

# 城市快速路侧有无绿化路段土壤重金属污染风险对比研究

阿丽亚·拜都热拉\*, 彭小东, 杨公新, 蔡凯旭

(1.新疆农业大学林学与风景园林学院, 新疆 乌鲁木齐 830052)

**摘要:** 城市土壤重金属污染源繁杂, 对城市居民的健康及植物的生长均带来不良影响。本研究以新疆首府乌鲁木齐市典型城市道路——河滩快速路侧有无绿化带土壤为研究对象, 分析了乌鲁木齐市快速路侧有无绿化带土壤重金属浓度分布特征, 初步评价了土壤污染状况, 为城市绿化带的合理建设与营造提供理论依据。其主要结论如下, (1) 本文研究区内有绿化带与无绿化带路侧土壤重金属含量均值随着离道路的增加而显著降低的, 说明城市道路对土壤重金属浓度均值有一定的干扰、增加作用。(2) 有绿化带各类重金属平均值 ( $39.61\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 小于无绿化带各类重金属平均值 ( $42.47\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。对快速路有无绿化路段各种金属平均值配对样本检验中, 得出差异已达到统计学上的显著水平,  $t=2.614$ ,  $p=0.013<0.05$ 。说明快速路侧面绿化带起到了有效的降低了重金属污染。(3) 对研究区个采样的土壤重金属浓度进行了内梅罗污染指数的计算, 得出所有的样点的土壤均属于清洁土壤; 无绿化带路侧土壤重金属浓度地质累计指数已达到中度污染水平, 包括 Cd、5-70m 之间, Pb、50m 处已超出中度污染水平值; 无绿化带土壤潜在风险指数中, Cd、在离道路 5、10、30m 处已达到潜在风险第二等级水平。

**关键词:** 道路绿化带, 土壤重金属, 污染风险, 地质累计指数, 潜在风险指数

## A comparative study on the risk of heavy metal pollution in the soil of the urban expressway with and without greening trees

Aliya Baidourela\*, Peng Xiaodong, Yang Gongxin, Cai Kaixu

(College of Forestry and landscape architecture, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China)

**Abstract:** There are many sources of heavy metal pollution in urban soil, which have adverse effects on the health of urban residents and the growth of plants. In this study, taking the soil of the River Beach Expressway, a typical urban road in Urumqi, the capital of Xinjiang, as the research object, the distribution of heavy metal concentrations in the soil of the green belt on the side of the Expressway in Urumqi city is analyzed, the soil pollution status is preliminarily evaluated, and the rational construction and construction of the urban green belt is provided with a theoretical basis. The main conclusions are as follows: (1) In the study, the average heavy metal content of the soil on the roadside of the green belt and the road without the green belt decreased significantly with the increase of the road, indicating that the urban road had a certain interference and increase effect on the mean soil heavy metal concentration. (2) The average value of various heavy metals in the green belt ( $39.61\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) is less than the average value of various heavy metals in the non-green belt ( $42.47\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). In the test of the paired samples of various metal means on the green section of the expressway, the difference has reached a statistically significant level,  $t=2.614$ ,  $p=0.013<0.05$ . It shows that the green belt on the side of the expressway has effectively reduced heavy metal pollution. (3) The Nemer pollution index was calculated for the heavy metal concentration of the soil sampled in each sample area, and the soil of all sample points was clean soil; The geological accumulation index of heavy metal concentration in soil on the roadside without green belt has reached the moderate pollution level, including Cd, between 5-70m, and Pb, 50m has exceeded the moderate pollution level; In the potential risk index of soil without green belt, Cd has reached the second level of potential risk at 5, 10 and 30 meters away from the road.

**Key words:** greening trees, soil heavy metals, pollution risk, geological accumulation index, potential risk index

据历年统计,乌鲁木齐的机动车存有量有 94.31 万辆<sup>1</sup>。机动车排放的污染物对本市的城市大气环境已造成了一定的污染,交通污染已成为乌鲁木齐市主要的污染源之一。由于乌鲁木齐市的城市化与交通量加快的增加,加剧了城市绿化量、森林面积的减少<sup>2</sup>。城市在建设的同时,造成城市的环境问题主要有固体废物增加,以及绿化量的减少等<sup>3</sup>。城市土壤重金属污染具有较强的隐蔽性和滞后性等特点<sup>4</sup>,如何有效预防、控制及修复城市重金属污染,进一步改善城市生态环境已成为亟待解决的科学问题。

城市化过程中各种类型的污染物通过直接或间接途径进入城市土壤中,最终在一定程度上引起城市土壤的污染<sup>5,6,7</sup>。道路绿化带对土壤重金属污染具有一定的防护作用<sup>8</sup>。不同类型的绿化树种对土壤重金属的富集能力有所不同,对城市道路污染的净化效果也是有所不同的<sup>9</sup>。因此,城市绿化带建设时,应合理选择植物的配置,要求美观的同时,优先选择对土壤重金属污染防护效果较好的绿化植物<sup>10,11</sup>。彭小东等对乌鲁木齐市绿化树种的重金属富集能力进行了详细分类,筛选出了对土壤重金属富集转运能力较强的几种绿化树种<sup>12</sup>,有学者在南疆进行了重金属污染生态风险相关研究<sup>13</sup>。

