

干旱风沙区路域柠条灌丛林地土壤重金属分布及其与土壤分形维数的关系

郝伟华^{1,2}, 刘任涛², 赵娟², 刘佳楠²

(1. 宁夏大学 西北土地退化与生态恢复国家重点实验室培育基地, 银川 750021;

2. 山西师范大学 生命科学学院, 山西 临汾 041000)

摘要:为了解干旱风沙区路域柠条林地土壤重金属的分布特征,探究其与不同粒径土壤颗粒和土壤分形维数的相关关系,为公路旁柠条林地土壤污染评价提供参考。以青银高速旁人工柠条林地为研究样地,调查了距高速公路 0, 30, 60, 100, 150, 200 m 灌丛林下表层土壤重金属 Pb, Cu, Cd, Zn 含量,并对土壤重金属含量与土壤粒径分布及土壤分形维数进行了相关分析。结果表明:(1) 0~200 m, 土壤重金属 Pb, Cu, Cd, Zn 变化曲线均呈“单峰”型,峰值分别出现在 150, 30, 0, 60 m 处。(2) 随着距高速公路距离的增加,土壤黏粒含量呈上升趋势,而极细砂粒呈下降趋势;土壤分形维数呈缓慢上升趋势。(3) 相关分析显示,土壤 Cd 和 Zn 在土壤黏粒中存在明显富集作用,而土壤 Pb 和 Cu 在各粒径颗粒中均无富集作用。土壤 Pb, Cu, Cd, Zn 与土壤分形维数间均未表现出相关性($p > 0.05$),而土壤黏粒($r = 0.71, p < 0.05$)和极细砂粒($r = 0.73, p < 0.05$)与土壤分形维数间均表现出线性相关关系。研究表明,干旱风沙区路域柠条灌丛林不同种类土壤重金属空间分布变化较大,且存在阈值。土壤粒径较小的黏粒更容易吸附重金属,其分布特点对路域土壤重金属扩散范围的研究有重要的参考意义。并且,土壤分形维数变化能够反映该区土壤理化性状的变化特征,可以将其作为路域土壤结构、土壤退化恢复程度的一个定量指标。

关键词:干旱风沙区; 高速公路; 土壤重金属; 分形维数; 柠条林地

中图分类号: X53; S152.3

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2018)06-0196-07

Distribution of Soil Heavy Metal Contents in *Caragana korshinskii* Shrub Habitats on the Proximity of Expressway and Its Relationship With Soil Fractal Dimension in Deserted Region

XI Weihua^{1,2}, LIU Rentao², ZHAO Juan², LIU Jianan²

(1. Breeding Base for the State Key Laboratory of Land Degradation and Ecological Restoration in Northwestern China, Ningxia University, Yinchuan 750021 China; 2. School of Life Science, Shanxi Normal University, Linfen, Shanxi 041000, China)

Abstract: In order to understand the distributions of heavy metals in *Caragana korshinskii* shrub habitats nearby expressway in deserted region, an investigation on soil heavy metal content and its relationship with different size of particles and fractal dimension of soil particles at the distances of 0, 30 m, 60 m, 100 m, 150 m and 200 m away from expressway, respectively, was carried. It was showed that: (1) there was a ‘single peak, type for soil Pb, Cu, Cd, and Zn contents spatially ranging from 0 m to 200 m away from expressway, with the peaks at the distances of 150 m, 30 m, 0 m, 60 m, respectively; (2) with the increase of the distance from the expressway, soil clay contents increased, while soil fine sand contents decreased; the soil fractal dimension was found to present the slowly increasing trend; (3) the correlation analysis showed that there was a significant enrichment of soil Cd and Zn in clay, whereas there was no enrichment of soil Pb and Cu regarding in the particle sizes; there was no correlation between soil Pb, Cu, Cd, Zn and soil fractal

收稿日期: 2017-10-20

修回日期: 2017-12-20

资助项目: 宁夏高等学校科学研究项目优秀青年教师培育基金项目(NGY2018007); 宁夏自然科学基金重点项目(2018AAC02004); 国家自然科学基金项目(41661054; 41601027)

第一作者: 郝伟华(1995—), 男, 山西临汾人, 硕士研究生, 研究方向为土地退化与生态恢复。E-mail: sxnuxiweihua@126.com

通信作者: 刘任涛(1980—), 男, 河南邓州人, 博士, 副研究员, 硕士生导师, 主要从事荒漠生态学研究。E-mail: nxuliulu2012@126.com

dimension, while there was a linear correlation between soil clay, fine sand and soil fractal dimension, suggesting that there was remarkable changes of soil heavy metal contents on the proximity of expressway in shrub soil habitats. There was a strong accumulation of soil metals in clay fraction, which had the implications on diffusion range of soil heavy metal nearby expressway; in addition, the change of soil fractal dimension could characterize the soil physical and chemical properties in this deserted region.

