DOI: 10.5846/stxb202203220700
樊瑾,王融融,李诗瑶,余海龙,黄菊莹.工矿区不同类型生物结皮对大气降尘重金属的富集规律及其影响因子.生态学报,2023,43(8):3168-3180.
Fan J, Wang R R, Li S Y, Yu H L, Huang J Y.Enrichment law of atmospheric dustfall heavy metal pollution by different types of biocrusts in mining areas and its influencing factors.Acta Ecologica Sinica,2023,43(8):3168-3180.

工矿区不同类型生物结皮对大气降尘重金属的富集规律及其影响因子

樊　瑾[1],王融融[1],李诗瑶[1],余海龙[1,*],黄菊莹[2]
1 宁夏大学地理科学与规划学院,银川　750021
2 宁夏大学生态环境学院,银川　750021

摘要:大气降尘是矿区土壤重金属的主要来源,而生物结皮对大气降尘重金属有显著的富集作用。为探究不同类型生物结皮对大气降尘重金属的富集规律及其影响因子,选取宁东典型火电厂周边生物结皮广布区作为试验样地,3 类生物结皮作为研究对象,并以临近裸土作为对照,对比分析了生物结皮富集大气降尘过程中土壤理化性质、酶活性及重金属含量的变化,采用相关分析、冗余分析和方差分解方法探讨了不同类型生物结皮的结皮层(A 层)和层下土壤(B 层)重金属含量与其土壤物理、化学性质及酶活性之间的关系。结果表明:燃煤烟尘是矿区大气降尘重金属污染的主要来源,涉及重金属元素包括 Cd、Cr、Hg、Pb、Zn、As。生物结皮对源自大气降尘的重金属元素均具有显著的富集作用,且在不同演替阶段生物结皮间的富集规律完全一致:藓结皮>混生结皮>藻结皮;重金属综合污染指数评价结果显示:生物结皮对重金属具有表层富集效应,表现为 A 层污染程度高于 B 层。不同类型生物结皮 A、B 层综合污染指数存在显著差异,排序为:藓结皮>混生结皮>藻结皮;和对照相比,三类生物结皮均能通过富集大气降尘增加其 A、B 层养分和细颗粒物含量并改善土壤质地。方差分解结果表明,土壤化学性质是影响重金属含量解释度最高的单类环境变量,而相关性和冗余分析结果表明:有机质含量、电导率、酶活性、容重等是影响不同类型生物结皮 A、B 层土壤重金属含量的主要环境因子。

关键词:大气降尘;生物结皮;土壤理化性质;重金属;粒径分布

Enrichment law of atmospheric dustfall heavy metal pollution by different types of biocrusts in mining areas and its influencing factors

FAN Jin[1], WANG Rongrong[1], LI Shiyao[1], YU Hailong[1,*], HUANG Juying[2]
1 *Institute of Geographical Science and Planning, Ningxia University, Yinchuan* 750021, *China*
2 *Institute of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan* 750021, *China*

Abstract: Atmospheric dust fall is the main source of soil heavy metals in mining area. Biocrusts have a significant enrichment effect on heavy metal. In order to explore enrichment laws of how biocrust at different succession stages capture and concentrate heavy metals from atmospheric dust fall and its influencing factors, biocrusts wide-spread area around typically thermal power station in Ningdong Energy Industrial Base were taken as experimental site, three types of biocrusts were selected as study objects, and bare soils nearby were set as control. Based on the comparison analysis of changes of soil physicochemical properties, enzyme activities and heavy metal contents during the process of the enrichment of atmospheric dust fall by biocrusts, the relationship between heavy metal contents and soil physicochemical properties, enzyme activities

基金项目:宁夏自然科学基金项目(2021AAC03007);国家自然科学基金项目(41961001, 31760144)
收稿日期:2022-03-22;　　**网络出版日期**:2022-12-23
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: yhl@ nxu.edu.cn

of biocrustal layer (A horizon) and subsoil (B horizon) were analyzed by using the methods of correlation analysis, redundancy analysis and variance partitioning analysis. The results indicated that, flue gas was the main source of atmospheric dust fall heavy metal pollution, the involved heavy metal elements including Cd, Cr, Hg, Pb, Zn, As. Biocrusts had significant enrichment effect on heavy metal elements derived from atmospheric dust fall, and demonstrated a totally consistent law among biocrusts of different types as followed Moss crust > Mixed crust > Algal crust. The comprehensive pollution index indicated that biocrusts had a certain surface enrichment effect on heavy metals, which demonstrated as A horizon had a higher pollution level than that of B horizon. Compared with control, the three types of biocrusts all could enrich atmospheric dust fall and increase the nutrient, fine particles and improve its soil textures of A and B horizons. Variation partitioning results indicated that soil chemical properties were the single environmental variables of the highest degree of explanation influencing the heavy metals content. Redundancy and correlation analysis showed that soil organic matter, electrical conductivity, enzymatic activity, bulk density were the main environmental factors that influenced the heavy metals content in A, B horizons of different biocrusts.

Key Words: atmospheric dust fall; biocrust; soil physicochemical properties; heavy metal; particle size distribution

随着我国城市建设和工业产业的不断发展,一些工业密集区域的大气降尘量呈逐年递增的趋势[1]。大气降尘作为一种外源成土母质,影响沉降区的土壤组成和性质,其数量和成分会影响成土过程的特点、强弱[2]。大气降尘的粒径分布(PSD)会影响它的可迁移性、吸附性能、溶质迁移规律及环境健康风险等重要的物理化学特性[3—4]。此外,大气降尘 PSD 特征决定了颗粒物及其携带污染物的可迁移性,从而决定了其潜在污染的可能[5]。

生物结皮是由土壤生物和表层土壤颗粒胶结形成的层状结构[6]。生物结皮具有改良土壤属性的能力[7],其生长代谢过程中产生的分泌物有助于富集细颗粒物。生物结皮会改变地表粗糙度和微地形[6],增加地表的机械阻挡并促进大气降尘在生物结皮内的沉积。沉积物进入生物结皮内发生再分配,改变了结皮层及其层下土壤的机械组成从而影响其理化性质及微生物活动。不同类型生物结皮的生物组成、厚度、硬度、孔隙度和持水性等都存在显著差异,使其淋溶、团聚作用发生变化,从而使结皮下土壤的理化特性也存在一定差异[8]。已有研究表明,生物结皮对土壤理化性质的影响深度有限,仅限于 2—5 cm[9—10],且和土壤类型[11]密切相关。