本研究新疆首府乌鲁木齐市快速路侧有无绿化带土壤为研究对象,分析了典型快速路——河滩快速路侧有无绿化带土壤土壤重金属浓度分布特征,分别采用内梅罗污染指数、地质累计指数,潜在生态风险指数等评价方法对研究区土壤重金属污染进行了初步的评价,其目的是量化城市道路对两侧土壤的污染程度,为城市绿化带的合理建设与营造提供理论依据,进一步为干旱绿洲城市道路土壤重金属污染修复提供理论依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区植被概况

2020-2021 年间 5-9 月在乌鲁木齐市典型快速路河滩路两边,从南到北,分别在河滩快速南段、中段、北段以及水磨沟风景区进行土样的采集,各采样区林带比较集中的区域,选取土样。通过对路侧绿化带树种的配置结构调查,选取具有代表性的树种配置结构进行试验分析,分别各设置 15 个垂直公路的绿化带断面,W 为无绿化带断面,H 为多树种断面,C 为单一树种断面,如表(1)所示。在每个绿化带断面离路基的距离分别为 5 m、10 m、20 m、30 m、50 m、70 m 与 100 m 处采集土样,每个梯度设定了 3 个采样点,每个样点水平距离保持 15 m,每个采样点按梅花型取 5 个样品(每个样品取 0-20 cm 的土壤,取样均匀),将均匀的 15 个样品的土壤混匀,按四分法取土样 1 kg 左右,装进自封袋,为一个样品。

表 1 不同配置绿化带基本特征

Tab.1 Basic characteristics of green belts in different configurations

分类 Classification	位置 location	宽度/m Width	郁闭度/Canopy density	乔木层/m Tree layer	树种组成 Tree species composition
W	(87°35'46"E, 43°51'27"N)	/	/	/	/
H	(87°34'51"E, 43°42'7"N)	90	0.72	14.2	7 杨树: 2 白榆: 1 山楂
	(87°36'17"E, 43°46'36"N)	70	0.66	7.6	6 海棠: 3 白榆: 1 山桃
C	(87°36'14"E, 43°47'38"N)	55	0.73	7.8	10 大叶白蜡
	(87°36'28"E, 43°46'18"N)	65	0.61	10.2	10 白榆

注: 树种组成按各树种比例,绿化带的郁闭度采用对角线法进行测定。

Note: the composition of tree species is determined according to the proportion of each tree species, and the canopy density of green belt is determined by diagonal method.

本研究以新疆环境背景值中的乌鲁木齐市土壤背景值为参照<sup>14</sup>,具体各元素环境背景值为 Cu: 26.7、Ni: 25.2、Pb: 19.4 Cd: 0.12 、Cr: 49.30(mg•kg-1)<sup>15</sup>。

1.2 内梅罗综合污染指数评价法<sup>16</sup>: 本文采用在土壤污染评价中国内外学者常用到的内梅罗综合污染指数评价法<sup>17,18,19</sup>,对乌鲁木齐市快速路侧土壤重金属污染特征进行了评价,其计算式是如式(1)、式(2)所

示,此方法 1970 年由美国叙拉古大学内梅罗 (N.L.Nemerow) 教授提出,在其所著的《河流污染科学分析》一书中有详细描述<sup>20</sup>,如今此方法已广泛应用于环境中各类污染评价评价中<sup>21</sup>。

其计算公式为:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad \text{式 (1)}$$

$$P_n = \sqrt{\frac{P_{iave}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad \text{式 (2)}$$

式(1)中  $P_i$  为  $i$  因子的单项污染指数,  $C_i$  为  $i$  因子的实测浓度值,  $S_i$  为  $i$  因子的评价标准值,本文中采用国家标准 GB15618-2018<sup>22</sup> 中的风险筛选值。本研究在乌鲁木齐市进行的,因此根据研究区土壤属偏碱性土壤<sup>23,24</sup> ( $pH > 7.5$ ), 采用了  $pH > 7.5$  条件下的土壤污染风险筛选值。 $P_{iave}$  为指数平均值;  $P_{imax}$  为单项污染物的最大污染指数;  $P_n$  为采样点的综合污染指数。污染等级划分:  $P_n \leq 0.7$  为清洁;  $0.7 < P_n \leq 1.0$  为尚清洁;  $1.0 < P_n \leq 2.0$  为轻度污染;  $2.0 < P_n \leq 3.0$  为中度污染<sup>25,26,27</sup>。