Keywords: arid aeolian sand region; expressway; soil heavy metal; fractal dimension; *Caragana korshinskii* plantation

高速公路建设是整个国民经济持续稳定发展的重要保障,是西部大开发战略的重要任务之一^[1-2]。近年来,高速公路的迅猛发展给我国的经济带来了巨大的推动作用,而与此同时高速公路的建设和运营也不可避免对周边环境产生影响。大量林业和农业土地被高速公路扩张占用,土壤在人为活动长期扰动下,由原始自然状态向路域土壤演变,出现了明显退化现象^[3]。其中,道路运营过程中的重金属污染,由于范围广、持续时间长、污染物不易降解等特点,一直以来都是公路建设生态干扰作用的研究热点。并且,分形维数在反映土壤性状和土壤养分的定量研究方面,具有较强的可行性。土壤分形理论作为研究和定量描述土壤结构特征的重要工具,近年来被广泛运用^[4-6]。因此,研究路域柠条灌丛林地土壤重金属分布特征及其与土壤分形维数的关系,对于准确评价高速公路对人工柠条林地生态效应、制定合理人工林土壤管理和保护措施具有重要意义。

国外学者对高速公路沿线重金属污染的研究始于 20 世纪 60 年代^[7-8]。Chow^[7]研究了路旁土壤重金属的含量,发现土壤 Pb 含量明显高于对照土壤中 Pb 含量。Wheeler 等^[8]把土壤颗粒物分成大小两类,大颗粒主要沉降距路边 5 m 之内的土壤表层,小颗粒主要沉降在路边 100 m 之内的土壤表层。Hafen 等^[9]研究了佛罗里达州坦帕市的公路两侧土壤 Pb 含量,表明 Pb 含量在与道路垂直的断面上有两个最大值,并指出这主要是由于局部小气候、人类活动、表层土壤的移动(人为、自然)等因素影响造成。国内学者在 20 世纪 90 年代后开始大量研究公路沿线土壤的重金属分布、污染特征等。马建华等^[10-11]研究发现,重金属污染在路旁土壤中随着与道路垂直距离的增加,重金属的浓度先增加,达到一个最大值后,再下降,最后达到背景值。李波等^[12]研究表明,沪宁高速路旁土壤中的重金属含量峰值出现在距路基 100 m 处,小麦中的重金属含量峰值出现在距路基 50~100 m 之间。赵慧等^[13]研究显示,受到地形风速和植被差异的影响,在林地和灌草地重

金属积累的最大值出现在距离公路 0~50 m 内,而农田重金属的峰值出现在 50 m 处。综合分析表明,路域土壤重金属分布格局在不同生境中呈现出不同的分布规律。但是,关于干旱风沙区高速公路路域柠条灌丛林地土壤中重金属分布特征及其与土壤分形维数关系,报道较少。

鉴于此,选择青银高速公路盐池路段人工柠条林地为研究对象,研究距青银高速公路不同空间距离上土壤重金属含量和土壤粒径组成特征,分析土壤重金属分布与土壤分形维数的关系,旨在为评价高速公路对路域的生态影响、重金属污染防治以及人工柠条林土壤资源管理提供依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究样地位于青银高速公路宁夏段盐池县区域东北部(37°45'N,107°27'E,海拔 1 313.1 m)。该高速公路是横贯中国大陆北部一条国道主干线,为中国高速公路规划五纵七横的一条横向线,连接山东省青岛市和宁夏回族自治区银川市,全长 1 610 km,于 2006 年 3 月全线贯通,在宁夏盐池县境内长度 51 km,路面宽度 23 m。宁夏段盐池县区域高速公路两侧常采取人工种植柠条灌丛措施,来降低风沙对高速公路的袭扰,因此人工柠条林中的土壤对于本研究有较高的代表性。研究区域属于中温带半干旱区,年平均气温 7.7℃,最热月(7 月)平均气温 22.4℃,最冷月(1 月)平均气温-8.7℃,≥10℃年积温 2 751.7℃。年降水量为 280 mm,主要集中在 7—9 月,占全年降水量 60%以上,而且年际变率大,年蒸发量 2 710 mm。年无霜期为 120 d。年平均风速 2.8 m/s,冬春风沙天气较多,每年 5 m/s 以上扬沙达 323 次。

研究样地土壤为风沙土,植被类型为大面积柠条林而形成半人工灌草地,柠条林带间距 3~5 m,株距 1.5 m,平均高度 1.3~1.9 m。主要草本植物包括猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)、山苦荬(*Ixeris denticulata*)、

白草(*Pennisetum centrasiaticum*)、胡枝子(*Lespedeza bicolor*)、远志(*Polygala tenuifolia*)等。