宁东基地是依托宁东煤炭资源建设的能源化工及相关产业集群的大型工业基地。高度工业化和集中城镇化造成了严重的环境污染问题[12]。当地的能源结构、产业格局及当地自然环境决定了宁东基地的大气降尘来源复杂。火力发电是宁东基地最主要的大气污染物排放源,其污染物排放量占大气污染物排放总量的 82.98%[13]。火电厂排放的燃煤烟气携带各种重金属以大气降尘形式进入水体和土壤[14],威胁当地的生态安全。据报道,工业混合区和钢铁工业区降尘每年可能增加土壤厚度 0.15—0.33 mm,其累积效应将是非常明显的[15]。虽然火电厂已参照环保部门要求安装了除尘及脱硫装备,但仍有一部分污染物排向大气。其中包含有一定的微量重金属元素,主要涉及 Cd、Cr、Cu、Hg、Pb、Zn、As 等。土壤作为大气降尘污染物的主要蓄积库和指示器,在一定程度上反映了区域环境的污染状况[16]。已有研究表明,重金属的毒性作用可抑制土壤微生物的生长、繁殖并减少酶的合成与分泌,从而导致土壤酶活性的降低[17]。因此,土壤酶可以用来反映土壤的健康状况,可作为评估土壤中重金属污染生态影响的有效指标[18]。生物结皮独特的生理构造和官能团结构,为其附着、吸收和富集大气降尘重金属提供了可能[19]。而关于矿区生物结皮富集大气降尘对结皮层及其下土壤的 PSD 特征和重金属含量的影响及其二者之间的关系的研究则鲜有报道。因此,本研究以宁东能源化工基地典型火电厂周边生物结皮为研究对象,通过对生物结皮富集大气降尘过程中土壤理化性质、酶活性变化及重金属污染状况分析,探讨大气降尘输入对生物结皮层及其下土壤的影响,旨在为该区域的生物结皮有效利用和环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区地处毛乌素沙地西南部,位于宁夏典型矿区宁东基地核心区的马莲台电厂周边(37°48′N, 107°21′E;海拔 1151 m)。马莲台电厂是宁夏发电集团公司独资建设的第一个大型火力发电厂,于 2005 年投产,设计规模为 2×330MW+2×600MW+2×1000MW。研究区属典型温带大陆性气候,具有四季分明、昼夜温差大、风大沙多、干旱少雨等特点。年均降水量 194.7 mm,主要集中在 7—9 月。年均温 6.7—8.8℃,无霜期 154d。蒸发量 2088.2 mm,干燥指数 5.1—8.2。盛行风为西北风。土壤以风沙土为主,结构松散。受水分条件限制,当地植被种属稀少,群落结构相对简单。植被以耐寒、耐旱、耐贫瘠的灌木和草本植物为主,主要物种有柠条(*Caragana korshinskii*)、冰草(*Agropyron cristatum*)、甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)、猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)等。近年来,由于生态恢复工程及矿区绿化工程的实施,使得该区植被覆盖度显著提高,这促进了生物结皮的形成和发育。生物结皮分布广泛,盖度介于 60%—70%。多以藻类、藓类和藓-藻混生结皮为主。

1.2 样地设计与样品采集

降尘采集参照《环境空气降尘的测定重量法》GB/T15265—1994 执行。本研究采样以马莲台电厂为中心,据调查,该电厂燃煤锅炉排放烟气的净化方式主要是静电除尘器,并配备了湿式石灰石-石膏法烟气脱硫装置。2019 年 3 月—2020 年 2 月,根据电厂废气排放特征、盛行风向、地形,于电厂东南方向上随机布设 3 个大气降尘采样点,确保远离道路污染源、并无高大树木遮挡。每个样点设置 3 个集尘缸(缸口直径 80 cm,深 30 cm),采用湿法收集(预先在缸内装入足量蒸馏水和 10 mL 乙二醇以抑制藻类、微生物的滋生)。每月采集 1 次。通量计算时采用 3 个点的大气降尘平均值。

在盛行风向的下风向,距离燃煤烟气排放装置直线距离约 330 m 处,选取地形相对平坦且无高大树木遮挡(为避免地形、植被对本研究的影响)的生物结皮分布区作为研究样地。根据生物结皮中优势种的差异[20],选择同时具有藻结皮(ZB)、混生结皮(HB)和藓结皮(TB)3 种不同类型的生物结皮样地 3 块,每个样地的大小为 40 m×40 m,各样地间隔 20—50 m 以确保土壤属性的相对一致性。在每块样地中选取三类结皮的采样斑块,每类生物结皮采用随机布点法设置 3 处采样点,样方大小不等,最小 20×30 cm(藓结皮),最大 60×120 cm(藻结皮)。每一采样点都采用 5 点合一的方法进行采样。按照生物结皮层(标记为 A 层)和生物结皮下层(标记为 B 层,参照文献设置采样深度为结皮层下 0—5 cm)2 个层次采集样品[9—10]。同时选择火电厂临近区域裸土作为对照(CK)。如表 1 所示,三类生物结皮的厚度均小于 1 cm,因此本研究以 0—1 cm 为裸土 A 层;A 层下 0—5 cm 土层为裸土 B 层。采集到的样品风干,剔除 B 层中的植物残渣,过筛后备用。

表 1 研究区生物结皮基本概况

Table 1 Basic condition of biocrusts in study area

生物结皮类型 Biocrust types	厚度 Thickness/mm	覆盖度 Coverage/%	优势种 Dominant species
藻结皮 Algal crust	3.08±0.34	82	具鞘微鞘藻(*Microcolus vaginatus*)、念珠藻(*Nostoc commune Vauch*)、隐头舟形藻(*Navicula cryptocephala*)
混生结皮 Mixed crust	4.53±0.47	74	念珠藻(*Nostoc commune Vauch*)、土生对齿藓(*Didymodon vinealis*)
藓结皮 Moss crust	7.23±0.58	36	真藓(*Bryum argenteum Hedw*)、土生对齿藓(*Didymodon vinealis*)、盐土藓(*Pterygoneurum subsessile*)、厚肋流苏藓(*Crossidium crassinerve*)

1.3 样品测定方法

生物结皮 A、B 层土壤有机质、全氮、速效氮、全磷、速效磷、pH、电导率的测定方法参照鲍士旦[20]《土壤农化分析》。A、B 层土壤容重的测定采取的方法分别是涂膜法和环刀法。土壤酶活性测定参照关松荫[21]的方法。脲酶采用苯酚钠-次氯酸钠比色法;蔗糖酶采用 3,5-二硝基水杨酸比色法;碱性磷酸酶采用磷酸苯二钠比

色法;过氧化氢酶用高锰酸钾滴定法;重金属含量的测定利用全谱直读电感耦合等离子发射光谱法测定。

土壤粒径的测定:使用 Mastersizer 2000(英国,马尔文公司)激光粒度仪测定土壤粒径(以体积分数计),该粒度仪的测量范围为 0.02—2000 μm。为方便与土壤粒径进行参比,本研究的土壤粒径分析结果参照美国农业部(USDA)土壤质地分级标准输出:粘粒(<2 μm)、粉粒(2—50 μm)、极细砂粒(50—100 μm)、细砂粒(100—250 μm)、中砂粒(250—500 μm)、粗砂粒(500—1000 μm)。

1.4　重金属污染评价和潜在生态风险评价

运用单因子指数法(Pi)和内梅罗综合污染指数法(PN)对生物结皮和下层土壤中重金属含量进行污染评价,运用潜在生态风险指数法(RI)评价其综合因子潜在生态风险,计算方法参照文献[21]。

1.5　数据分析

采用 SPSS26.0 对数据进行统计分析。采用最小显著差异法(LSD)进行数据显著性分析。采用 Pearson 和 Spearman 相关系数评价重金属元素与土壤因子之间的相关性。图表中数据为平均值±标准差。冗余分析(RDA)和方差分解(VPA)采用 CANOCO 5.0 软件完成。

2　结果与分析

2.1　研究区大气降尘的沉降通量及其矿物组成

由 2019 年一年内降尘的沉降通量监测记录(图 1)可以看出,研究区的平均月沉降通量达 38.96 g/m^2,平均每天沉降量达 1.28 g/m^2,显著低于典型沙漠绿洲区域(甘肃民勤)的日均沉降量 3.22 g/m^2,但显著高于典型焦化企业区的日均沉降量 0.39 g/m^2[22]。降尘的沉降通量年内分布不均,春夏两季相对集中,占全年总沉降通量的 76%。参照本项目前期研究结果[23]发现,研究区大气降尘矿物组成大体与当地土壤矿物组成相似,主要由石英、方解石、斜长石、绿泥石、高岭石和二硫化硅组成,少量矿物监测到一些燃煤烟气中含有的重金属元素如 Ag、Hg、Cr、Pb、Cd、Mn、As 和 Cu 等。