1.3 地质累计指数法<sup>28</sup>: 此方法亦成为 Muller 指数法<sup>29,30</sup>, 于 1969 年由德国海德堡大学沉积物研究所科学家 Muller 提出<sup>31</sup>,目前在国内外学者中广泛采样。其特点是主要用在重金属污染的评价上,此方法考虑了人为干扰、土壤母质的影响,单独计算了每一种重金属的累指数<sup>32,33</sup>。其计算式如下,

$$I_{geo} = \log_2 \frac{c_i}{k \times S_i} \quad \text{式 (3)}$$

式中:  $I_{geo}$  为重金属  $i$  的地质累计指数,无量纲;  $C_i$  为重金属含量实测值,  $mg/kg$ ;  $S_i$  为重金属背景值,  $mg/kg$ ;  $k$  为修正系数<sup>34</sup>,考虑各地岩石差异而取的系数(一般取值为 1.5),用来表征沉积特征等的影响,根据 Forstner (1993) 提出的划分标准对地质累积指数  $I_{geo}$  进行等级划分<sup>35,36</sup>,地质累计指数等级划为,  $I_{geo} < 0$  时、无污染;  $0 \leq I_{geo} < 1$  时、第一等级、轻度污染;  $1 \leq I_{geo} < 2$  时、第二等级、中度污染;  $2 \leq I_{geo} < 3$  时、第三等级、中-重污染;  $3 \leq I_{geo} < 4$  时、第四等级、重污染;  $4 \leq I_{geo} < 5$  时、第五等级、重-极重污染;  $5 \leq I_{geo}$  时、第六等级、极重污染;

1.4 Hakanson 潜在生态风险指数法<sup>37</sup>: 此方法一般用于水体潜在生态风险评估中<sup>38,39</sup>,河北省地方标准 DB 13/T 2206-2015 在土壤重金属污染评价分级标准中亦采用了 Hakanson 潜在生态风险指数法<sup>40</sup>,本文中为比较、补充前两种方法而采用,其包括某一种污染物的单项风险系数 ( $Er$ ) 和综合风险指数 ( $RI$ ),计算式如下,

$$C_f^i = \frac{c_{0-1}^{-i}}{c_n^i} \quad \text{式 (4)}$$

$$Er^i = Tr^i \times C_f^i \quad \text{式 (5)}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n Er^i \quad \text{式 (6)}$$

式中  $C_f^i$  为污染物  $i$  的污染系数  $c_{0-1}^{-i}$  表示沉积物表层 (0-1cm) 污染物  $i$  的平均含量,  $c_n^i$  一般指土壤背景值,  $Er^i$  为污染  $i$  的潜在生态风险系数,  $Tr^i$  为污染物  $i$  的毒性相应系数,  $RI$  为多种污染物的综合潜在生态风险指数。在本文汇总涉及到的其分级标准为  $RI \leq 100$ , 为第一等级, 清洁;  $100 < RI \leq 150$ , 为第二等级, 尚清洁;  $150 < RI \leq 300$ , 为第三等级, 轻度污染。

## 2 结果与分析

### 2.1 快速路侧有无绿化带路段土壤重金属浓度特征

研究区无绿化带路段内各土壤重金属含量随着距离的增加呈现先增大后下降的单峰态水平分布，最大值均在距路基 50 m 范围内(图 1)，Cu 的峰值在距路基 5 m 处，其值为  $48.75 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，相对于其他重金属含量峰值较为提前；重金属 Zn、Cd 与 Ni 的峰值均出现在距路基 10 m 处，其值分别为 118.16、1.33 与  $49.50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ；重金属 Cr 的含量峰值在距路基 30 m 处，其值为  $107.81 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