1.2 样地设置

样地的设置主要考虑到避开人为因素的影响,选择在距高速公路服务区 2 km 的人工柠条林地为研究区域。以青银高速公路为起点,选择 3 条垂直于高速公路的柠条林带为研究对象,样带间隔 20 m 以上。根据实际情况,选择距公路 0, 30, 60, 100, 150, 200 m 的地点设置研究样地。在每一空间地点选择 3 条平行柠条灌丛林带作为重复样地;在每一样地选择长势良好、冠幅大小接近的 4 株灌丛进行标记作为调查样点。

在每个调查样点内灌丛下设置样方,在样方内采用 5 点取样法取混合土样,取样深度 0—10 cm;共得到 4 株灌丛×3 个重复样带×6 个空间地点=72 个土样。将混合土样带回室内风干后,进行物理和化学性状测定。测定指标包括土壤粒径分布和土壤重金属 Pb, Cu, Cd, Zn 含量。采用英国马尔文公司 Mastersizer 3000 激光衍射粒度分析仪进行土壤粒径分布测定;采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-AES 仪,美国 LEEMAN 公司)测定土壤中 Pb, Cu, Cd, Zn 含量(mg/kg)。

土壤是具有分形特征的系统,运用分形理论建立土壤颗粒结构的分形模型,利用土壤颗粒体积与平均粒径间的关系,计算土壤颗粒的分形维数。公式如下:

$$\frac{V(r < R_i)}{V_T} = \left(\frac{R_i}{R_{\max}}\right)^{3-D}$$

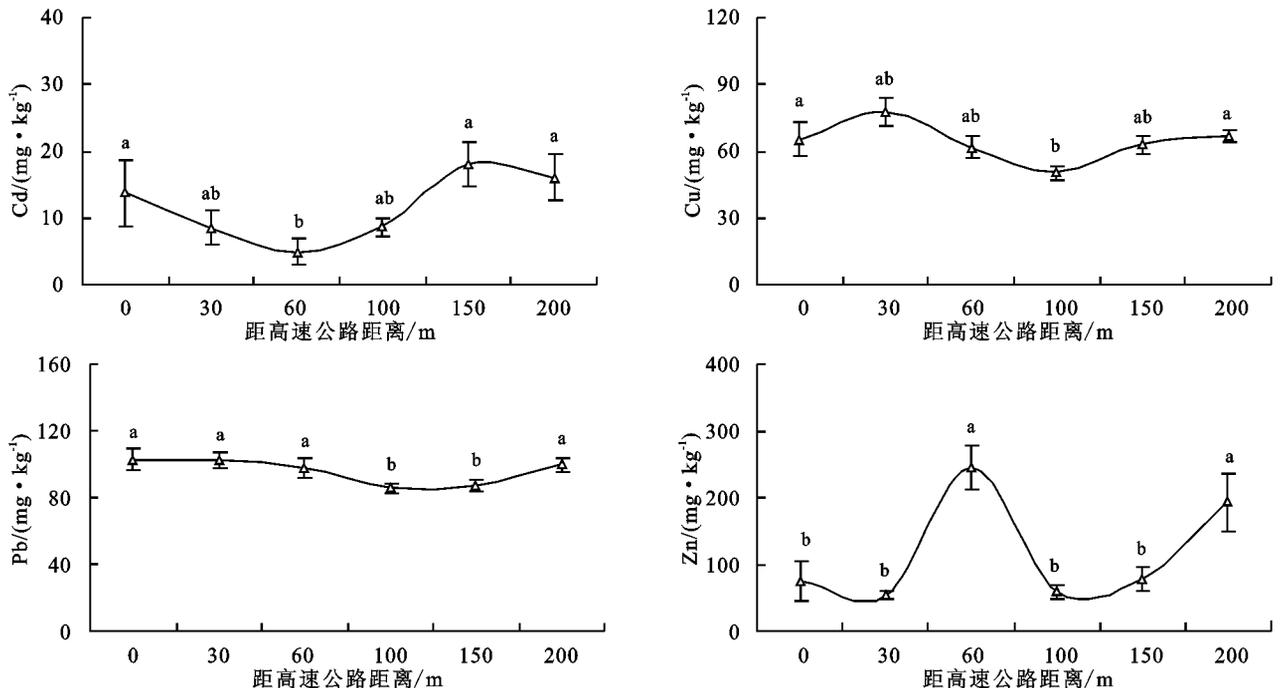
式中: D 为土壤分形维数; r 为土壤粒径(μm); R_i 为粒径等级 i 的土壤粒径(μm); V_T 为土壤颗粒总体积(%); R_{\max} 为土壤粒径的极大值(μm); V 为土壤粒径小于 R_i 的土壤体积百分量(%)。

采用 Microsoft Excel 2007 进行数据分类与统计。应用 SPSS 19.0 对土壤分形维数与不同粒径颗粒、土壤重金属,不同粒径颗粒与土壤重金属进行相关分析及回归模型分析。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量