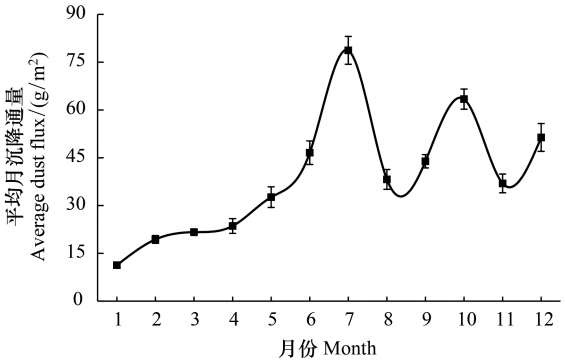

图 1　2019 年研究区大气降尘平均月沉降通量

Fig.1　Monthly average dust flux in study area in 2019

2.2　生物结皮 A、B 层土壤重金属含量及其污染程度评价

从生物结皮 A、B 层、大气降尘、裸土的重金属含量的参比结果(表 2)可以看出,生物结皮对大气降尘重金属具有显著的富集规律:大气降尘>A 层>B 层>裸土。但由于各重金属元素在大气降尘中的赋存量存在差异,生物结皮对各类重金属的富集具有一定选择性和差异性,表现为生物结皮对 Hg、Cd 元素的富集相对较少,而对 Pb、As、Cr 和 Zn 元素的富集较多。各类重金属元素在不同类型生物结皮间也存在一致性的富集规律:TB>HB>ZB;同时,不同生物结皮对各元素的富集程度存在差异,表现为藓结皮 A 层的重金属 Cd 含量最高,是藻结皮 A 层 Cd 含量的 1.46 倍。通过单因素方差分析可以看出,藻、混生和藓结皮 A 层和 B 层土壤的重金属 Pb、Cd、Zn 差异显著(P<0.05)。

以宁夏土壤重金属含量背景值[24]作为评价标准,对生物结皮 A、B 层、大气降尘、裸土对照的重金属污染程度进行参比,结果表明(表 3),大气降尘在沉降-迁移过程中会对生物结皮-土壤造成一定的污染,污染程度大小顺序依次为:大气降尘>A 层>B 层>裸土对照。无论是单因子污染指数还是综合污染指数在不同类型生物结皮间均呈一致性规律:TB>HB>ZB,且均表现为 A 层污染程度高于 B 层;参照《全国土壤污染状况评价技术规定》的土壤污染分级标准评价结果表明,重金属元素 Hg、Cd、As 单因子污染指数相对较高,分别达 3.91、2.09、1.23。参照生物结皮演替历经“藻-地衣-苔藓结皮”的从低级到高级的演替序列[25],将所选的 3 类生物结皮分别视作生物结皮演替的不同阶段,则表现为随着生物结皮的演替,生物结皮 A、B 层的 PN、RI 值均呈增大趋势。说明随着生物结皮的演替,其富集重金属的能力呈增强趋势,污染程度和生态风险越高。

表 2 不同类型生物结皮重金属含量对比

Table 2 Comparison of Heavy metal contents among different biocrusts

样品 Samples	土层 Soil layers	Hg/ (mg/kg)	Pb / (mg/kg)	As / (mg/kg)	Cd / (mg/kg)	Cr / (mg/kg)	Zn / (mg/kg)
藻结皮	A	0.08±0.01Aa	16.20±0.32Ab	13.19±0.31Aa	0.28±0.02Aab	52.73±1.96Aa	39.51±0.97Ab
Algal crust	B	0.07±0.01Aa	13.33±0.68Ba	12.80±0.41Aa	0.13±0.02Ba	52.57±2.07Aa	32.09±0.71Ba
混生结皮	A	0.08±0.08Aa	18.78±0.12Ac	15.95±1.53Aa	0.33±0.01Ab	56.94±2.70Aa	41.26±0.22Ab
Mixed crust	B	0.08±0.01Aa	13.24±0.33Ba	14.50±1.38Aa	0.13±0.01Ba	53.63±2.0Aa	31.76±0.84Ba
藓结皮	A	0.10±0.01Aab	19.64±1.37Ac	16.63±3.11Aa	0.41±0.08Ab	57.06±3.01Aa	44.41±2.16Ac
Moss crust	B	0.09±0.01Ab	13.18±0.19Ba	14.78±3.57Aa	0.14±0.01Ba	52.94±0.97Aa	32.31±0.42Ba
对照	A	0.07±0.01Aa	13.43±0.05Aa	11.77±0.67Aa	0.14±0.01Aa	52.14±0.56Aa	32.76±0.66Aa
Control	B	0.07±0.00Aa	12.68±0.05Aa	11.93±0.30Aa	0.10±0.00Aa	48.90±0.17Aa	31.05±0.16Aa
大气降尘 Dustfall		0.15±0.02b	40.61±4.76d	25.31±0.99b	4.61±1.16c	164.62±11.72b	122.96±10.16d
宁夏土壤背景值[24] Soil background values in Ningxia region[25]		0.021	20.60	11.90	0.112	60.00	58.80

A 层：结皮层；B 层：层下土壤；大气降尘只与结皮 A 层做差异分析；不同大写字母表示同一类型生物结皮不同土层间差异显著($P<0.05$)；不同小写字母表示同一土层不同类型生物结皮间差异显著($P<0.05$)

表 3 生物结皮 A、B 层土壤重金属污染指数

Table 3 Pollution indices of heavy metals in A, B horizons of biocrusts

样品 Samples	土层 Soil layers	单因子污染指数 CSingle pollution index						综合污染指数 Comprehensive pollution index		综合生态风险指数 Comprehensive ecological risk index	
		Hg	Pb	As	Cd	Cr	Zn	值	污染程度	值	等级
藻结皮	A	3.61	0.79	1.11	2.51	0.88	0.67	2.79	中度污染	236.96	中等
Algal crust	B	3.42	0.65	1.07	1.17	0.88	0.55	2.59	中度污染	188.19	中等
混生结皮	A	3.77	0.91	1.34	2.92	0.95	0.70	2.94	中度污染	258.99	中等
Mixed crust	B	3.72	0.64	1.22	1.13	0.89	0.54	2.80	中度污染	200.21	中等
藓结皮	A	4.54	0.95	1.40	3.65	0.95	0.76	3.52	重度污染	312.38	高
Moss crust	B	4.39	0.64	1.24	1.22	0.88	0.55	3.27	重度污染	229.97	中等
对照	A	3.18	0.65	0.99	1.21	0.87	0.56	2.42	中度污染	178.95	中等
Control	B	3.40	0.62	1.00	0.94	0.82	0.53	2.55	中度污染	179.35	中等
大气降尘 Dustfall		7.27	1.97	2.13	41.16	2.74	2.09	29.89	重度污染	1564.32	极高

生物结皮 A、B 层土壤与降尘中重金属相关性分析结果表明，降尘中 Hg 元素含量与生物结皮 A、B 层土壤均具有较高的相关性(表 4)，说明生物结皮中的 Hg 源自降尘并通过沉积进入生物结皮 A、B 层。在 A 层，降尘中的 Hg、As、Cr 分别与土壤中的 As、Cd、Pb 显著正相关；而 B 层土壤中 Hg 与降尘中的 Cr 显著正相关；说明这些元素之间具有较好的伴生关系，其来源可能一致。尽管其他重金属元素含量与大气降尘的关联性相对较弱，但其累积效应仍然值得关注。

2.3 大气降尘对生物结皮 A、B 层土壤性质的影响

2.3.1 大气降尘对物理性质的影响

大气降尘作为地表沉积物的输入量，它的组成和性质会对生物结皮 A、B 层土壤产生影响。如大气降尘的粒度组成会决定沉积后的迁移状态。由表 5 可以看出，大气降尘沉积进入 A 层并向下迁移，改变了 B 层的机械组成及容重。大气降尘的粒度组成主要以粉粒、极细沙粒为主(表 5)；与裸土 A 层的机械组成相比，三类生物结皮的 A 层中的黏粒、粉粒和极细砂所占比重均显著较高，粒径组成有明显细化特征；在垂直层面上，三类生物结皮的黏粒含量均有从 A 层向 B 层递减的趋势而细砂粒含量则相反。与裸土容重相比，藻、混生和藓结皮 A 层容重依次降低，其中藓结皮的容重(1.05 g/cm^3)最低。说明生物结皮演替有利于 A 层及 B 层土壤

