

贵阳市“两湖一库”周边蜘蛛体内镉含量及暴露风险

李盼^{1,2}, 罗沐欣^{2,3}, 蔡义宇³, 龙水庭^{2,4}, 许志东^{2,3}, 仇广乐^{2,*}

(1. 贵州大学 资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 贵州医科大学 公共卫生学院, 贵阳 550025)

摘要: 调查了高镉地质背景区蜘蛛(肖蛸科、园蛛科、蟹蛛科和络新妇科)及其生境水体、土壤和植物中的镉含量,探讨了蜘蛛体内镉的来源、影响因子及存在风险。结果表明,研究区蜘蛛体内的平均镉含量为 $1.82 \pm 1.37 \mu\text{g/g}$ ($n=130$),表现为园蛛科>肖蛸科>络新妇科 \approx 蟹蛛科。蜘蛛体重与体内镉含量表现出弱的负相关关系($r=-0.17$, $p=0.08$),暗示了蜘蛛生长发育过程中的生物稀释效应。狩猎型蟹蛛科和结网型园蛛科蜘蛛体内镉含量与对应土壤镉含量呈显著正相关关系($r=0.61$, 0.97),并且它们对土壤的生物富集因子均大于1,表明这两类蜘蛛可以用来指示土壤镉污染。生物有毒物质残留指数显示,研究区蜘蛛受高镉地质背景影响,体内存在着一定的镉暴露风险。

关键词: 蜘蛛; 镉; 影响因子; 暴露风险

中图分类号: Q968.1; X820.4 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2019)04-0510-08 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2019.47.069

随着人类活动的加剧,土壤普遍受到了镉的污染。进入土壤的镉极易被植物吸收,并通过植食性昆虫及捕食者进入食物链,向更高营养级传递^[1-2],给生态系统及人体健康安全造成潜在威胁。蜘蛛是肉食性节肢动物,通过猎捕蚊、蝇及飞蛾等小动物而造成体内积累高含量的镉,使体内镉含量达到食物中镉含量的2.6倍以上^[3-4]。蜘蛛具有特异的镉适应性,体内的镉以低毒性的金属颗粒形式储存在中肠细胞中^[5],这种蓄积性的解毒方式提高了蜘蛛体内镉的积累和蜘蛛在污染地区的生存能力。研究表明,蜘蛛体内镉浓度能反映生境土壤的镉污染情况,是环境镉污染的敏感指示生物^[6]。作为肉食性昆虫和次级消费者,蜘蛛是鸟类和小型哺乳动物的主要食物来源之一,最高可达75%^[7-8],因此蜘蛛在镉沿食物链传递与放大的过程中起着重要的作用。

本研究拟调查我国西南高镉地质背景的贵州省贵阳市水源地“两湖一库”周边环境中的蜘蛛体内的镉含量,初步探讨蜘蛛体内镉的污染状况,旨在为未来评价“两湖一库”周围环境镉含量水平及其产生的生态风险提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 区域概况

选择我国西南高镉地质背景的贵州省贵阳市水源地“两湖一库”(红枫湖、百花湖和阿哈水库)周边区域^[9],沿水库周围进行样品采样。红枫湖和百花湖分别是位于乌江支流猫跳河流域梯级水库中的一级水库和二级水库^[10],周边分布的多个工矿企业,目前均已停产^[11]。其中百花湖是位于我国西南酸沉降严重区的人工湖,周围遍布小型煤矿、铁矿等工矿企业^[12],经政府采取多种污染源控制措施,现已逐渐发展为集调洪、发电、生活用水、工业用水、灌溉、水产养殖、观光旅游等多功能为一体的湖泊^[11]。阿哈水库流域分布有乡镇煤矿、个体煤窑分布,目前亦已停产闭坑^[13]。

贵州省是我国西南典型的高镉地质背景区,境内土壤镉含量范围为 $0.02 \sim 350 \mu\text{g/g}$,平均含量为 $0.31 \pm 0.34 \mu\text{g/g}$ ^[14]。已有研究表明,百花湖沉积物中镉处于中等-很强水平的生态危害程度^[15];红枫湖沉积物中镉具有较高的潜在生态风险^[16]、悬浮物中镉含量达到强度生态危害水平^[17];阿哈湖支流游

收稿日期: 2018-10-26; 改回日期: 2018-12-24

基金项目: 国家自然科学基金项目(41573135)。

第一作者简介: 李盼(1994-),女,硕士研究生,主要研究方向为重金属在食物链中的传递与放大。E-mail: 1175743577@qq.com.

* 通讯作者: 仇广乐(1971-),男,博士,研究员,研究方向为矿山环境中汞及其他重金属生物地球化学循环与植物修复。E-mail: qiuguangle@vip.skleg.cn.