由图 1 可以看出,不同采样点之间,土壤重金属含量存在显著差异。其中,土壤重金属 Cd 含量在 0~60 m 呈下降趋势,在 60 m 处达到最低值,随后上升,在 150 m 处达到峰值。土壤重金属 Cu 含量在 0~30 m 缓慢上升,在 30 m 处达到峰值,随后剧烈下降,100 m 处达到最小值,100~200 m 出现一定程度的回升。土壤重金属 Pb 含量变化较为平缓,在 0 m 处出现最大值,0~100 m 缓慢下降,100~200 m 缓慢上升。土壤重金属 Zn 含量在 0~30 m 缓慢下降,30~60 m 剧烈上升,在 60 m 达到峰值,随后在 60~100 m 剧烈下降,在 100 m 达到最小值,100~200 m 出现急剧回升。



注:不同小写字母表示在 0.05 水平上的显著差异性,下同。

图 1 不同空间采样点路域柠条灌丛土壤重金属分布特征

2.2 土壤粒径组成

调查结果表明,人工柠条林地中土壤组成主要有黏粒($<2\ \mu\text{m}$)、粉粒($2\sim 50\ \mu\text{m}$)、极细砂粒($50\sim 100\ \mu\text{m}$)、细砂粒($100\sim 250\ \mu\text{m}$)、中砂粒($250\sim 500\ \mu\text{m}$)和粗砂粒($500\sim 1\ 000\ \mu\text{m}$)。其中,由于中砂粒和粗砂粒含量较少,且各样点之间无显著差异性($p>0.05$),所以图 2 中并未给出。如图 2 所示,土壤黏粒在 0~200 m 呈

波动上升的趋势,在 0 m 采样点达到最小值,200 m 采样点达到最大值。土壤粉粒在 0~200 m 呈“W”型变化,在 30 m 采样点达到最小值,60 m 和 100 m 采样点达到最大值。土壤极细砂粒在 0 m 采样点达到最大值,随后呈波动下降趋势,在 200 m 采样点达到最小值。土壤细砂粒在 0~200 m 呈“M”型变化,在 0 m 采样点达到最小值,30 m 和 150 m 采样点达到最大值。

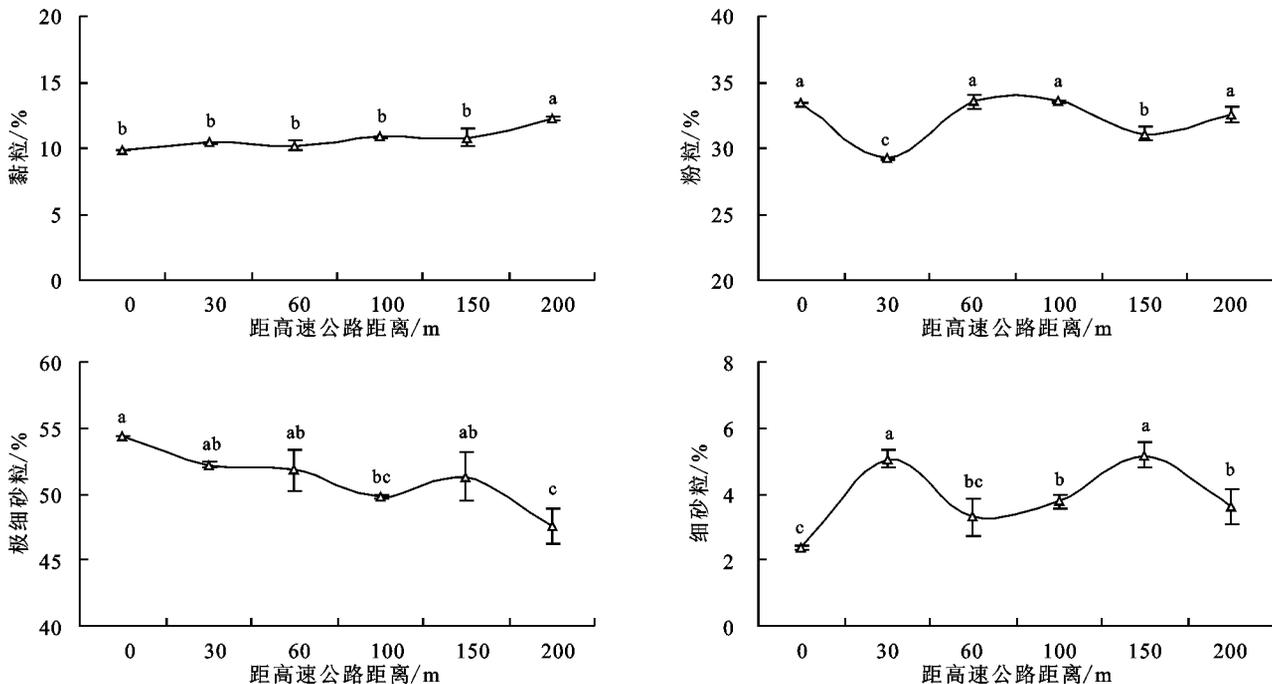


图 2 不同空间采样点路域柠条灌丛土壤粒径分布

2.3 土壤粒径分形维数特征

不同采样点土壤粒径分形维数平均值为 2.584~2.603。从距离高速公路 0~200 m 范围来看,土壤分形维数平均值分别是:2.586,2.584,2.597,2.608,2.599,2.670。随着距高速公路距离的增加,分形维数变化曲线呈现波动上升的趋势。其中,在 30 m 采样点,土壤分形维数达到最小值 2.584,在 200 m 采样点,土壤分形维数达到最大值 2.670。