质地的改善。

表 4　生物结皮 A、B 层土壤与降尘中重金属含量相关性分析

Table 4　Correlation analysis of heavy metal content in A, B horizons of biocrusts with dust fall

		降尘重金属 heavy metals in atmospheric dust fall					
		Hg	Pb	As	Cd	Cr	Zn
A 层	Hg	0.527	−0.396	0.374	−0.296	0.459	−0.137
Biocrustal layer	Pb	0.417	−0.233	0.333	−0.300	0.617*	−0.350
	As	0.617*	0.133	0.133	−0.417	0.283	−0.483
	Cd	0.516	−0.470	0.738*	−0.603	0.524	−0.374
	Cr	0.525	−0.015	0.420	−0.480	0.304	−0.304
	Zn	0.476	−0.610	0.641	−0.460	0.572	−0.267
B 层	Hg	0.861**	−0.576	0.243	0.394	0.815**	0.361
Subsoil (0—5 cm)	Pb	−0.154	0.189	−0.457	0.018	−0.322	0.185
	As	0.017	0.433	−0.200	−0.617	−0.283	−0.717*
	Cd	0.097	−0.146	−0.02	−0.189	−0.053	0.104
	Cr	−0.119	0.045	−0.035	0.123	−0.050	0.315
	Zn	0.094	−0.245	0.397	−0.245	−0.013	0.185

* $P<0.05$; ** $P<0.01$; *** $P<0.001$

表 5　生物结皮 A、B 层土壤物理性质

Table 5　Soil physical chemical properties of A, B horizons of biocrusts

样品 Sample	土层 Soil layer	容重 Bulk density/ (g/cm^3)	土壤粒径体积百分含量 Volume percentage of soil particle size/%					
			黏粒 Clay	粉粒 Silt	极细砂粒 Very fine sand	细砂粒 Fine sand	中砂粒 Middle sand	粗砂粒 Coarse sand
藻结皮	A	1.12±0.05 Ab	7.82±0.70Ab	47.30±1.47Ac	23.24±0.41Aa	17.83±0.67Ab	3.19±0.40Ab	1.11±0.62
Algal crust	B	1.27±0.01 Aa	5.77±0.08Ba	47.23±2.02Aa	26.75±0.65Aa	19.73±1.47Aa	0.53±0.03Ba	0
混生结皮	A	1.10±0.03 Ab	4.96±0.09Ac	48.47±0.27Ac	26.40±0.61Aab	18.48±0.20Ab	1.65±0.37Ac	0.17±0.01
Mixed crust	B	1.33±0.03 Ba	4.42±0.09Aa	43.13±0.62Aab	29.34±0.26Aa	22.70±0.46Ba	0.41±0.10Aa	0
藓结皮	A	1.05±0.01 Ab	3.97±0.11Aac	46.98±0.23Ac	28.10±0.25Ab	20.05±0.25Abc	0.90±0.20Ac	0
Moss crust	B	1.18±0.04 Ab	5.50±0.46Aa	41.31±0.40Ab	29.22±1.22Aa	23.20±0.39Aa	0.76±0.22Aa	0
对照	A	1.26±0.02Aa	2.21±0.04Aa	17.86±0.09Aa	24.28±0.12Aa	47.00±0.20Aa	8.65±0.17Aa	0
Control	B	1.31±0.06Aa	0Bb	1.77±0.18Bc	28.10±1.36Aa	59.77±0.73Bb	10.31±1.22Bb	0.06±0.04
大气降尘 Dustfall		—	3.38±0.21a	41.23±0.99b	25.31±1.70a	18.46±2.67a	6.28±0.94a	—

2.3.2　大气降尘对化学性质的影响

由表 6 可以看出,与裸土相比,藻、混生和藓结皮 A 层有机质、全氮、全磷、速效氮、速效磷和电导率含量依次增加,其中藓结皮 A 层的有机质和养分含量最高,有机质、速效氮和速效磷含量分别是裸土 A 层的 7.26、7.29 和 4.91 倍。单因素方差分析结果表明,生物结皮 A、B 层的化学性质差异显著($P<0.05$)。藓结皮 A 层的有机质、全氮、全磷和速效磷含量显著高于藻和混生结皮 A 层;3 种生物结皮 A 层的电导率均存在显著差异($P<0.05$)。3 种生物结皮 A 层的电导率、有机质、全氮、全磷、速效氮和速效磷含量均显著高于 B 层,而 pH 显著低于 B 层。说明生物结皮 A 层对养分的表聚作用明显,即 A 层土壤养分含量高于 B 层。

2.3.3　大气降尘对酶活性的影响

由表 7 可以看出,3 种生物结皮 A、B 层的的酶活性差异显著($P<0.05$),且均表现为 A 层酶活性显著高 B 层。藓结皮 A 层的 4 种酶活性显著高于藻结皮 A 层 ($P<0.05$)。相较于裸土,藻、混生和藓结皮 A 层的过氧化氢酶、碱性磷酸酶、脲酶和蔗糖酶活性依次增加,其中藓结皮 A 层的酶活性最大,蔗糖酶、过氧化氢酶、脲酶和碱性磷酸酶活性分别是裸土 A 层的 13.02、2.50、2.24 和 1.72 倍。

表 6 生物结皮 A、B 层土壤化学性质

Table 6 Soil chemical properties of A, B horizons of biocrusts

样品 Samples	土层 Soil layers	pH	电导率 Electrical conductivity/ (μS/cm)	有机质 Soil organic matter/ (g/kg)	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)	全磷 Total phosphorus/ (g/kg)	速效氮 Available n itrogen/ (mg/kg)	速效磷 Available phosphorus/ (mg/kg)
藻结皮	A	8.35±0.01 Aa	152.95±2.66 Ab	25.42±0.29Ab	1.30±0.06Ab	0.54±0.05Ab	473.89±49.71Ab	3.19±0.56Ab
Algal crust	B	8.72±0.02 Ba	126.70±3.81 Ba	6.70±1.51Ba	0.80±0.06Ba	0.46±0.02Aa	113.93±23.97Ba	2.85±0.31Aa
混生结皮	A	8.37±0.03 Aa	202.47±5.99Ac	27.28±3.86Ab	1.42±0.10Ab	0.58±0.02Ab	617.00±15.32 Ab	3.77±0.52Ab
Mixed crust	B	8.99±0.01Bb	103.33±3.42Ba	7.85±0.04Ba	0.82±0.03Ba	0.47±0.01Ba	141.16±12.54Bab	2.04±0.16Aa
藓结皮	A	8.22±0.09 Aa	230.72±10.47Ad	40.80±7.16Ac	1.89±0.21Ac	0.79±0.01Ac	795.10±205.65 Ab	6.09±0.47Ac
Moss crust	B	8.83±0.09 Bab	116.98±6.02Ba	8.28±0.40Ba	0.95±0.05Ba	0.51±0.05Ba	195.77±19.07Bb	3.21±0.91Ba
对照	A	8.42±0.49Aa	113.60±1.25Aa	5.62±0.35Aa	0.66±0.03Aa	0.44±0.02Aa	109.13±27.27Aa	1.24±0.20Aa
Control	B	9.07±0.07Bb	144.72±12.34Ba	6.16±0.53Aa	0.55±0.01Aa	0.34±0.01Aa	93.97±36.76Ba	0.63±0.15Ab