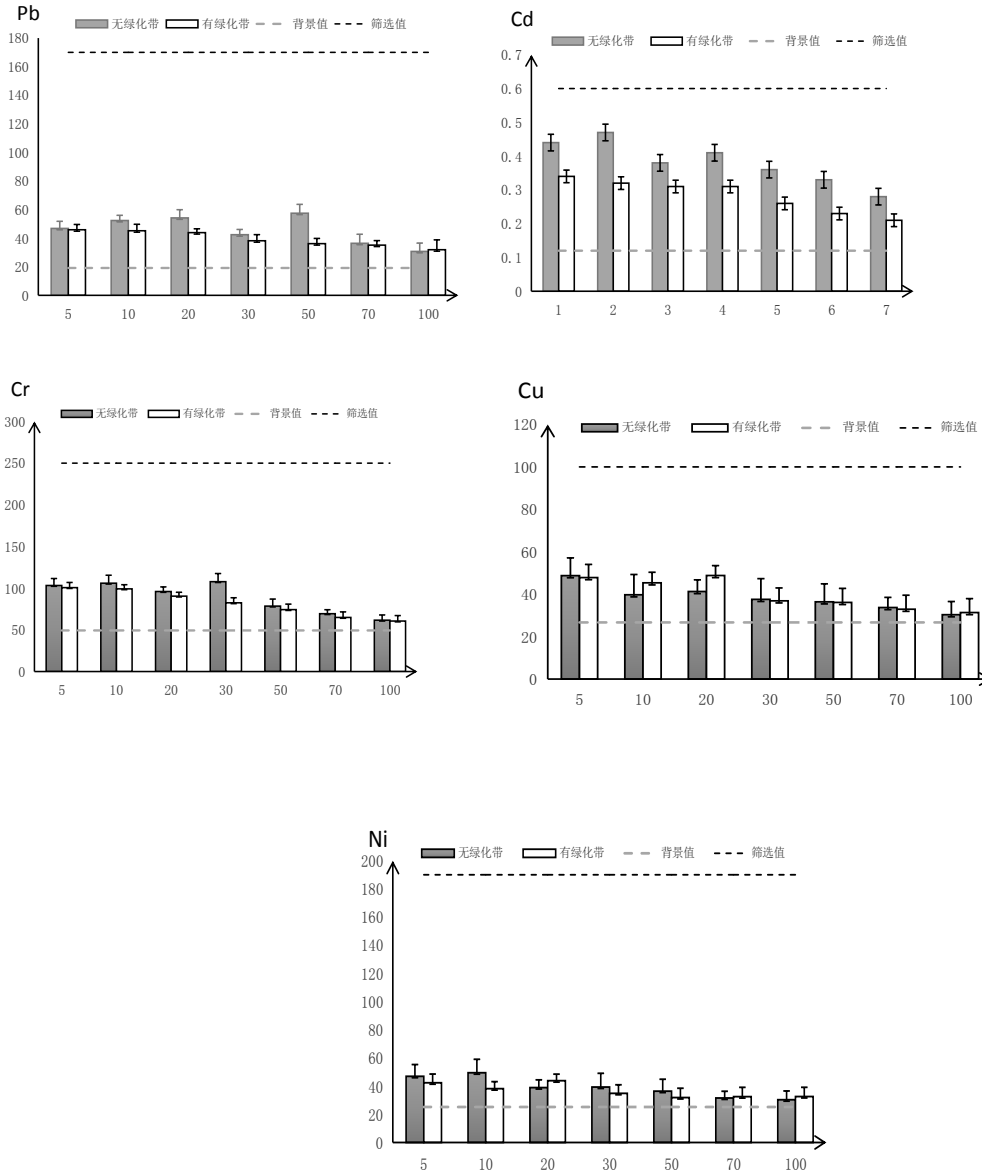


图 1 绿化带路段土壤重金属含量分析 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

Fig. 1 Analysis of heavy metal content in soils green belts ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

有绿化带路段土壤重金属均值相对于无绿化带有所降低，以及峰值的距离有所提前。不同的土壤重金属含量出现的峰值位置也有所不同，分布的规律也不同，均超过了乌鲁木齐市土壤环境背景值。

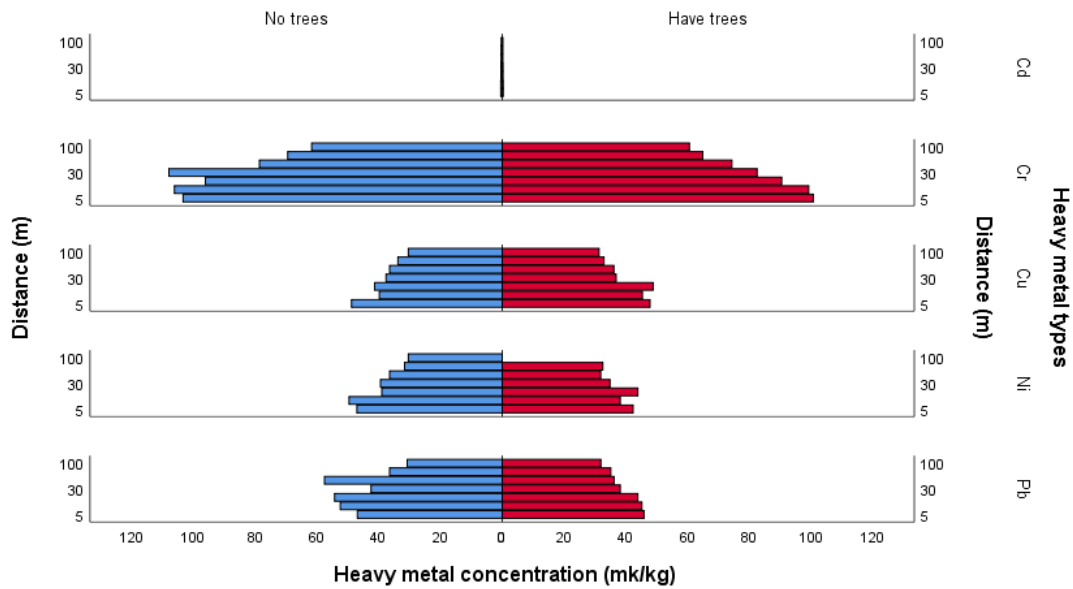


图 2 有无绿化带土壤重金属含量分布特征

Fig.2 Distribution characteristics of heavy metal content in soil with and without greening belt

快速路无绿化带一侧，不同距离处重金属含量总值分别为 Pb: 320.38、Cd: 2.67、Cr: 622.56、Cu: 267.79、Ni: 273.14(mg•kg<sup>-1</sup>)，高出有绿化带一侧相应值 15.93%、34.85%、8.74%、0%、6.55%，图(2)。

有绿化带各类重金属平均值(39.61mg•kg<sup>-1</sup>)小于无绿化带各类重金属平均值(42.47mg•kg<sup>-1</sup>)。对快速路有无绿化路段各种金属平均值配对样本检验中，得出差异已达到统计学上的显著水平，t=2.614，p=0.013<0.05。说明快速路侧面绿化带起到了有效的降低了重金属污染，表 2。

表 2 有无绿化带土壤重金属差异显著性检验

Tab.2 There is a significant test for the difference between heavy metals in the soils with and without greening belt

	样本数	最小值	最大值	均值	标准差	t 值	P (Sig.)
无绿化带	35	0.28	107.81	42.47	4.02	2.61	0.013*
有绿化带	35	0.21	100.66	39.61	3.74		