中可以看出,土壤黏粒与土壤 Cd 和 Zn 呈现正相关关系($r=0.65, p<0.05; r=0.59, p<0.05$),土壤极细砂粒与土壤 Cd 和 Zn 呈现负相关关系($r=-0.55, p<0.01; r=-0.53, p<0.05$),土壤粉粒、细砂粒和中砂粒与土壤 Cd,Zn,Pb 和 Cu 间未呈现出相关性($p>0.05$)。

表 1 土壤颗粒与重金属的相关性

土壤重金属	土壤黏粒	土壤粉粒	土壤极细砂粒	土壤细砂粒	土壤中砂粒
Cd	0.65*	-0.29	-0.55**	-0.24	-0.03
Zn	0.59*	0.13	-0.53*	-0.52	-0.14
Pb	-0.15	-0.15	0.15	0.04	0.06
Cu	-0.28	-0.14	0.18	0.21	0.36

注:*表示 $p<0.05$,**表示 $p<0.01$ 。

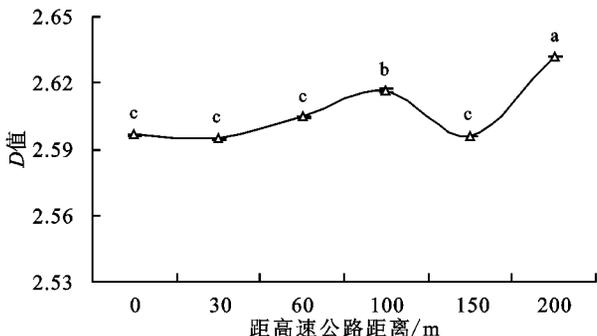


图 3 不同空间采样点路域柠条灌丛土壤分形维数

2.4 土壤粒径组成、土壤重金属与土壤分形维数的关系

2.4.1 土壤粒径组成与土壤重金属的关系 从表 1

2.4.2 土壤重金属与土壤分形维数的关系 从表 2 中可以看出,土壤重金属 Cd,Zn,Cu,Pb 与土壤分形维数的相关系数分别为 0.12,0.29,-0.35,-0.21,但其相关性均未达到显著水平($p>0.05$)。

表 2 土壤分形维数与土壤重金属含量回归分析拟合结果

土壤 重金属	回归方程	相关 系数	显著 水平
Cd	$y=0.0001x+2.5959$	0.12	$p>0.05$
Cu	$y=-0.0003x+2.6164$	-0.35	$p>0.05$
Pb	$y=-0.0001x+2.6114$	-0.21	$p>0.05$
Zn	$y=3E-05x+2.5934$	0.29	$p>0.05$