表 7 生物结皮 A、B 层土壤酶活性特征

Table 7 Soil enzyme activity characteristics of A, B horizons of biocrusts

样品 Samples	土层 Soil layers	过氧化氢酶活性 Catalase activity/ ($mg\ g^{-1}\ h^{-1}$)	碱性磷酸酶活性 Alkaline phosphatase activity/ ($mg\ g^{-1}\ h^{-1}$)	脲酶活性 Urease activity/ ($mg\ g^{-1}\ h^{-1}$)	蔗糖酶活性 Sucrase activity/ ($mg\ g^{-1}\ h^{-1}$)
藻结皮	A	3.97±0.12Aa	5.39±0.10Aa	4.60±0.32Aa	11.71±1.11Ab
Algal crust	B	2.93±0.14Ba	4.19±0.30Ba	3.05±0.22Ba	5.74±0.87Ba
混生结皮	A	5.64±0.13Ab	5.35±0.07Aa	7.43±0.22Ab	14.67±0.48Abc
Mixed crust	B	3.36±0.11Ba	4.91±0.15Aa	3.42±0.11Ba	5.65±2.06Ba
藓结皮	A	5.95±0.02Ab	8.15±0.10Ab	7.77±0.47Ab	16.01±3.09Ac
Moss crust	B	3.52±0.48Ba	4.71±0.11Ba	3.86±0.18Ba	6.36±0.32Ba
对照	A	2.38±0.08Aa	4.74±0.14Aa	3.47±0.37Aa	1.23±0.12Aa
Control	B	2.27±0.16Aa	3.37±0.35Ba	4.29±0.24Ba	1.11±0.25Aa

2.4 土壤重金属含量和物理性质、化学性质和酶活性的相关性及冗余分析

由表 8 可知,生物结皮 A、B 层的 6 种重金属元素与容重成负相关关系;其中,Hg、Pb、Zn 与容重呈显著负相关。PN 值和 RI 值也与容重呈显著负相关。重金属 Hg 与极细沙粒呈显著正相关;重金属 Pb、Cd、Zn、PN 值和 RI 值与粉粒呈显著正相关,与细砂粒呈显著负相关;As、Cd 与任何物理因子相关性均不显著。

表 8 生物结皮 A、B 层土壤重金属与物理性质的相关系数

Table 8 Correlation coefficients between heavy metals and physical properties in A, B horizons of biocrusts

	容重 Bulk density	黏粒 Clay	粉粒 Silt	极细砂粒 Very fine sand	细砂粒 Fine sand	中砂粒 Middle sand	粗砂粒 Coarse sand
Hg	−0.373	−0.139	−0.105	0.516*	0.061	−0.254	−0.102
Pb	−0.748**	−0.061	0.453*	0.052	−0.451*	0.297	0.320
As	−0.365	0.162	0.410	0.138	−0.294	0.034	0.055
Cd	−0.767***	0.045	0.464*	−0.074	−0.445*	0.338	0.354
Cr	−0.424	−0.049	0.175	0.281	−0.131	−0.068	−0.116
Zn	−0.799***	0.044	0.526*	−0.116	−0.518*	0.320	0.354
PN	−0.440*	0.044	0.526*	0.374	−0.561*	−0.187	0.047
RI	−0.680**	0.075	0.551**	0.231	−0.447*	0.212	0.297

由表 9 可知,生物结皮 A、B 层的 6 种重金属元素与电导率、有机质、全氮、全磷、速效氮和速效磷呈显著正相关,与 pH 呈显著负相关。其中,重金属 Hg 与全磷呈显著正相关;重金属 Pb、Cd、Zn、PN 值和 RI 值与电

导率、有机质、全氮、全磷、速效氮和速效磷呈显著正相关,与 pH 呈显著负相关;重金属 As 与电导率、有机质、全磷、速效氮和速效磷呈显著正相关,与 pH 呈显著负相关;重金属 Cr 与电导率、有机质、速效氮呈显著正相关。

表 9　生物结皮 A、B 层土壤重金属与化学性质的相关系数

Table 9　Correlation coefficients between heavy metals and chemical properties in A, B horizons of biocrusts

	pH	电导率 Electrical conductivity	有机质 Soil organic matter	全氮 Total nitrogen	全磷 Total phosphorus	速效氮 Available nitrogen	速效磷 Available phosphorus
Hg	-0.139	0.389	0.402	0.283	0.476*	0.197	0.353
Pb	-0.586**	0.936***	0.949***	0.715**	0.752**	0.804**	0.640**
As	-0.494*	0.383	0.484*	0.161	0.582**	0.491*	0.651**
Cd	-0.631**	0.930***	0.965***	0.658**	0.776**	0.748**	0.659**
Cr	-0.210	0.582*	0.591**	0.196	0.022	0.486*	0.352
Zn	-0.606**	0.926***	0.960***	0.743**	0.790**	0.802**	0.663**
PN	-0.522*	0.474*	0.558**	0.526*	0.534*	0.804***	0.662**
RI	-0.462*	0.791***	0.859***	0.843**	0.742**	0.571**	0.609**

由表 10 可知,生物结皮 A、B 层的 6 种重金属含量与过氧化氢酶、碱性磷酸酶、脲酶和蔗糖酶活性呈正相关关系。其中,重金属 Hg 与脲酶呈显著正相关;重金属 Pb、Cd、Zn、PN 值和 RI 值与过氧化氢酶、碱性磷酸酶、脲酶和蔗糖酶活性呈极显著正相关;重金属 As 与过氧化氢酶和蔗糖酶活性呈显著正相关;重金属 Cr 与过氧化氢酶、碱性磷酸酶和蔗糖酶活性呈显著正相关。

表 10　生物结皮 A、B 层土壤重金属与酶活性的相关系数

Table 10　Correlation coefficients between heavy metals and enzyme activities in A, B horizens of biocrusts

	过氧化氢酶活性 Catalase activity	碱性磷酸酶活性 Alkaline phosphatase activity	脲酶活性 Urease activity	蔗糖酶活性 Sucrase activity		过氧化氢酶活性 Catalase activity	碱性磷酸酶活性 Alkaline phosphatase activity	脲酶活性 Urease activity	蔗糖酶活性 Sucrase activity
Hg	0.337	0.291	0.451*	0.213	Cr	0.438*	0.444*	0.281	0.483*
Pb	0.880**	0.839**	0.761**	0.746**	Zn	0.855**	0.810**	0.764**	0.761**
As	0.682**	0.392	0.409	0.465*	PN	0.855***	0.814***	0.757***	0.766***
Cd	0.831**	0.765**	0.759**	0.683**	RI	0.844***	0.765***	0.691**	0.659**

生物结皮 A、B 层的重金属含量与理化性质和酶活性的 RDA 分析结果表明,不同演替阶段的生物结皮 A、B 层的空间排序分异明显,且前 2 个轴累积解释了 83.77%的变异(第 1 轴 73.75%,第 2 轴 10.02%)。土壤环境因子对重金属元素影响的排序(表 11)为:有机质(68.6%)>过氧化氢酶(58.4%)>电导率(53.6%)>全磷(52.9%)>碱性磷酸酶(48.3%)>容重(45.2%)>脲酶(45.0%)>速效磷(44.7%)>速效氮(42.9%)>蔗糖酶(41.8%)>全氮(40.7%)>pH(24.6%)>粉粒(23.9%)>细砂粒(23.4%)>中砂粒(14.8%)>黏粒(9.0%)>粗砂粒(1.6%)>极细砂粒(1.5%)。其中,有机质、电导率、过氧化氢酶、碱性磷酸酶、全磷、容重、速效磷、速效氮、脲酶、蔗糖酶、全氮、pH 和粉粒对生物结皮 A、B 层土壤重金属含量影响极为显著($P<0.01$)。

采用方差分解解释环境因子对生物结皮 A、B 层土壤重金属进行含量变化的解释比例。结果表明,土壤环境因子总共解释生物结皮 A、B 层土壤重金属分布格局的 54.4%,不能解释部分占到 45.6%(图 3)。在各组土壤因子中,只有 X2 有单独的解释力,影响显著($P=0.03$)。X3 与其他两组土壤因子对生物结皮 A、B 层土壤重金属分布格局解释量较高,分别为 27.9%和 25.3%。三组土壤因子共同解释部分为 35.5%,影响显著($P=0.05$)。