研究中有绿化带与无绿化带路侧土壤重金属含量均值随着离道路的增加而降低的，说明城市道路对土壤重金属浓度均值有一定的干扰、增加作用。首先，有绿化带土壤重金属浓度均值离道路 30m 以后有显著降低；30m 处土壤重金属浓度均值显著低于 10m 处土壤重金属含量均值；30m、50m、70m、100m 处重金属浓度均值与 10m 处有显著差异，可得出绿化带具有显著降低了土壤重金属浓度的效果，图 3。

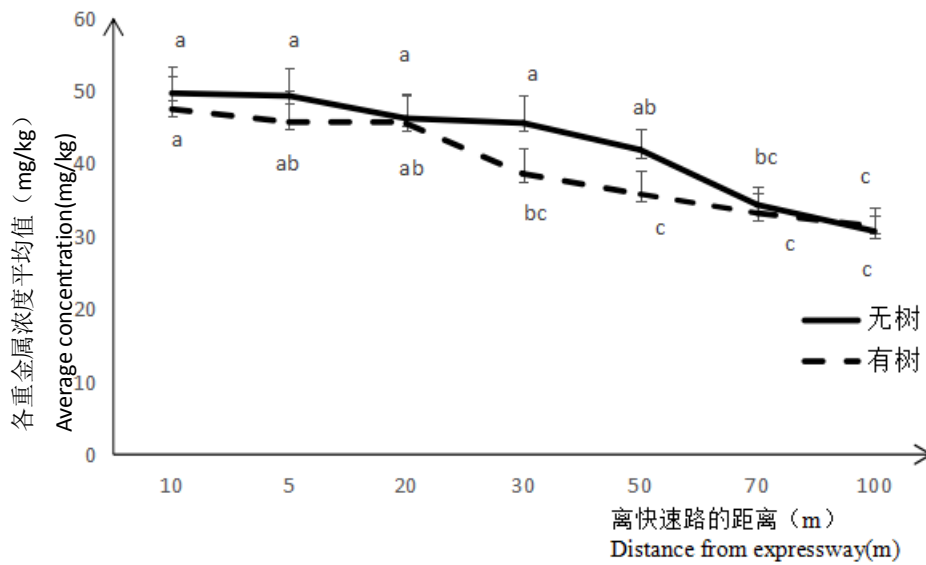


图 3 离道路不同距离土壤重金属含量差异分析

Fig.3 Analysis of differences in soil heavy metal content at different distances from roads

2.2 快速路侧有无绿化带路段土壤重金属污染指特征

而无绿化带土壤重金属浓度均值离道路 70m 以后有所下降；5m、10m、20m、30m、50m 处土壤重金属浓度均值之间不存在显著差异。无绿化带土壤重金属浓度均值整体高于有绿化带土壤重金属浓度均值。离道路 80-100m 处的有无绿化带重金属浓度无差异，可推测道路对土壤重金属浓度的干扰已消失，图 3。

对研究区个采样的土壤重金属浓度进行了内梅罗污染指数的计算，得出所有的样点的土壤均属于清洁土壤，表 3。

表 3 研究区内梅罗污染指数

Tab.3 Nemerow indexes in study area

	距离/m	Pi (单因子污染指数)					Pn (综合污染指数)	
		Distance	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	
无绿化带	5	2.45	0.73	0.41	0.49	0.25	0.50	
	10	2.74	0.78	0.42	0.40	0.26	0.51	
	20	2.83	0.63	0.38	0.41	0.21	0.45	
	30	2.22	0.68	0.43	0.38	0.21	0.46	
	50	3.00	0.60	0.31	0.36	0.19	0.44	
	70	1.90	0.55	0.28	0.34	0.17	0.41	
	100	1.61	0.47	0.25	0.30	0.16	0.40	
绿化带	5	2.40	0.57	0.40	0.48	0.22	0.47	
	10	2.36	0.53	0.40	0.45	0.20	0.45	
	20	2.29	0.52	0.36	0.49	0.23	0.48	
	30	2.00	0.52	0.33	0.37	0.18	0.43	
	50	1.89	0.43	0.30	0.36	0.17	0.41	
	70	1.84	0.38	0.26	0.33	0.17	0.41	
	100	1.67	0.35	0.24	0.31	0.17	0.41	

本研究中对每一个采样点土壤样本重金属浓度进行了地质累计指数的计算，得出，无绿化带路侧多个样点重金属浓度地质累计指数已达到中度污染水平，包括 Cd、5-70m 之间，Pb、50m 处已超出中度污染水平值，表 4。相对应的绿化带所有采样点土壤重金属浓度地质累计指数均为达到中度污染水平。

表 4 研究区地质累计指数

**Tab. 4 Igeo numerical results in study area**

	距离/m	<i>I<sub>geo</sub></i> 地质累计指数 (Müller 指数)				
	Distance	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni
无绿化带	5	0.71	1.29	0.48	0.28	0.31
	10	0.87	1.38	0.52	-0.01	0.39
	20	0.92	1.08	0.38	0.04	0.04
	30	0.56	1.19	0.54	-0.09	0.06
	50	1.00	1.00	0.09	-0.14	-0.05
	70	0.34	0.87	-0.09	-0.25	-0.26
	100	0.10	0.64	-0.26	-0.40	-0.32
绿化带	5	0.68	0.92	0.44	0.26	0.16
	10	0.65	0.83	0.42	0.18	0.02
	20	0.61	0.78	0.29	0.29	0.21
	30	0.41	0.78	0.16	-0.12	-0.12
	50	0.33	0.53	0.01	-0.15	-0.25
	70	0.29	0.35	-0.19	-0.28	-0.22
	100	0.15	0.22	-0.29	-0.35	-0.21