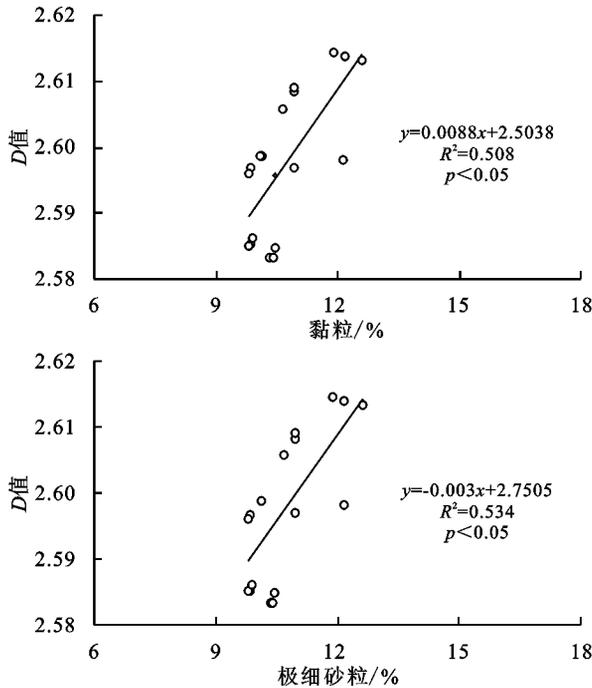


图 4 土壤粒径含量与土壤分形维数回归分析

3 讨论与结论

高速公路是路域土壤重金属污染的直接来源,以往对路域土壤重金属含量随与公路距离变化规律的研究有很多。相关研究表明,重金属含量在路旁土壤中随着与道路垂直距离的增加,其浓度先增加,达到一个最大值,随后下降趋于平稳^[10-11,14]。不同研究区域重金属峰值出现的位置也不尽相同,如河南省 310 国道郑州—开封段两侧的峰值含量出现在离路基 10~50 m 之间^[15],而连霍高速两侧的峰值含量出现在离路基 25~50 m 之间^[10]。本研究中,在 0~200 m 范围,土壤 Cd 含量先下降,后增加到峰值;土壤 Cu 含量先上升到峰值,再下降,随后上升趋于稳定;土壤 Zn 含量先下降,后增加到峰值,然后下降,之后再次上升;土壤 Pb 含量变化较为平缓,表现为先缓慢下降,后缓慢上升。相关研究显示,不同粒径大气颗粒物扩散距离不同,颗粒物粒径越大,扩散距离越近,反之扩散距离越远^[10]。在汽车所排放的颗粒物中,Zn 主要赋存在 $<2.5 \mu\text{m}$ 级的小颗粒物,Pb 主要

2.4.3 土壤粒径组成与土壤分形维数的关系 从图 4 可以看出,土壤黏粒和极细砂粒含量与土壤粒径分形维数之间存在线性相关关系。其中,土壤黏粒($<2 \mu\text{m}$)、土壤极细砂粒(50~100 μm)与土壤分形维数呈正相关关系($r=0.71, p<0.05$; $r=0.73, p<0.05$)。土壤粉粒和中砂粒与土壤分形维数未表现出相关性($p>0.05$)。

赋存在 2.5~5.0 μm 级的颗粒物,Cd 和 Cu 主要赋存在 5.0~10.0 μm 颗粒物^[16]。按照推测,重金属的峰值位置从远到近依次为 Zn,Pb,Cd 和 Cu。实际情况中既有相吻合的,如 Zn,Pb 和 Cu,峰值依次为 60,30,0 m;也有不吻合的情况,如 Cd,峰值在 150 m 处,这可能与周围环境等多种因素有关,还有待进一步研究。其次,当重金属进入土壤中后,吸附在土壤颗粒表面,而汽车通过柠条林地带来的湍流,使路域土壤中粒径较小的土壤颗粒向更远的距离扩散^[17],这可能是重金属含量产生波动的重要原因。

值得注意的是,土壤重金属 Cd,Cu,Zn,Pb 含量分别在距离路基 60,100,100,100 m 处达到谷值之后又出现一定的上升,这与前人^[13]的研究结果有一定差异。可能主要与重金属在土壤中的迁移有关。以往关于土壤重金属迁移的研究显示,交通源产生的重金属主要在水体与大气中迁移,而在进入土壤后,相对稳定,不易发生长距离迁移^[16]。但以往研究多集中于农田、稻田、河流底泥等生境区域^[12,18-20],而本次研究则位于干旱风沙区域,土壤中细小颗粒表现出

较强的迁移性。所以重金属随尾气排放的颗粒物进入土壤后,吸附在土壤颗粒上,在汽车通过带来湍流的影响下,随着土壤颗粒进行迁移^[10],这可能是本次研究中土壤重金属在达到最低值后又再次上升的关键因素。

土壤的粒径分布(PSD)是土壤重要的物理属性,可以反映土壤颗粒组成及大小,对土壤的水肥状况及土壤侵蚀等有明显的影响^[5]。本研究中,土壤组成主要为黏粒($<2\ \mu\text{m}$)、粉粒($2\sim 50\ \mu\text{m}$)、极细砂粒($50\sim 100\ \mu\text{m}$)和细砂粒($100\sim 250\ \mu\text{m}$)。其中,土壤黏粒和极细砂粒表现出明显的线性变化趋势, $0\sim 200\ \text{m}$ 空间范围内土壤黏粒含量呈上升的趋势,在 $200\ \text{m}$ 处达到最大值;而极细砂粒含量呈持续降低的变化趋势,在 $200\ \text{m}$ 处出现最小值。祝遵凌等^[21]认为自然状态下土壤机械组成变化十分微弱,而在高速公路建设施工过程中大量客土的加入,是引起土壤机械组成变化的主要原因。但从实地调查的情况来看,高速公路的施工建设已完成多年,故排除施工干扰对表层土壤粒径分布的干扰。有研究显示柠条灌丛的生长能够改变土壤的机械组成,且柠条长势不同,其土壤颗粒的粒径分布和理化性质也不尽相同^[22-23]。此外,在高速公路运营过程中,由于车辆高速通过提高了地表风速形成湍流,也可能使路域土壤中粒径较小的颗粒向较远的地方扩散^[10]。