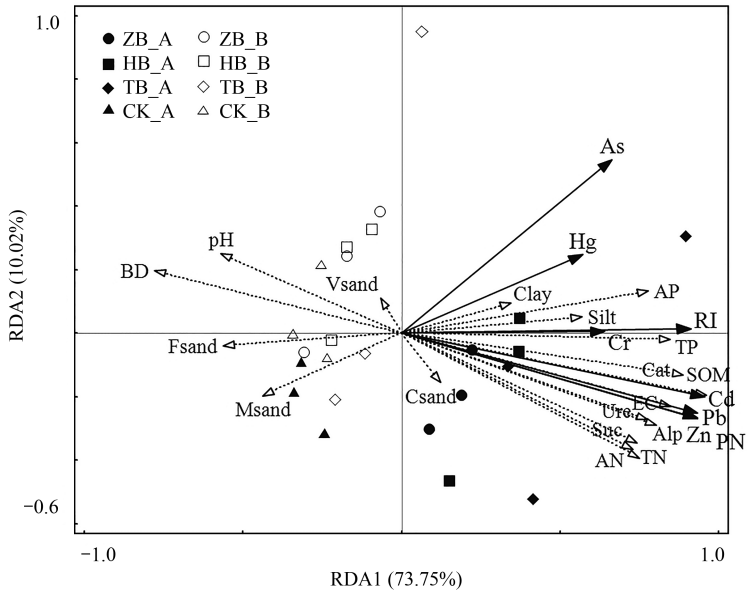

图 2 生物结皮 A、B 层土壤重金属与土壤环境因子冗余分析(RDA)排序图

Fig.2 Redundancy analysis (RDA) ordination diagram of the relationships between heavy metals and soil environmental factors in A, B horizens of biocrusts

ZB_A、ZB_B、HB_A 、HB_B、TB_A 和 TB_A 分别代表藻结皮 A 层、藻结皮 B 层、混生结皮 A 层、混生结皮 B 层、藓结皮 A 层和藓结皮 B 层; BD: 容重 Bulk density; Clay: 黏粒; Silt: 粉粒; Vsand: 极细砂粒 Very fine sand; Fsand: 细砂粒 Fine sand; Msand: 中砂粒 Middle sand; Csand: 粗砂粒 Coarse sand; EC: 电导率 Electrical conductivity; SOM: 有机质 Soil organic matter; TN: 全氮 Total nitrogen; TP: 全磷 Total phosphorus; AN: 速效氮 Available nitrogen; AP: 速效磷 Available phosphorus; Cat: 过氧化氢酶活性 Catalase activity; Alp: 碱性磷酸酶活性 Alkaline phosphatase activity; Ure: 脲酶活性 Urease activity; Suc: 蔗糖酶活性 Sucrase activity; PN: 综合污染指数 Comprehensive pollution index; RI: 综合生态风险指数 Comprehensive ecological risk index

表 11 生物结皮 A、B 层土壤重金属与土壤环境因子冗余分析(RDA)中各因子的显著性分析

Table 11 Significance of factors in redundancy analysis (RDA) of heavy metals in A, B horizens and soil environmental factors

因子 Factor	SOM	EC	Cat	Alp	TP	BD	AN	Ure	AP
解释量 Explains/%	68.6	53.6	58.4	48.3	52.9	45.2	42.9	45.0	44.7
F	48	25.4	30.9	20.6	24.7	18.1	16.61	18	17.8
P	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
因子 Factor	Suc	TN	pH	Silt	Fsand	Msand	Csand	Clay	Vsand
解释量 Explains/%	41.8	40.7	24.6	23.9	23.4	14.8	1.6	9.0	1.5
F	15.8	15.1	7.2	6.9	6.7	3.8	0.4	2.2	0.3
P	0.002	0.002	0.008	0.004	0.01	0.028	0.802	0.116	0.71

SOM: 有机质 Soil organic matter; EC: 电导率 Electrical conductivity; Cat: 过氧化氢酶活性 Catalase activity; Alp: 碱性磷酸酶活性 Alkaline phosphatase activity; TP: 全磷 Total phosphorus; BD: 容重 Bulk density; AN: 速效氮 Available nitrogen; Ure: 脲酶活性 Urease activity; AP: 速效磷 Available phosphorus; Suc: 蔗糖酶活性 Sucrase activity; TN: 全氮 Total nitrogen; Silt: 粉粒; Fsand: 细砂粒 Fine sand; Msand: 中砂粒 Middle sand; Csand: 粗砂粒 Coarse sand; Clay: 黏粒; Vsand: 极细砂粒 Very fine sand

3 讨论

3.1 生物结皮对大气降尘重金属的富集规律及其污染风险评价

研究大气降尘的性质、组成、通量及其富集规律,对分析生物圈中元素的地球化学循环、土壤成土强度与发育环境都有重要意义[26—28]。本研究所属区域既是扬尘区,也是沉降区。各个月份的降尘通量差异显著,可能与气象因子的贡献率差异有关。季节性时间分布与已有诸多研究[15, 29]相似,以春夏季最高。但其组成除

了源自燃煤的附属产物如重金属元素 Hg、Cd、Pb、Zn 和 SiS_2 等[30—31],还有部分则源自当地及附近的沙尘组分如石英、方解石、斜长石、绿泥石高岭石等。这体现了研究区降尘的多源性和组分的复杂性。

由于不同类型生物结皮的表面积、表面结构和持水性存在差异,导致它们对重金属元素的吸附、富集程度存在一定的差异性和选择性,这与徐杰等[32]在达拉特火电厂周边人工结皮富集重金属的结论基本一致。单因子污染指数评价结果显示,6 种大气降尘中的重金属元素含量均高于宁夏土壤背景值。内梅罗污染指数法和潜在生态风险指数法的评价结果显示 6 种重金属元素的综合污染程度均达到中度或重度污染级别,显著高于罗成科等[33]对同区域土壤的评价结果,主要原因可能源于生物结皮对大气降尘重金属的富集及累积效应。相关性分析结果表明,大气降尘中仅 Hg 元素与生物结皮 A、B 层土壤重金属含量显著相关,土壤作为大气降尘的蓄存库,其累积效应将会导致重金属污染程度持续增加。

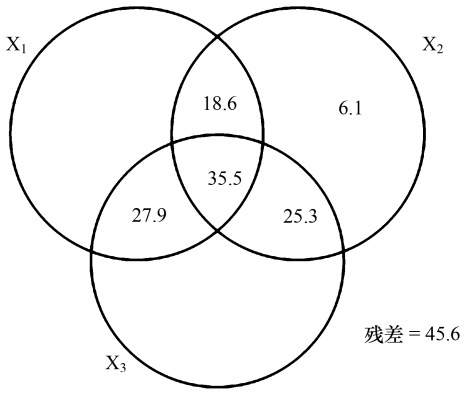

图 3　土壤环境因子组合对生物结皮 A、B 层土壤重金属含量的方差分解

Fig.3　Variation partitioning analysis (VPA) of soil factors groups on heavy metal content in A, B horizens of biocrusts

单个圆圈内数字代表该土壤因子组合能解释的变差,圆圈重合部分内数字代表几个土壤因子组合共同解释的变差;小于 0 的数值未显示;X1 组为生物结皮 A、B 层土壤的主要物理性质;X2 组为生物结皮 A、B 层土壤的主要化学性质;X3 组为生物结皮 A、B 层土壤的主要酶活性

