,显著高于对照荒地 ($p<0.05$);土壤速效磷AP平均含量(5.18 mg/kg)较对照荒地(7.09 mg/kg)略微降低,差异性不显著 ($p>0.05$),主要以深层(40—45 cm)急剧下降为主,降幅达到49.68%,在表层(0—5 cm)和次表层(20—

25 cm) 差异性不显著 ($p>0.05$); 与土壤有机质 SOM 和速效磷 AP 变化趋势相反, 恢复 10 a 后, 土壤有效钾 AK、硝态氮 NN、铵态氮 AN 平均含量 (254.08 mg/kg, 3.22 mg/kg, 3.47 mg/kg) 均较对照荒地 (235.12 mg/kg, 2.35 mg/kg, 2.51 mg/kg) 显著升高 ($p<0.05$), 不同土层深度养分变化过程也较为一致, 均表现出随着恢复年限延长而逐步上升的趋势, 尤其以恢复 5 a 之后增幅最大, 且均以表层 (0—5 cm)

土壤变化最为明显; 虽然土壤全氮平均含量 (0.82 g/kg) 较对照荒地 (0.84 g/kg) 差异性不显著 ($p>0.05$), 但不同土层间差异较大。具体表现为表层 (0—5 cm) 急剧增长, 涨幅达到 82.67%, 次表层 (20—25 cm) 与深层 (40—45 cm) 急剧下降, 10 a 间分别降低了约 1/3, 2/5; 土壤全磷在表层 (0—5 cm) 和平均含量等方面均与对照荒地差异性不显著 ($p>0.05$), 恢复期内仅由 0.41 g/kg 上涨至 0.43 g/kg。

表 2 不同样地植物群落主要物种及重要值

物种	科	生活型	重要值			
			0 a	2 a	5 a	10 a
西北沼委陵菜(<i>Comarum salesovianum</i>)	蔷薇科	灌木	—	3.86	1.24	1.24
沙棘(<i>Hippophae rhamnoides</i> Linn.)	胡颓子科	灌木	—	27.41	26.29	32.23
银露梅(<i>Potentilla glabra</i> Lodd.)	蔷薇科	灌木	18.22	5.18	1.7	1.95
车前(<i>Plantago asiatica</i> Linn.)	车前科	多年生草本	—	1.18	2.16	—
金露梅(<i>Potentilla fruticosa</i> Linn.)	蔷薇科	灌木	—	2.64	7.43	—
垂穗披碱草(<i>Elymus nutans</i> Griseb.)	禾本科	多年生草本	12.95	18.34	6.64	11.22
早熟禾(<i>Poa annua</i> Linn.)	禾本科	多年生草本	—	1.27	1.18	19.57
蕨麻(<i>Potentilla anserina</i> L.)	蔷薇科	多年生草本	—	9.9	0.84	1.06
蒙古蒿(<i>Artemisia mongolica</i> (Fisch. ex Bess.) Nakai)	菊科	多年生草本	—	0.8	—	2.54
忍冬(<i>Lonicera japonica</i> Thunb.)	忍冬科	灌木	—	—	—	1.41
还阳参(<i>Crepis rigescens</i> Diels)	菊科	多年生草本	16.56	1.05	—	—
鼬瓣花(<i>Galeopsis bifida</i> Boenn.)	唇形科	一年生草本	—	1.88	—	0.97
甘青铁线莲(<i>Clematis tangutica</i> (maxim.) Korsh.)	毛茛科	多年生藤本	—	0.02	—	3.13
多茎委陵菜(<i>Potentilla multicaulis</i> Bge.)	蔷薇科	多年生草本	—	1.91	4.98	—
天山千里光(<i>Senecio tianshanicus</i> Regel & Schmalhausen)	菊科	多年生草本	—	3.25	2.66	—
山卷耳(<i>Cerastium pusillum</i> Seringe)	石竹科	多年生草本	3.62	1	—	—
高原毛茛(<i>Ranunculus tanguticus</i> (maxim.) Ovcz.)	毛茛科	多年生草本	3.54	0.71	—	—
沼生柳叶菜(<i>Epilobium palustre</i> Linn.)	柳叶菜科	多年生草本	—	0.02	0.59	—
风毛菊(<i>Saussurea japonica</i> (Thunb.) DC.)	菊科	二年生草本	4.54	1.38	—	—
山生柳(<i>Salix oritrepha</i> Schneid.)	杨柳科	灌木	—	1.98	—	—
臭蒿(<i>Artemisia hedinii</i> Ostenf. et Pauls.)	菊科	一年生草本	3.67	0.02	—	—
山莓(<i>Rubus corchorifolius</i> L.f.)	蔷薇科	灌木	32.26	—	—	—