前面的分析显示,路域柠条灌丛林地中土壤重金属的分布除了与其自身的沉降特点有关,还与其迁移也密切相关。常静等^[24]对上海市地表灰尘重金属污染粒径效应的研究表明,金属元素主要集中在灰尘颗粒物的细粒径颗粒物中。Wang 等^[25]对香港和伦敦地表灰尘的研究表明,颗粒物越细,金属富集能力越强。伍光和等^[26]认为因为细粒径土壤的比表面积较大,能吸附较多的重金属,而粗粒径土壤的表面积较小,所以对土壤重金属的固定作用较弱。这些研究表明重金属在较细粒级颗粒上的累积作用强于粗粒级颗粒。本次研究中,对重金属与土壤粒径组成做了相关性分析。其结果显示,土壤重金属 Cd 和 Zn 与土壤黏粒呈显著正相关关系,说明土壤重金属 Cd 和 Zn 主要富集在了黏粒中。而且黏粒含量随着距离高速公路距离的增加呈现出线性增加趋势,在 $150\ \text{m}$ 与 $200\ \text{m}$ 采样点达到最大值。土壤 Cd 与 Zn 分别在 $60\ \text{m}$ 与 $100\ \text{m}$ 达到谷值后也显著上升,这进一步证明黏粒的运动是影响土壤 Cd 和 Zn 迁移的关键因素^[27]。土壤 Pb 和 Cu 与不同粒径的土壤颗粒则未表

现出显著相关性。陈岩等^[27]研究结果显示土壤 Pb 在各粒径土壤上没有强烈的富集作用,致使土壤 Pb 与各粒径颗粒无显著相关性。韩春梅^[16]认为 Cu 有较大的迁移性,不易吸附在土壤颗粒中。这说明土壤颗粒的运动可能对 Pb 和 Cu 的迁移影响较小。土壤重金属积累是一个长期的过程,关于 Pb 和 Cu 的迁移特点有待进一步观测。

土壤粒径分形维数能够很好地表征土壤颗粒的大小组成,可以作为评价土壤质地差异的重要指标^[25],而且通过对土壤分形维数的计算过程可知,土壤分形维数的计算与土壤粒径由小到大的累积含量有密切的关系。本研究中,土壤分形维数介于 $2.584\sim 2.603$,而且随着距高速公路距离的增加,有波动上升的趋势。相关性分析显示,土壤分形维数与极细砂粒含量呈显著的负相关关系,而与黏粒含量呈显著的正相关关系。一方面说明分形维数随着极细砂粒含量的增多而不断减小,随着黏粒含量的增多而不断增大,这与其他研究结果^[5,28]中土壤质地由粗到细变化、分形维数由小到大的结论相一致。同时,也说明土壤分形维数可以作为衡量路域土壤结构特征的一种量化指标。

但是,从路域柠条灌丛土壤重金属与土壤分形维数相关关系看出,土壤重金属 Pb, Cu, Cd, Zn 与土壤分形维数均未表现出相关性,这与刘永兵等^[29]研究结果不同。已有研究表明,河流底泥中重金属含量分别与极细砂分形维数、细砂分形维数呈正相关关系,与黏粒分形维数和粉粒分形维数呈负相关关系^[29]。研究结果存在差异的原因可能是多种因素造成的,一方面可能是由于土壤重金属的赋存形态差异所造成的,在河流底泥中重金属多以离子形态存在^[29],而路域灌丛土壤重金属多以颗粒物的形式存在^[30],这种由于赋存形态的不同可能导致结果不同。另一方面,河流底泥与本研究区域土壤的性质,如颗粒组成、含水量等方面有较大差异,所以对土壤重金属的吸附能力可能会有不同。本研究是对干旱风沙区路域柠条灌丛林地土壤重金属分布的初步研究,关于土壤重金属分布与土壤分形维数的关系需要进一步探讨。

综合研究表明:(1)路域柠条灌丛土壤重金属 Cd 与土壤 Cu, Zn, Pb 在 $0\sim 200\ \text{m}$ 范围的空间分布存在较大差异性,且峰值和谷值均变化较大。(2)高速公路对路域柠条灌丛土壤黏粒、粉粒、极细砂粒和细砂粒的空间分布影响较大,其中黏粒的运动是影响 Cd 和 Zn 迁移的关键因素。(3)路域土壤粒径分形

维数可以作为衡量土壤粒径组成结构的定量指标,但作为土壤重金属含量分布的定量指标存在局限性。

参考文献:

- [1] 余海龙,顾卫,姜伟,等. 高速公路路域土壤质量退化演变的研究[J]. 水土保持学报,2006,20(4):195-198.
- [2] 田红卫,黄志荣,高照良,等. 高速公路路域土壤特性分析及其质量评价[J]. 水土保持研究,2012,19(5):59-64.
- [3] 余海龙,顾卫,袁帅,等. 高速公路路域土壤的成因、特点及其生态管理[J]. 中国水土保持,2009,323(2):48-51.
- [4] 王佩将,戴全厚,丁贵杰,等. 喀斯特植被恢复过程中的土壤分形特征[J]. 水土保持学报,2012,26(4):178-182.
- [5] 桂东伟,雷加强,曾凡江,等. 绿洲化过程中农田土壤粒径分布性质变化[J]. 中国沙漠,2010,30(6):1354-1361.
- [6] 陈小红,段争虎,谭明亮,等. 沙漠化逆转过程中土壤颗粒分形维数的变化特征:以宁夏盐池县为例[J]. 干旱区研究,2010,27(2):297-302.
- [7] Chow T J. Lead Accumulation in roadside soil and grass[J]. *Nature*, 1970,225(5229):295-296.
- [8] Wheeler G L, Rolfe G L. The relationship between daily traffic volume and the distribution of lead in roadside soil and vegetation[J]. *Environmental Pollution*, 1979, 18(4):265-274.
- [9] Hafen M R, Brinkmann R. Analysis of lead in soils adjacent to an interstate highway in Tampa, Florida[J]. *Environmental Geochemistry & Health*, 1996, 18(4):171-179.
- [10] 马建华,谷蕾,李文军. 连霍高速郑商段路旁土壤重金属积累及潜在风险[J]. 环境科学,2009,30(3):894-899.
- [11] 马建华,李剑,宋博. 郑汴路不同运营路段路旁土壤重金属分布及污染分析[J]. 环境科学学报,2007, 27(10):1734-1743.
- [12] 李波,林玉锁,张孝飞,等. 沪宁高速公路两侧土壤和小麦重金属污染状况[J]. 生态与农村环境学报,2005, 21(3):50-53.
- [13] 赵慧,崔保山,白军红,等. 纵向岭谷区高速公路对沿线土壤—植物系统的影响[J]. 科学通报,2007, 52(S2):176-184.
- [14] 李仰征,马建华. 高速公路旁土壤重金属污染及不同林带防护效应比较[J]. 水土保持学报,2011,25(1):105-109.
- [15] 全致琦. 公路源重金属对路域环境的影响及其迁移规律[D]. 河南开封:河南大学,2013.
- [16] 韩春梅. 沈阳西郊地区土壤中重金属污染与赋存形态研究[D]. 沈阳:东北大学,2006.
- [17] 赵哈林,苏永中,张华,等. 灌丛对流动沙地土壤特性和草本植物的影响[J]. 中国沙漠,2007,27(3):385-390.
- [18] 季辉,赵健,冯金飞,等. 高速公路沿线农田土壤重金属总量和有效态含量的空间分布特征及其影响因素分析[J]. 土壤通报,2013,44(2):477-483.
- [19] 翟萌,卢新卫,黄丽,等. 渭河(杨凌—兴平段)表层沉积物中重金属的粒径分布特征及污染评价[J]. 陕西师范大学学报:自然科学版,2010,38(4):94-98.
- [20] 冯秀娟,肖敏志,阎思诺,等. 赣州不同级公路沿线农田土壤重金属污染评价研究[J]. 有色金属科学与工程, 2011,2(1):68-72.
- [21] 祝遵凌,高明生,胡海波,等. 高速公路建设及运营对沿线湿地土壤性质的影响[J]. 中南林业科技大学学报, 2009,29(5):123-127.
- [22] 刘任涛,柴永青,徐坤,等. 荒漠草原区柠条人工固沙林生长过程中地表植被—土壤的变化[J]. 应用生态学报,2012,23(11):2955-2960.
- [23] 刘任涛,杨新国,宋乃平,等. 荒漠草原区固沙人工柠条林生长过程中土壤性质演变规律[J]. 水土保持学报, 2012,26(4):108-112.
- [24] 常静,刘敏,李先华,等. 上海城市地表灰尘重金属污染粒级效应与生物有效性[J]. 环境科学,2008(12):3489-3495.
- [25] Wang W H, Wong M H, Leharne S, et al. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London[J]. *Environmental Geochemistry & Health*, 1998,20(4):185-198.
- [26] 伍光和,王乃昂,胡双熙. 自然地理学[M]. 北京:高等教育出版社,2007.
- [27] 陈岩,朱先芳,季宏兵,等. 北京市得田沟和崎峰茶金矿周边土壤中重金属的粒径分布特征[J]. 环境科学学报,2014,34(1):219-228.
- [28] 杨培岭,罗远培,石元春. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征[J]. 科学通报,1993,38(20):1896-1899.
- [29] 刘永兵,李翔,卓志清,等. 河流底泥粒径分形维数与重金属含量相关性:以海南岛南渡江塘柳塘为例[J]. 中国农学通报,2015,31(20):131-136.
- [30] 康玲芬,李锋瑞,张爱胜,等. 交通污染对城市土壤和植物的影响[J]. 环境科学,2006,27(3):158-162.