3.2　大气降尘对生物结皮 A、B 层土壤的影响

大气降尘的组成、通量会影响土壤的组成、结构、肥力和污染程度。生物结皮作为土壤表层的保护层,在吸附、截留土壤风蚀物、降尘和凋落物的同时,可以富集大气降尘中的重金属元素,并对结皮层下土壤的粒度分布、容重等产生影响[34]。本研究中,3 种生物结皮均可富集吸附大气降尘颗粒物,从而促进了生物结皮 A 层机械组成的细化,其黏、粉粒体积含量显著提高,主要是由于生物结皮 A 层的多糖、生物菌丝体、假根可以粘结或胶结<0.25 mm 细粒物质使其团聚成为微团聚体[35],而容重相应降低。这与闫德仁在库布齐沙漠的研究结果基本一致[36]。同时,生物结皮可以捕获近地表风沙流、大气降尘和凋落物,促进了各类生物结皮 A、B 层土壤养分含量的提高,其中以藓结皮的增加幅度最为显著(表 6),这与 Fang 等[37]在腾格里沙漠和郭轶瑞等[38]在科尔沁沙地的研究结论一致。土壤酶活性可敏感地反映土壤的肥力水平和健康程度[39]。本研究中,与裸土对照相比,生物结皮富集大量富含养分和有机质的降尘可为土壤酶的酶促反应提供底物,促进了酶活性的提高。这与 Zhao 等[40]在黄土高原退化草地和王素娟等[41]在库布齐沙漠的研究结论一致。生物结皮中黏、粉粒的增加可促进土壤养分的吸附并避免其流失,从而改善土壤养分状况[12]。本研究中,与裸土对照相比,3 类生物结皮均可降低表层土壤的 pH 值并增加 A 层的土壤有机质、养分含量,而对 B 层的有机质和养分含量的影响则相对较小。这与张元明等[42]的研究结论基本一致。说明生物结皮对大气降尘的吸附和截留可以显著改善土壤的质地并提升结皮层的土壤肥力。

3.3　土壤性质对大气降尘重金属污染的影响

本研究中,研究区生物结皮 A、B 层土壤重金属的积累与大气沉降密切相关。由于生物结皮的存在,可以有效改善干旱区土壤理化性质(有机质、养分含量和有效性、pH 值等)和土壤酶活性,且均随着土层的加深逐渐减弱,这与 Miralles 等[43]在西班牙塔韦纳斯沙漠(Tabernal desert)地衣结皮的研究结论一致。有研究表明重金属污染会影响微生物的有机矿化效率[44]。本研究发现 3 类生物结皮 A 层土壤重金属污染程度更高,有机质含量也相对较高,说明重金属污染抑制了有机质的降解导致有机质的积累。土壤 pH 和电导率是重金属在土壤中形态分配的关键因素,可影响重金属元素在土壤中的迁移[45]和生物有效性[46]。与裸土相比,不同生物结皮 A 层的 pH 值有不同程度的降低趋势,且与重金属含量呈显著或极显著负相关,可能与研究区土壤

偏碱性有关,也可能是 pH 能改变土壤重金属的吸附位、吸附表面稳定性、存在形态及配位性能所致[47]。而重金属 Pb、Cd、Zn、PN 值和 RI 值与电导率呈显著或极显著正相关,可能是由于 pH 值降低是导致重金属有效性增加并使土壤电导率增加的原因。土壤有机质是影响土壤重金属富集、迁移和转化的重要因素[48]。相关性分析表明,重金属元素与土壤有机质含量呈显著或极显著正相关。可能是由于土壤有机质中存在的官能团和配体(羧基、羟基等)通过络合作用可与重金属结合形成稳定的化合物,从而抑制重金属的迁移[49]。颗粒物的粒径分布(PSD)直接影响着颗粒物的重金属含量分布[50]。本研究中,6 种重金属的含量与粉粒显著正相关,而与中砂及粗砂显著负相关。这与已有研究[51—52]认为重金属更易富集在小粒径的颗粒物上一致。土壤理化性质的改变会直接影响到重金属在土壤环境中的行为[53],本文通过方差分解分析(VPA)得出土壤化学性质是影响重金属含量解释度最高的单类环境变量(图 3),也印证了已有研究关于土壤理化性质(如土壤质地、有机质和 pH 等)是决定重金属生物有效性的论断[54]。土壤酶活性通过影响生物吸附和生物沉淀降低了金属的迁移率和生物有效性。相关性和冗余分析结果表明,有机质含量、电导率、酶活性、容重等是影响 3 种生物结皮 A 层及 B 层土壤重金属含量的主要土壤环境因子。这些因子影响着大气降尘重金属进入生物结皮后的吸附和解析、迁移和转化。

4 结论

燃煤烟尘是矿区大气降尘重金属污染的主要来源,而生物结皮对大气降尘重金属有显著的富集作用。不同类型生物结皮对大气降尘中各种重金属元素的富集能力存在显著差异($P<0.05$),且随生物结皮的演替呈增加趋势;重金属综合污染和潜在生态风险评价结果显示:生物结皮对重金属具有表层富集效应,表现为 A 层污染程度高于 B 层。生物结皮在从藻结皮向藓结皮演替过程中,富集大气降尘的同时其组成发生了明显变化,土壤理化性质得以改善,酶活性显著增强。土壤重金属含量与土壤因子的相关性和冗余分析结果显示:有机质含量、电导率、酶活性、容重等是影响不同类型生物结皮 A、B 层土壤重金属含量的主要土壤环境因子。方差分解结果表明,土壤化学性质是影响重金属含量解释度最高的单类环境变量。

参考文献(References):

[1] 于瑞莲, 胡恭任, 袁星, 赵元慧. 大气降尘中重金属污染源解析研究进展. 地球与环境, 2009, 37(1): 73-79.

[2] McTainsh G, Strong C. The role of aeolian dust in ecosystems. Geomorphology, 2007, 89(1/2): 39-54.

[3] Abrahams P W. Soils: their implications to human health. Science of the Total Environment, 2002, 291(1/2/3): 1-32.

[4] 常静, 刘敏, 李先华, 林啸, 王丽丽, 高磊. 上海城市地表灰尘重金属污染粒级效应与生物有效性. 环境科学, 2008, 29(12): 3489-3495.

[5] Qi F, Zhang R H, Liu X, Niu Y, Zhang H D, Li H, Li J Z, Wang B Y, Zhang G C. Soil particle size distribution characteristics of different land-use types in the Funiu mountainous region. Soil and Tillage Research, 2018, 184: 45-51.

[6] 李亚红, 卜崇峰, 郭琦, 韦应欣. 毛乌素沙地藓、藻结皮生态功能对比. 中国沙漠, 2021, 41(2): 138-144.

[7] Kakeh J, Gorji M, Sohrabi M, Tavili A, Pourbabaee A A. Effects of biological soil crusts on some physicochemical characteristics of rangeland soils of Alagol, Turkmen Sahra, NE Iran. Soil and Tillage Research, 2018, 181: 152-159.

[8] 樊瑾, 李诗瑶, 杜雅仙, 王融融, 余海龙, 黄菊莹. 火电厂周边不同生物结皮细菌群落特征差异及其影响因素. 应用生态学报, 2021, 32(11): 4107-4118.

[9] 张元明, 杨维康, 王雪芹, 张道远. 生物结皮影响下的土壤有机质分异特征. 生态学报, 2005, 25(12): 3420-3425.

[10] 杨巧云, 赵允格, 包天莉, 丁倩, 刘广亮. 黄土丘陵区不同类型生物结皮下的土壤生态化学计量特征. 应用生态学报, 2019, 30(8): 2699-2706.

[11] 肖波, 赵允格, 邵明安. 陕北水蚀风蚀交错区两种生物结皮对土壤理化性质的影响. 生态学报, 2007, 27(11): 4662-4670.

[12] 马永强, 石云, 郝姗姗, 赵金涛, 徐志友, 牛保安. 宁东能源化工基地土地变化及其对生境质量的影响. 兰州大学学报: 自然科学版, 2020, 56(1): 118-124.

[13] 智静, 傅泽强, 陈燕. 宁东能源(煤)化工基地物质流分析. 干旱区资源与环境, 2012, 26(9): 137-142.

[14] 曹人升, 范明毅, 黄先飞, 杨皓, 张泽东, 胡继伟, 秦樊鑫. 金沙燃煤电厂周围土壤有机质与重金属分析. 环境化学, 2017, 36(2):

397-407.

[15] 倪刘建, 张甘霖, 杨金玲, 阮心玲, 赵文君, 赵玉国, 周立祥. 钢铁工业区降尘对周边土壤的影响. 土壤学报, 2007, 44(4): 637-642.