此外, 对研究区土壤各因子特征进行综合分析可知, 恢复前期 (0~2 a), 土壤养分各因子总体以深层 (40—45 cm) 土壤为主要聚集区域, 40 cm 以下土层深度含量相对较高; 恢复 5 a 后, 各因子总体在次表层 (20—25 cm) 土壤含量较高, 相对恢复前期出现不同程度“浅层化”现象; 恢复 10 a 后, 各因子均以表层 (0—5 cm) 土壤含量最高, “表聚现象”明显, 且与其余土层相比, 差异明显。

3.3 土壤酶活性分布特征

由图 1 所示, 不同植被恢复样地各土层深度土壤蔗糖酶活性总体变化幅度不大, 保持在 0.133~0.199 mg/g, 恢复 5 a、恢复 10 a 样地土壤蔗糖酶活性在表层 (0—5 cm) 显著高于对照荒地和恢复 2 a 样地, 较

深土层深度 (20—25 cm, 40—45 cm) 各样地间差异性不显著。恢复 5 a, 10 a 样地蔗糖酶表聚现象明显, 均以表层 (0—5 cm) 土壤酶活性最强, 显著高于较深层 (20—25 cm, 40—45 cm) 土壤, 对照荒地和恢复 2 a 样地不同土层深度下土壤蔗糖酶活性差异性不显著;

土壤碱性磷酸酶活性呈大幅升高趋势, 总体保持在 0.082~2.733 mg/g, 恢复 5 a、恢复 10 a 样地土壤碱性磷酸酶活性在各土层深度中均显著高于对照荒地和恢复 2 a 样地, 且表层 (0—5 cm) 差异最大, 恢复 10 a 后较对照荒地和恢复 2 a 样地分别提高了 3.39 倍、5.12 倍。

各样地不同土层深度酶活性总体表现一致, 均呈现表层 (0—5 cm) > 次表层 (20—25 cm) > 深层

(40—45 cm)的趋势;随着恢复年限的延长,土壤过氧化氢酶活性总体表现为波动性上升趋势,且深层土壤所受影响更强烈。对照荒地表层至深层土壤过氧化氢酶活性依次为 0.179 ml/g, 0.143 ml/g, 0.124

ml/g,恢复 10 a 后分别上涨至 0.193 ml/g, 0.184 ml/g, 0.178 ml/g, 显著高于对照荒地,涨幅分别达到了 7.25%, 28.67%, 43.55%。土壤过氧化氢酶活性在不同土层深度仍表现为表层>深层。