无绿化带土壤所测重金属浓度地质累计指达到数轻度污染及以上等级污染的概率为 71.43%，有绿化带土壤所测重金属浓度达到轻度污染的概率为亦为 71.43%，而未出现达到中度污染水平值。可得出，绿化带可降低土壤重金属污染强度，表 4。有无绿化带土壤重金属浓度均未达到重级及以上污染指数水平。

比较研究区 Hakanson 潜在生态风险指数得出，无绿化带土壤潜在上天风险指数中，有几个重金属浓度已达到第二等级、尚清洁水平，包括 Cd、在离道路 5、10、30m 处已达到潜在风险第二等级水平，表 5。

表 5 研究区潜在生态风险指数

**Tab. 5 Ecological risk index in the study area**

	距离/m	Hakanson 潜在生态风险指数法				
	Distance	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni
无绿化带	5	12.23	110.00	4.19	9.13	9.32
	10	13.68	117.50	4.30	7.44	9.82
	20	14.15	95.00	3.89	7.73	7.73
	30	11.08	102.50	4.37	7.04	7.81
	50	15.01	90.00	3.18	6.82	7.23
	70	9.51	82.50	2.82	6.31	6.27
	100	8.03	70.00	2.50	5.68	6.02
绿化带	5	11.99	85.00	4.08	8.96	8.41
	10	11.81	80.00	4.02	8.49	7.58
	20	11.46	77.50	3.67	9.14	8.70
	30	9.98	77.50	3.34	6.90	6.92

50	9.45	65.00	3.01	6.76	6.33
70	9.18	57.50	2.63	6.16	6.46
100	8.34	52.50	2.46	5.87	6.47

相对应的，有绿化带土壤潜在上天风险指数均在第一等级、清洁。

### 3 讨论

目前，高速路域土壤重金属污染引起了社会高度的关注，已成为众多学者的重点研究课题<sup>41</sup>。相关研究表明，高速公路在营运过程中，车辆零部件的老化、尾气排放、轮胎摩擦等是导致高速路域重金属污染的主要原因<sup>42</sup>。SUN CY 等<sup>43</sup>研究表明，Zn 和 Pb 为高速路域主要重金属污染元素；甄宏以沈大高速公路为研究对象得，机动车的磨损一定程度上增加了路侧土壤重金属的含量<sup>44,45</sup>。本文以乌鲁木齐市河滩快速路为研究对象得，快速路侧土壤中重金属（Pb、Cd、Cr、Cu 和 Ni）的平均含量均高出乌鲁木齐市背景值，同时重金属的浓度随着离道路的距离增加而显著减少。在同一个大背景下，新疆克拉玛依市道路土壤中 Cu、Pb 的平均含量也超过了新疆土壤背景值<sup>46</sup>，与本研究结果类似。进一步说明在多年的交通运营过程中，路侧土壤受到了显著的人类干扰。

研究表明，公路两侧 10 m 以内所沉降的颗粒物粒径一般大于 9  $\mu\text{m}$ ，50 m 以外沉降的颗粒物粒径一般小于 1  $\mu\text{m}$ ，不同粒径的颗粒物在 10-50 m 区域内均有沉降<sup>47</sup>。本研究分析的，路侧各重金属含量的最大值均在距路基 50 m 以内，此结论可能与颗粒物的沉降有关。王慧等以山西公路为研究对象，结果表明，随着距离的增加，路域土壤重金属含量呈单峰态先上升至再下降<sup>48</sup>，与本研究结果一致。道路绿化带可缩小重金属的污染范围。有绿化带路段，土壤重金属含量峰值相对于无绿化带有所降低，以及峰值的距离有所提前，峰值的范围出现在 20 m 范围内<sup>2</sup>。

采样不同的污染指数方法推算研究区污染指数时，得出的最终结论有所差异，曾有学者提出将潜在生态风险评价应用于土壤污染评价时要慎重，有时会出现严重偏差<sup>37</sup>。本研究中所有样点包括有绿化和无绿化带土壤重金属内梅罗污染评价指数均小于 0.7，即为清洁，清洁率为 100%；地质累计指数小于 0 属于无污染状态、跟内梅罗污染指数小于 0.7 属于清洁状态相似，在有无绿化带路侧土壤重金属地累积指数无污染状态率仅为 28.57%，远低于内梅罗污染指数的清洁率；潜在生态风险指数小于 100 属于清洁状态，本研究中土壤重金属污染生态风险指数清洁率为 95.71%。本文采用的三种方法中，地累积指数法中出现了属于中度污染的重金属，即为无绿化带路侧 Cd，其他方法中均没有出现中度污染状态。地累积指数，Muller 指数重要针对重金属污染的评价<sup>49,50</sup>，更具有代表性，并能够提前引起决策部门的重视，以便进行防控污染。