[16] Manta D S, Angelone M, Bellanca A, Neri R, Sprovieri M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. Science of the Total Environment, 2002, 300(1/2/3): 229-243.

[17] Kızılkaya R, Aşkın T, Bayraklı B, Sağlam M. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. European Journal of Soil Biology, 2004, 40(2): 95-102.

[18] Chen J L, Zheng C, Ruan J Z, Zhang C H, Ge Y. Cadmium bioavailability and accumulation in rice grain are controlled by pH and Ca in paddy soils with high geological background of transportation and deposition. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2021, 106(1): 92-98.

[19] Su Y G, Li X R, Zheng J G, Huang G. The effect of biological soil crusts of different successional stages and conditions on the germination of seeds of three desert plants. Journal of Arid Environments, 2009, 73(10): 931-936.

[20] 徐杰, 敖艳青, 张璟霞. 生物结皮对沙地生态系统大气沉降重金属污染的指示. 呼和浩特:内蒙古大学出版社, 2012.

[21] 方晓波, 史坚, 廖欣峰, 楼中, 周侣艳, 余海霞, 姚琳, 孙立苹. 临安市雷竹林土壤重金属污染特征及生态风险评价. 应用生态学报, 2015, 26(6): 1883-1891.

[22] 陈晨. 典型焦化基地大气降尘沉降通量的时空分异特征及影响因素[D]. 太谷: 山西农业大学, 2017.

[23] 牛玉斌, 樊瑾, 李诗瑶, 张振师, 余海龙, 黄菊莹. 宁东能源工业基地表层土壤粒径分布、养分、重金属含量与大气降尘的关联性. 水土保持通报, 2020, 40(4): 91-99.

[24] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.

[25] Belnap J. Biological Soil Crusts: An Organizing Principle in Drylands. Springer International Publishing

[26] 刘东生, 韩家懋, 张德二, 秦小光张, 崧靳, 春胜, 刘平, 姜文玲. 降尘与人类世沉积——Ⅰ: 北京 2006 年 4 月 16—17 日降尘初步分析. 第四纪研究, 2006, 26(4): 628-633.

[27] Xu G C, Li Z B, Li P. Fractal features of soil particle-size distribution and total soil nitrogen distribution in a typical watershed in the source area of the middle Dan River, China. CATENA, 2013, 101: 17-23.

[28] Liu X J, Li Z B, Li P. Particle fractal dimension and total phosphorus of soil in a typical watershed of Yangtze River, China. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(10): 6091-6099.

[29] 高君亮, 辛智鸣, 刘芳, 原伟杰, 冯伟, 徐军, 赵英铭, 郝玉光. 乌兰布和沙漠东北部大气降尘特征及影响因素分析. 干旱区资源与环境, 2014, 28(8): 145-150.

[30] 肖建华, 姚正毅, 屈建军, 孙家欢. 降尘空间分布与沙尘天气日数关系研究. 干旱区资源与环境, 2013, 27(9): 66-71.

[31] 姚志通. 固体废弃物粉煤灰的资源化利用——以杭州热电厂和半山电厂粉煤灰为例[D]. 杭州: 浙江大学, 2010.

[32] 徐杰, 敖艳青, 张璟霞, 姚一平, 高天云, 骆洪. 沙地不同发育阶段的人工生物结皮对重金属的富集作用. 生态学报, 2012, 32(23): 7402-7410.

[33] 罗成科, 张佳瑜, 肖国举, 毕江涛. 宁东基地不同燃煤电厂周边土壤 5 种重金属元素污染特征及生态风险. 生态环境学报, 2018, 27(7): 1285-1291.

[34] 方海燕, 屈建军, 俎瑞平, 张克存, 李秋艳. 防沙工程的结皮效应研究. 水土保持学报, 2005, 19(2): 17-20.

[35] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science, 1982, 33(2): 141-163.

[36] 闫德仁. 库布齐沙漠生物结皮层的肥岛特征研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2008.

[37] Fang H Y, Cai Q G, Chen H, Li Q Y. Mechanism of formation of physical soil crust in desert soils treated with straw checkerboards. Soil and Tillage Research, 2007, 93(1): 222-230.

[38] 郭轶瑞, 赵哈林, 左小安, 李玉霖, 黄迎新, 王少昆. 科尔沁沙地沙丘恢复过程中典型灌丛下结皮发育特征及表层土壤特性. 环境科学, 2008, 29(4): 1027-1034.

[39] Lebrun J D, Trinsoutrot-Gattin I, Vinceslas-Akpa M, Bailleul C, Brault A, Mougin C, Laval K. Assessing impacts of copper on soil enzyme activities in regard to their natural spatiotemporal variation under long-term different land uses. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 49: 150-156.

[40] Zhao Y, Xu M, Belnap J. Potential nitrogen fixation activity of different aged biological soil crusts from rehabilitated grasslands of the hilly Loess Plateau, China. Journal of Arid Environments, 2010, 74(10): 1186-1191.

[41] 王素娟, 高丽, 苏和, 闫志坚, 聂素梅. 内蒙古库布齐沙地土壤蛋白酶初步研究. 草业科学, 2009, 26(9): 13-17.

[42] 张元明. 荒漠地表生物土壤结皮的微结构及其早期发育特征. 科学通报, 2005, 50(1): 42-47.

[43] Miralles I, Domingo F, Cantón Y, Trasar-Cepeda C, Leirós M C, Gil-Sotres F. Hydrolase enzyme activities in a successional gradient of biological soil crusts in arid and semi-arid zones. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 53: 124-132.

[44] Kozdrój J, van Elsas J D. Structural diversity of microbial communities in arable soils of a heavily industrialised area determined by PCR-DGGE fingerprinting and FAME profiling. Applied Soil Ecology, 2001, 17(1): 31-42.

[45] 史文娇, 魏丹, 汪景宽, 迟凤琴, 李双异. 双城市土壤重金属空间分异及影响因子分析. 水土保持学报, 2007, 21(1): 59-64.

[46] Meng J, Tao M M, Wang L L, Liu X M, Xu J M. Changes in heavy metal bioavailability and speciation from a Pb-Zn mining soil amended with biochars from co-pyrolysis of rice straw and swine manure. Science of the Total Environment, 2018, 633: 300-307.

[47] 龚健东, 赵炳梓, 张佳宝, 卢信, 陈效民. 农药草甘膦在砂质潮土上的迁移行为及其影响因素. 土壤学报, 2007, 44(6): 1010-1015.

[48] Yuan C L, Li Q, Sun Z Y, Sun H W. Effects of natural organic matter on cadmium mobility in paddy soil: a review. Journal of Environmental Sciences, 2021, 104: 204-215.

[49] 刘永林, 刘属灵, 吴梅, 田兴磊, 刘双燕. 西南典型“退耕还林”区土地利用/覆被变化对土壤中硒及重金属含量的影响. 环境科学, 2022, 43(6): 3262-3268.

[50] 李海燕, 石安邦. 城市地表颗粒物重金属分布特征及其影响因素分析. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1852-1860.

[51] Sutherland R A, Tack F M G, Ziegler A D. Road-deposited sediments in an urban environment: A first look at sequentially extracted element loads in grain size fractions. Journal of Hazardous Materials, 2012, 225/226: 54-62

[52] 代豫杰, 郭建英, 董智, 李锦荣, 李红丽. 不同沙生灌木下土壤颗粒及重金属空间分布特征. 环境科学, 2017, 38(11): 4809-4818.

[53] 曹勤英, 黄志宏. 污染土壤重金属形态分析及其影响因素研究进展. 生态科学, 2017, 36(6): 222-232.

[54] Yang S H, Qu Y J, Ma J, Liu L L, Wu H W, Liu Q Y, Gong Y W, Chen Y X, Wu Y H. Comparison of the concentrations, sources, and distributions of heavy metal(loid)s in agricultural soils of two provinces in the Yangtze River Delta, China. Environmental Pollution, 2020, 264: 114688.