表3 不同样地土壤理化特征

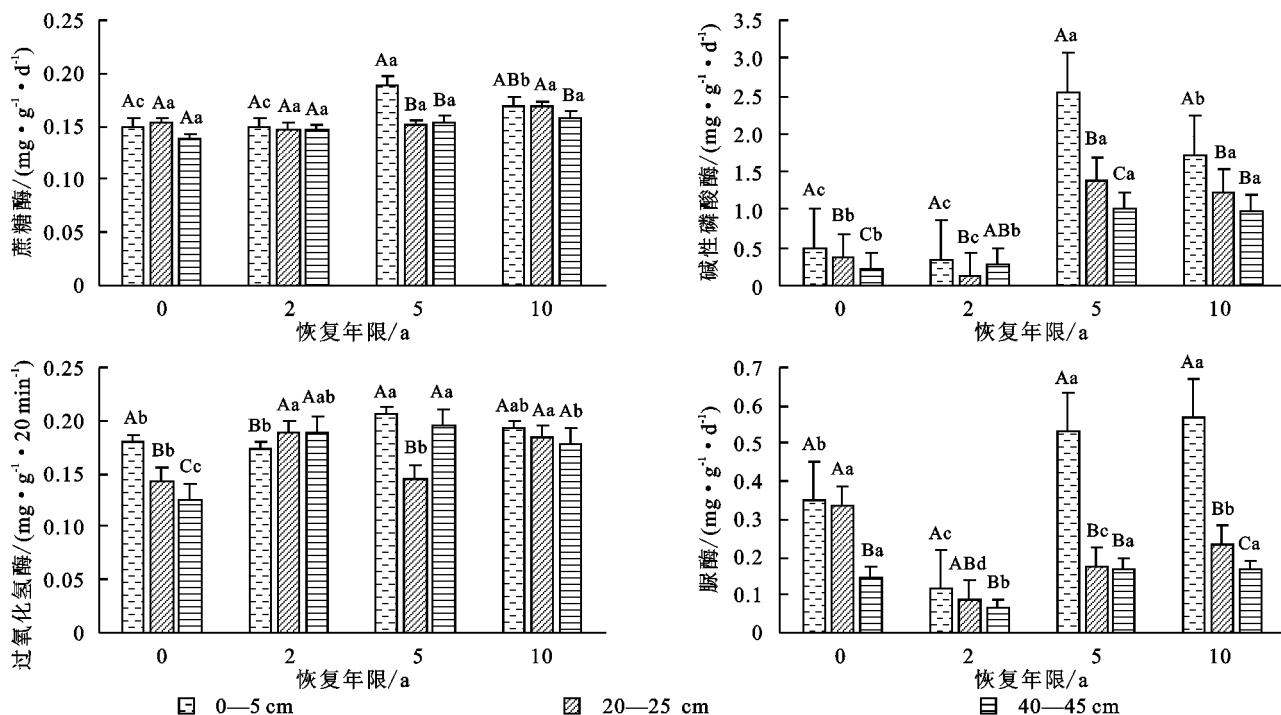
土层深度/cm	恢复年限/a	pH	电导率/($\mu\text{S cm}^{-1}$)	有机质/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效磷/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效钾/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
0—5	0	7.70	86	21.93 \pm 1.13c	0.75 \pm 0.02c	0.62 \pm 0.09a	10.34 \pm 4.02a	233.91 \pm 9.31b	3.32 \pm 0.12b	2.64 \pm 0.15c
	2	7.89	115	18.48 \pm 0.59c	0.35 \pm 0.05d	0.54 \pm 0.01b	3.61 \pm 0.85b	239.15 \pm 14.58b	2.32 \pm 0.56c	1.76 \pm 0.10d
	5	7.69	129	29.64 \pm 1.12b	1.02 \pm 0.02b	0.48 \pm 0.01c	8.66 \pm 2.74a	242.75 \pm 14.75ab	1.71 \pm 1.14d	4.51 \pm 0.12b
	10	7.78	101	39.43 \pm 3.67a	1.37 \pm 0.03a	0.60 \pm 0.02a	10.01 \pm 1.59a	252.98 \pm 16.55a	4.48 \pm 0.41a	5.46 \pm 0.09a
20—25	0	7.79	87	66.13 \pm 3.03a	0.93 \pm 0.05a	0.33 \pm 0.01c	6.19 \pm 0.34a	236.80 \pm 10.92b	2.03 \pm 0.09c	2.38 \pm 0.12b
	2	7.89	113	17.79 \pm 0.12b	0.35 \pm 0.02d	0.37 \pm 0.02b	6.30 \pm 4.33a	243.65 \pm 14.15ab	0.97 \pm 0.03d	1.62 \pm 0.12c
	5	7.67	93	14.13 \pm 0.59c	0.46 \pm 0.04c	0.51 \pm 0.01a	5.74 \pm 3.02a	253.63 \pm 19.85a	4.42 \pm 0.10a	2.64 \pm 0.09a
	10	7.77	99	19.51 \pm 0.51b	0.61 \pm 0.00b	0.28 \pm 0.01d	3.16 \pm 0.89a	240.33 \pm 14.86ab	2.80 \pm 0.11b	2.33 \pm 0.48b
40—45	0	7.69	94	123.56 \pm 5.24a	0.84 \pm 0.02a	0.27 \pm 0.01d	4.73 \pm 0.19a	234.64 \pm 6.70c	1.69 \pm 0.20c	2.50 \pm 0.22a
	2	7.97	109	15.61 \pm 0.58b	0.25 \pm 0.01d	0.56 \pm 0.01a	5.63 \pm 1.66a	247.92 \pm 17.50b	0.93 \pm 0.06d	1.75 \pm 0.28c
	5	7.57	157	13.09 \pm 0.16b	0.37 \pm 0.00c	0.34 \pm 0.01c	2.49 \pm 1.47b	244.48 \pm 12.56bc	2.89 \pm 0.04a	2.25 \pm 0.16b
	10	7.85	105	17.74 \pm 0.12b	0.47 \pm 0.01b	0.42 \pm 0.01b	2.38 \pm 0.19b	268.94 \pm 17.69a	2.37 \pm 0.12b	2.63 \pm 0.13a