### 4 结论

- 4.1 研究中有绿化带与无绿化带路侧土壤重金属含量均值随着离道路的增加而显著降低的，说明城市道路对土壤重金属浓度均值有一定的干扰、增加作用。
- 4.2 有绿化带各类重金属平均值（39.61 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ）小于无绿化带各类重金属平均值（42.47 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ）。对快速路有无绿化带路段各种金属平均值配对样本检验中，得出差异已达到统计学上的显著水平， $t=2.614$ ， $p=0.013<0.05$ 。说明快速路侧面绿化带起到了有效的降低了重金属污染。
- 4.3 对研究区个采样的土壤重金属浓度进行了内梅罗污染指数的计算，得出所有的样点的土壤均属于清洁土壤；无绿化带路侧土壤重金属浓度地质累计指数已达到中度污染水平，包括 Cd、5-70m 之间，Pb、50m 处已超出中度污染水平值；无绿化带土壤潜在风险指数中，Cd、在离道路 5、10、30m 处已达到



潜在风险第二等级水平。

参考文献:

- 1、 朱兴林, 范朋朋, 饶彪. 乌鲁木齐市主城区停车现状及需求预测[J]. 公路与汽运, 2017, (02):52-55.
- 2、 乌鲁木齐市快速路侧树种对土壤重金属的富集转运能力及其评价[D]. 彭小东.新疆农业大学. 2021
- 3、 彭振华. 中国城市森林[M].中国林业出版社, 2003:5-14
- 4、 孙向阳. 普通高等教育“十五”国家级规划教材. 全国高等农林院校教材土壤学[M]: 中国林业出版社, 2005:7-8
- 5、 马丽,郭学良,王浩蓓,王冰冰,张丽英,杨森,田文静.商丘市不同建设用地分区土壤重金属污染特征及评价[J/OL].西北林学院学报,2022(05):80-8
- 6、 Liu, D., Li, Y., Ma, J. et al. Heavy Metal Pollution in Urban Soil from 1994 to 2012 in Kaifeng City, China. *Water Air Soil Pollut*,2016 227, 154 . <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2788-0>.
- 7、 Sellami, S., Zeghouan, O., Dhahri, F. et al. Assessment of heavy metal pollution in urban and peri-urban soil of Setif city (High Plains, eastern Algeria). *Environ Monit Assess* . 2022,194, 126 . <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09781-4>
- 8、 尤龙辉, 叶功富, 陈增鸿,等. 福建沿海公路旁土壤重金属分布格局及防护林的作用[J]. 森林与环境学报, 2012, 32(003):199-207.
- 9、 Iqbal, F., Ayub, Q., Wilson, R. et al. Monitoring of heavy metal pollution in urban and rural environments across Pakistan using House crows (*Corvus splendens*) as bioindicator. *Environ Monit Assess* . 2021, 193, 237 . <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08966-7>
- 10、 滕吉艳.上海城市中心区不同类型绿地土壤重金属污染特征[J].土壤通报,2021,52(04): 927-933. DOI:10.19336/j.cnki.trtb.2020071301.
- 11、 闫丹丹,李怀恩,李家科,晁晓华,郝思宇,宋凯歌.雨水花园土壤重金属的累积效应与污染风险研究[J].环境科学学报,2021,41(08):3359-3365.DOI:10.13671/j.hjkxb.2020.0561.
- 12、 彭小东,阿丽亚·拜都热拉,玉米提·哈力克,买尔旦·阿不都卡德,若山古丽·芒力克,胡梦玲.乌鲁木齐市快速路域绿化树种对重金属的累积效应及应用潜力[J].西北林学院学报,2021,36(04):80-87.
- 13、 麦麦提吐尔逊·艾则孜,阿吉古丽·马木提,艾尼瓦尔·买买提.新疆焉耆盆地辣椒地土壤重金属污染及生态风险预警[J].生态学报,2018,38(03):1075-1086.
- 14、 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社 1990. 329-492.
- 15、 阿卜杜萨拉木·阿布都加帕尔. 准东地区土壤重金属污染特征及其健康风险评估研究[D].新疆大学,2018.
- 16、 Nemerow, N. L., and Hisashi Suitomo, Benefits of Water quality Enhancement, Syracuse university, Syracuse, NY, Report No. 16110 DAJ, prepared for the U. S. Environmental Protection Agency , 1970
- 17、 郭朝晖,肖细元,陈同斌,等.湘江中下游农田土壤和蔬菜的重金属污染[J].地理学报,2008,63(1):3-11.
- 18、 王雪婷. 沈阳市农村土壤环境质量监测与重金属污染评价 [D]. 辽宁大学,2022.DOI:10.27209/d.cnki.glniu.2022.001575.
- 19、 刘春英,李洪义.南昌市不同功能区绿化带土壤重金属污染特征及生态风险评估[J].生态环境学报,2019,28(08):1691-1699.
- 20、 关伯.评内梅罗的污染指数[J].环境科学,1979(04):67-71.DOI:10.13227/j.hjkk.1979.04.015.
- 21、 永超,孙慧兰,陈学刚,等.绿洲城市伊宁市表层土壤重金属污染特征及其生态风险评估[J].干旱区资源与环境,2019,33(02):127-133.