注:不同小写字母表示差异显著($p < 0.05$),下同。

以恢复 2 a 为时间节点,各样地不同土层深度土壤脲酶活性均呈现“U”字形变化,具体表现为先下降(恢复 0~2 a)再上升(恢复 2~10 a)的趋势,且以表层(0—5 cm)土壤变化幅度最明显。10 a 恢复周期内,表层土壤脲酶表现为恢复 0 a(0.348 mg/g),2 a

(0.115 mg/g),5 a(0.532 mg/g),10 a(0.566 mg/g),且恢复 5 a 后变化基本趋于稳定。

与其他 3 种土壤酶表现一致,土壤脲酶活性同样以表层土壤高于深层土壤,且随恢复年限的延长而逐渐显著。



注:不同大写字母表示同一退耕年限不同土层深度间显著性差异,不同小写字母表示同一土层深度不同退耕年限间显著性差异($p < 0.05$)。

图1 不同样地土壤酶活性变化特征

3.4 土壤酶活性与土壤养分相关性分析

对土壤酶活性和土壤养分等 13 种指标进行相关

性分析(表 4),结果表明二者间存在不同程度相关性。其中蔗糖酶与铵态氮呈显著正相关($p < 0.05$);

碱性磷酸酶与铵态氮呈极显著正相关($p<0.01$); 过氧化氢酶与有机质呈极显著负相关($p<0.01$); 脲酶与全氮、速效磷、铵态氮均呈极显著正相关($p<0.01$), 其余指标之间相关性不显著。

表 4 土壤理化性质与土壤酶活性相关性分析

指标	蔗糖酶	碱性磷酸酶	过氧化氢酶	脲酶
pH	-0.089	-0.435	0.151	-0.341
电导率	0.227	0.276	0.559	-0.088
有机质	-0.277	-0.236	-0.735**	0.093
全氮	0.501	0.542	-0.033	0.904**
全磷	0.151	0.193	0.403	0.324
速效磷	0.31	0.294	0.225	0.722**
有效钾	0.217	0.316	0.277	-0.041
硝态氮	0.121	0.44	-0.061	0.439
铵态氮	0.703*	0.795**	0.293	0.915**

注: ** 表示在 $p<0.01$ 水平上极显著相关, * 表示在 $p<0.05$ 水平上显著相关。

3.5 土壤酶活性与土壤养分因子间冗余分析

通过 RDA 分析并结合 Pearson 相关系数分析了土壤养分因子与土壤酶活性间相互关系。结果表明, 第一、二排序轴累计解释率分别为 76.21% 和 1.35%, 累计解释率达到 77.56%。其中蔗糖酶、碱性磷酸酶主要与 pH 值、全磷、全氮等呈正相关性, 与有机质等相关性不显著; 脲酶主要与全氮、全磷、速效磷等呈正相关性, 与电导率、硝态氮等相关性不显著; 过氧化氢酶主要与 pH 值、全磷、有效钾等呈正相关性, 与有机质等呈负相关性。综上, 土壤养分与土壤酶活性间相互作用、相互影响, 其中, 全氮是影响区域土壤酶活性的最重要因子。

4 讨论

(1) 煤矸石污染已经成为土壤生态环境的一个突出问题, 人工重建植被是防止生态环境进一步恶化的重要途径^[16-17]。人为干预活动所引发的植被演替过程增加了煤矸石山区域植被、土壤的异质性^[18]。不同林龄样地在物种、凋落物及根际微生物分泌物等均会导致土壤酶活性的巨大差异^[19]。已有学者对栽植不同年限冷杉人工林进行调查, 发现土壤转化酶、纤维素酶和 β -葡萄糖苷酶活性均随着冷杉林林龄的增加而显著增强^[20]。土壤酶的生产和空间分布主要受微生物和活根的影响^[21], 在养分匮乏的土壤中, 植物会释放不稳定 C 素并在根毛沉积, 以刺激区域微生物活动, 促进其释放胞外酶^[22]。Wang 等^[23]对 4 种落叶和常绿树种根系分泌物进行研究, 结果表明土壤微生物量和酶活性会因植物种不同而差异显著, 落叶树种较常绿树种有着更高的根系分泌物量以及更

高的土壤 N 素转化速率。针对灌木和草本植物而言, 土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、脲酶和过氧化氢酶活性基本表现为灌木>草本^[24]。此外, 土壤酶活性高低不仅与植被演替的方向有关, 还与土壤—植物系统物种组成及多样性有关^[25]。本研究煤矸石山在人工栽植沙棘后, 植物经历了从草本向灌木、草本群落的演变, 且伴随大量微生物、藓类和藤本植物的进入导致土壤—植被系统日益完善, 最终形成了一个较为稳定的灌木—草本复合体系。土壤酶活性与植被恢复年限呈正相关关系, 随着植被恢复年限的延长, 土壤酶活性会逐步增加, 因此在植被恢复年限较长样地, 其土壤酶活性均较高并且以土壤碱性磷酸酶和脲酶活性变化最为显著。土壤酶活性在对照荒地和造林时间较短样地的不同土壤层间变化较小, 在造林年限较长样地不同土壤层间变化较大。植被恢复过程对土壤酶活性产生了显著影响, 其主要原因是各样地拥有不同的植被组成, 植物根系量、分泌物量、枯落物量以及降解难易程度等均会导致土壤输入过程有所差异。恢复初期(0~2 a)土壤碱性磷酸酶和脲酶活性均出现了不同幅度的下降, 这可能是由于一年生草本植被的发育过程消耗了土壤中大量养分, 地上枯落物的积累量较少, 导致土壤酶活性的降低。恢复 2~5 a 间, 区域土壤生态系统物质循环结构由开放式环境转变为半封闭式环境, 伴随一、二年生草本植物死亡, 地表枯落物和根系腐烂分解及灌木植物根系不断完善, 使得土壤微生物可利用养分增加, 进而土壤酶活性得到了大幅增强。恢复 5~10 a 间, 土壤酶活性总体趋于稳定。10 a 的植被恢复过程使区域一、二年生草本植物优势减小, 多年生草本及灌木种定居生长, 使植物群落结构更加稳定。