- 22、 中华人民共和国国家标准, 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准, GB15618-2018, 生态环境部, 2018.
- 23、 王亚宇. 乌鲁木齐市土壤重金属空间分布及行道树对重金属的富集特征[D].新疆农业大学,2008.
- 24、 全婷婷,陈学刚,李勇,杨涵.乌鲁木齐城市不同用地类型土壤理化特征研究[J].西北林学院学报,2016,31(05):37-42.
- 25、 郑国璋著.农业土壤重金属污染研究的理论与实践[M].北京:中国环境科学出版社,2007:101-104.
- 26、 范拴喜,甘卓亭,李美娟,等.土壤重金属污染评价方法进展[J].中国农学通报.2010,26(17):310-315.
- 27、 Wang L F, Bai Y X, Gai S N. Single-Factor and Nemerow Multi-Factor Index to Assess Heavy Metals Contamination in Soils on Railway Side of Harbin-Suifenhe Railway in Northeastern China[J]. Applied Mechanics and Materials, 2011, 71-78:3033-3036.
- 28、 Muller, G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 1969, 2, 108-118.
- 29、 曹峰, 李瑞敏, 王 轶, 等. 海河平原北部地区土壤地球化学基准值与环境背景值[J]. 地质通报, 2010, 29(8): 1215 – 1219.
- 30、 胡恭任, 于瑞莲. 应用地积累指数法和富集因子法评价 324 国道塘头段两侧土壤的重金属污染[J]. 中国矿业, 2008, 17(4): 47 – 51
- 31、 Loska K .Metal Contamination of Farming Soils Affect ed by Industry [ J ] . *Environment International*, 2004 , 30:159 -165.
- 32、 刘雪松,王雨山,尹德超,王旭清.白洋淀内不同土地利用类型土壤重金属分布特征与污染评价[J].土壤通报,2022,53(03):710-717.DOI:10.19336/j.cnki.trtb.2021090301.
- 33、 王昌宇,张素荣,刘继红,邢怡,李名则,刘庆学.雄安新区某金属冶炼区土壤重金属污染程度及风险评价[J].中国地质,2021,48(06):1697-1709.
- 34、 范拴喜,甘卓亭,李美娟,等.土壤重金属污染评价方法进展[J].中国农学通报.2010,26(17):310-315.
- 35、 Forstner U, Ahlf W, Calmano W. 1993. Sediment quality objectives and criteria development in Germany[J]. *Water Science and Technology*, 28(8): 307-314
- 36、 孟婷婷,刘金宝,董浩,王博,张国剑.城市绿地不同管理方式土壤重金属污染及生态风险评价[J/OL].环境工程:1-9. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.x.20220623.1337.002.html>
- 37、 L. Hakanson. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control, a Sediment-Ecological Approach. *Water Res*, 14 (1980), pp. 975-1001
- 38、 马建华,韩昌序,姜玉玲.潜在生态风险指数法应用中的一些问题[J].地理研究,2020,39(06):1233-1241.
- 39、 卢聪,李涛,付义临,徐友宁,张江华,吴耀国.基于生物可利用性与宽浓度范围的 Hakanson 潜在生态风险指数法的创建——以小秦岭金矿区农田土壤为例[J].地质通报,2015,34(11):2054-2060.
- 40、 Hou D, He J, Lü C, et al. Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2013, 93: 135-144
- 41、 杨乐, 王春森, 夏建国. 成乐高速两侧农田土壤重金属污染及潜在生态危害评价[J]. 四川农业大学学报, 2020, 149(02):51-58+65.
- 42、 李波, 林玉锁, 张孝飞, 等. 宁连高速公路两侧土壤和农产品中重金属污染的研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2):266-269.
- 43、 SUN C Y , ZHAO W J , ZHANG Q Z , et al . Spatial distribution , sources apportionment and health

risk of metals in topsoil in Beijing, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2016, 13:727-740.

- 44、 甄宏. 沈大高速公路两侧土壤重金属污染分布特征研究[J]. *气象与环境学报*, 2008, 24(2):6-8.
- 45、 黄子茵,管东生,王刚.海南岛社会经济发展对红树林表层土壤重金属污染的影响[J].*海洋环境科学*,2020,39(06):831-837.
- 46、 阿迪莱·伊斯马伊力, 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 阿里木江·卡斯木,等. 克拉玛依市地表灰尘重金属污染及潜在生态风险评估[J/OL]. *生态毒理学报*, 2020, 16(2):1-12.
- 47、 武岳. 南宁市 G325 国道良庆区路段农田重金属空间含量变化研究[D]. 桂林: 广西师范学院,2016.
- 48、 栾以玲, 姜志林, 吴永刚. 栖霞山矿区植物对重金属元素富集能力的探讨[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2008, 32(06): 69-72.
- 49、 孙冬晓,曲仵,邹祖有,张中瑞.基于地累积指数法的连平县林地土壤重金属污染评价[J].*林业与环境科学*,2022,38(02):147-152.
- 50、 鞠铁男,雷梅.地累积指数法评价多金属环境质量的方法优化探索: 以农业发达地区为例[J].*环境科学*,2022,43(02):957-964.