(2) 植物种类变化所引发土壤理化性质的改变, 也是导致土壤酶活性变化的主要原因之一^[26]。土壤酶活性的高低与土壤中可供养分循环和植物利用的营养元素含量的多少直接相关^[27]。短时间尺度下, 土壤酶活性会随着土壤中养分有效性及其利用率的改变而产生变化^[28]。煤矸石山立地条件差, 土壤中营养元素匮乏, 与自然更新相比, 栽植人工植被能够在短期内加速土壤改良, 提升土壤养分循环效率, 有利于土壤酶活性的增强^[29]。本研究中, 与对照荒地相比, 恢复 10 a 样地土壤养分与土壤酶活性均提高明显, 且以表层土壤涨幅最大, 表明人工栽植沙棘有利于煤矸石山土壤质量的改善。土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、脲酶活性分别与土壤铵态氮、全氮、速效磷等显著正相关, 表明研究区土壤酶活性与土壤养分间存在着协同作用, 二者相互耦合, 共同作用于土壤养分循环过程。土壤脲酶作为土壤中广

泛存在的一种好气性水解酶,其活性与土壤氮素相关;而土壤氮含量的增加能够激活土壤中的微生物活性,从而间接地增加微生物对磷酸酶的分泌作用^[30]。此外,在本研究中过氧化氢酶活性与有机质之间呈极显著负相关,可能是由于土壤有机质和氮的提高,使土壤微生物群落结构发生改变,导致氧化氢酶活性有所降低^[31]。冗余分析表明,全氮作为影响土壤酶活性最重要因子,能够极大增加土壤脲酶活性。虽然速效磷、有效钾和铵态氮等也会对土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶和过氧化氢酶活性产生积极作用,但由于在土壤内含量较低,致使土壤酶活性在一定程度上受限。未来能否通过施用磷钾复合肥等措施来提升土壤酶活性,还需进一步研究并加以验证。

5 结论

造林 10 a 后,区域已形成由沙棘、早熟禾等为主的灌木——草本复合群落,且群落垂直分层现象明显;土壤酶活性与恢复时期显著相关,并受到土层深度和酶种类的限制。随着恢复年限的增加,土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、过氧化氢酶和脲酶活性均显著升高,并且均以表层土壤涨幅最明显;造林 10 a 间,有机质、全氮、有效钾、硝态氮和铵态氮等含量总体表现为逐年上升,且由深层向浅层土壤转移的变化趋势,表明栽植沙棘对区域表层土壤改良效果影响显著;土壤养分与土壤酶活性间相互作用、相互影响,其中,又以全氮与脲酶的关系最为密切。人工栽植沙棘在有效提高区域物种多样性、促进植物群落构建的同时,还有助于增加区域土壤养分的累积以及酶活性的提升,可作为该区域的主要植被恢复模式。

参考文献:

- [1] Guo X, Ren J, Xie C, et al. A comparison study on the deoxygenation of coal mine methane over coal gangue and coke under microwave heating conditions[J]. *Energy conversion and management*, 2015, 100:45-55.
- [2] Sun Y Z, Fan J S, Qin P, et al. Pollution extents of organic substances from a coal gangue dump of Jiulong Coal mine, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, 31:81-89.
- [3] 王丽艳,韩有志,张成梁,等.不同植被恢复模式下煤矸石山复垦土壤性质及煤矸石风化物的变化特征[J]. *生态学报*, 2011, 31(21):6429-6441.
- [4] 尚誉,杨丰隆,董铁茹,等.矸石山及其周边村庄土壤浸出液对大麦的毒性作用[J]. *环境科学*, 2020, 41(6):2936-2941.
- [5] 楚纯洁,周金凤.平顶山矿区丘陵坡地土壤理化性质及质量评价[J]. *水土保持研究*, 2018, 25(1):104-110.
- [6] 刘阳,刘畅,邢兆凯,等.矸石山不同造林模式对土壤养分及酶活性影响的研究[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(8):1418-1422.
- [7] Bradshaw A. Restoration of mined lands-using natural processes[J]. *Ecological Engineering*, 1997, 8:255-269.
- [8] 王笑峰.矸石废弃地生态恢复机制及优化模式研究[D]. 哈尔滨:东北林业大学, 2009.
- [9] 周礼恺.土壤的酶活性[J]. *土壤学进展*, 1980(4):9-15.
- [10] 刘太坤,高班,谢作明,等.人工藻结皮对河套平原盐碱土理化性质和酶活性的影响[J]. *水土保持研究*, 2022, 29(4):133-139.
- [11] 常丽,吴春荣,何芳兰,等.双龙沟废弃采金区人工栽植沙棘后植物群落组成和土壤性质的变化[J]. *中国农学通报*, 2019, 35(19):83-90.
- [12] 王育松,上官铁梁.关于重要值计算方法的若干问题[J]. *山西大学学报:自然科学版*, 2010, 33(2):312-316.
- [13] 鲍士旦.土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2005.
- [14] 关松荫.土壤酶及其研究方法[M]. 北京:农业出版社, 1986.
- [15] 姚槐应,黄昌勇.土壤微生物生态学及其试验技术[M]. 北京:科学出版社, 2006.
- [16] Campbell B M, Frost P, King J A, et al. The influence of trees on soil fertility on two contrasting semi-arid soil types at Matopos, Zimbabwe[J]. *Agroforestry Systems*, 2004, 28:159-172.
- [17] Lamb D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations[J]. *Restoration ecology*, 1998, 6(3):271-279.
- [18] 李瑶,冯昶瑞,周膺卓,等.阳泉矿区煤矸石山复垦地不同植被根际土壤酶活性季节变化[J]. *应用与环境生物学报*, 2021, 27(2):416-423.
- [19] 方瑛,马任甜,安韶山,等.黑岱沟露天煤矿排土场不同植被复垦土壤酶活性及理化性质研究[J]. *环境科学*, 2016, 37(3):1121-1127.
- [20] Wang C, Xue L, Jiao R. Soil organic carbon fractions, C-cycling associated hydrolytic enzymes, and microbial carbon metabolism vary with stand age in Cunninghamia lanceolata (Lamb.) Hook plantations[J]. *Forest Ecology and Management*, 2021, 482:118887.
- [21] Henry H A, Juarez J, Field C B, et al. Interactive effects of elevated CO₂, N deposition and climate change on extracellular enzyme activity and soil density fractionation in a California annual grassland[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11(10):1808-1815.
- [22] Parkin T B. Spatial variability of microbial processes in soil: A review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22:409-417.

5 结论

(1) 1980—2018年,罕台川年径流量呈不显著减少趋势($-19.44 \text{ 万 m}^3/\text{a}$, $p > 0.1$)。年输沙量显著减少(-11.69 万 t/a , $p < 0.05$)。采用 Pettitt 对径流量和输沙量的突变检验发现,径流量和输沙量于1998年由丰转为枯。

(2) 较基准期(1980—1997年),流域变化期(1998—2018年)年均径流量和输沙量分别减少38.61%和80.61%。以淤地坝工程为主的人类活动是造成罕台川流域水沙减少的主要影响因素,其对径流和输沙的贡献率分别为60.38%和59.73%,而降水变化的贡献率为39.62%和40.27%。

参考文献:

- [1] 穆兴民,赵广举,高鹏,等.黄河未来输沙量态势及其适用性对策[J].水土保持通报,2020,40(5):328-332.
- [2] 王慧.黄河内蒙古段十大孔兑生态脆弱性演变及驱动力分析[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2020.
- [3] 阳辉,师长兴.黄河上游十大孔兑冲积扇泥沙运动和沉积环境研究[J].泥沙研究,2020,45(4):33-38.
- [4] 王平,田勇,侯素珍,等.黄河内蒙古段孔兑水沙特点分析[J].人民黄河,2012,34(11):39-42.
- [5] 王云毅.罕台川流域上游水土保持措施减水减沙效益研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2015.
- [6] 白雪莲,王理想,季树新,等.鄂尔多斯草原沙漠交错区生态系统健康评价:以十大孔兑为例[J].中国沙漠,2020,40(1):187-194.
- [7] 冯家豪,赵广举,穆兴民,等.黄河中游区间干支流径流变化特征与归因分析[J].水力发电学报,2020,39(8):90-103.
- [8] 田小靖,赵广举,穆兴民,等.水文序列突变点识别方法比较研究[J].泥沙研究,2019,44(2):33-40.
- [9] 赵广举,穆兴民,温仲明,等.皇甫川流域降水和人类活动对水沙变化的定量分析[J].中国水土保持科学,2013,11(4):1-8.
- [10] 穆兴民,王万忠,高鹏,等.黄河泥沙变化研究现状与问题[J].人民黄河,2014,36(12):1-7.
- [11] Kendall M G. Rank correlation methods[J]. British Journal of Psychology, 1990,25(1):86-91.
- [12] Mann H B. Nonparametric test against trend[J]. Econometrica, 1945,13(3):245-259.
- [13] Pettitt A N. A non-parametric approach to the change-point problem[J]. Journal of the Royal Statistical Society:Series C (Applied Statistics),1979,28(2):126-135.
- [14] 穆兴民,张秀勤,高鹏,等.双累积曲线方法理论及在水文气象领域应用中应注意的问题[J].水文,2010,30(4):47-51.
- [15] 姚海芳,师长兴,顾珍逵.气候变化和人类活动对黄河上游十大孔兑水沙过程的影响[J].干旱区地理,2018,41(3):472-479.
- [16] 白雪莲.十大孔兑复合地貌区水土侵蚀时空异质性[D].山东烟台:鲁东大学,2020.
- [17] Wang Q, Xiao J, Ding J, et al. Differences in root exudate inputs and rhizosphere effects on soil N transformation between deciduous and evergreen trees [J]. Plant and Soil, 2019,458:277-289.
- [18] 李静,蔚晓燕,唐明.黄土高原纸坊沟流域不同植物对土壤微生物生物量和土壤酶活性的影响[J].西北植物学报,2013,33(2):387-393.
- [19] 杨万勤,钟章成,韩玉萍.缙云山森林土壤酶活性的分布特征,季节动态及其与四川大头茶的关系研究[J].西南师范大学学报:自然科学版,1999,24(3):318-324.
- [20] Liu X, Guo K, Huang L, et al. Responses of absolute and specific enzyme activity to consecutive application of composted sewage sludge in a Fluventic Ustochrept [J]. Plos One,2017,12(5):e0177796.
- [21] 李茜,孙亚男,林丽,等.放牧高寒嵩草草地不同演替阶段土壤酶活性及养分演变特征[J].应用生态学报,2019,30(7):2267-2274.
- [22] Knelman J E, Graham E B, Ferrenberg S, et al. Rapid shifts in soil nutrients and decomposition enzyme activity in early succession following forest fire [J]. Forests, 2017,8(9),347,doi.org/10.3390/f8090347
- [23] Dutta R K, Agrawal M. Restoration of opencast coal mine spoil by planting exotic tree species:a case study in dry tropical region [J]. Ecological Engineering, 2003,21:143-151.
- [24] Singh J S, Kashyap A K. Dynamics of viable nitrifier community, N-mineralization and nitrification in seasonally dry tropical forests and savanna[J]. Microbiological Research, 2006,161(2):169-179.
- [25] Waldrop M P, Zak D R, Sinsabaugh R L, et al. Nitrogen deposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity[J]. Ecological Applications, 2004,14:1172-1177.

(上接第168页)