鱼河上游煤矿废弃地中镉为重污染水平^[18]。目前,针对高镉地质背景下关于贵阳市“两湖一库”周边环境野生生物镉暴露的研究鲜有报道。

1.2 样品采集

于2018年6月,采集蜘蛛130只及其生境土壤、植物叶片和水样品各67个。在红枫湖周边采集了肖蛸科($n=18$)、园蛛科($n=3$)、蟹蛛科($n=4$)和络新妇科($n=36$);百花湖周边采集了肖蛸科($n=21$)、园蛛科($n=6$)、蟹蛛科($n=12$)和络新妇科($n=8$);阿哈湖周边采集了肖蛸科($n=11$)、园蛛科($n=8$)和蟹蛛科($n=3$)。采样点见图1。蜘蛛捕获后放置于离心管带回实验室,用去离子水彻底冲洗表面,去除所粘附的颗粒及污染物,滤纸吸干表面水分,置于聚乙烯封口袋中密封,放入冰箱, $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冷冻保存。

植物样品先用自来水冲洗,再用去离子水冲洗,冷冻干燥后磨碎,密封于聚乙烯封口袋中保存待测。土壤样品剔除石块后,自然风干,研磨过200目尼龙筛,置于聚乙烯封口袋中密封保存待测。湖水表层水样采集后,经1%的硝酸酸化处理,置于 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 冰箱保存待测。

1.3 样品分析

1.3.1 镉的测定

称取整只蜘蛛个体,置于Teflon消解罐中,加入3 mL HNO_3 和2 mL H_2O_2 ,消解方法参考文献^[19],样品镉含量采用TAS-990原子吸收分光光度计(北

京普析通用有限责任公司)测定。

土壤样品称取0.05 g,放入Teflon消解罐中,加入3 mL HNO_3 和0.8 mL HF,置于烘箱 $160\text{ }^{\circ}\text{C}$ 加热36 h,冷却后置于电热板蒸至近干,加入2 mL HNO_3 和3 mL H_2O ,再次置于烘箱 $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ 加热16 h,冷却后将Teflon内容物过滤至15 mL聚乙烯离心管中,密封保存。样品镉含量测定同上述生物样品。

植物样品称取0.20 g,置于Teflon消解罐中,加入3 mL HNO_3 和2 mL H_2O_2 ,消解方法和镉含量测定方法同上述生物样品。水样镉含量测定方法同上述生物样品。

1.3.2 蜘蛛镉含量的计算

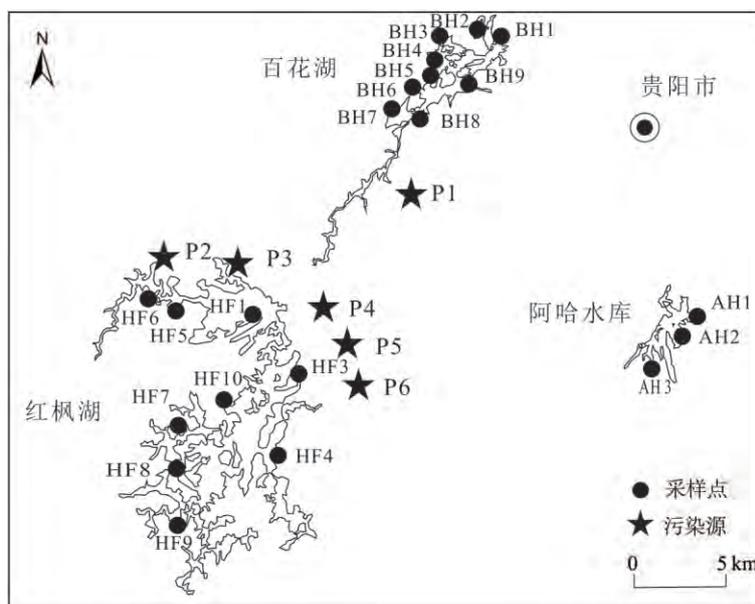
样品蜘蛛的测定结果为湿基,为了将蜘蛛体内镉含量与植物中镉含量进行比较,将蜘蛛体内的镉含量换算成干基,计算公式如下

$$M_d = \frac{M_w}{1-W} \quad (1)$$

式中, M_d 为蜘蛛干基镉含量, M_w 为蜘蛛湿基镉含量, W 为蜘蛛含水率。含水率的测定方法为:将蜘蛛样品置于冷冻干燥机中,冷冻干燥至恒重,至少3次平行,取其平均值。

1.3.3 土壤理化性质的测定

土壤pH采用电位法^[20];有机质采用直接加热消解法^[21]。



P1-大院坝煤矿; P2-贵州化肥厂; P3-贵州铁合金厂; P4-贵州水晶化工厂; P5-贵州有机化工厂; P6-贵州华能焦化制气股份有限公司

图1 贵州省贵阳市“两湖一库”采样点示意图

Fig.1 Sampling points for “two lakes and one reservoir” in Guiyang, Guizhou

1.3.4 质量控制

采用空白、平行样和标准物质(包括人发标准物质 GBW-09101b、土壤标准物质 GBW-07405 和植物标准物质 GBW-10020) 进行数据质量控制。实验过程中,按照 25% 的原则进行平行样品测定,每个测定样品镉的相对标准偏差均小于 5%。GBW-09101b、GBW-07405 和 GBW-10020 镉含量分别为 0.072 ± 0.01 、 0.45 ± 0.06 和 $0.17 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$,实验测定结果分别为 0.067 ± 0.01 、 0.50 ± 0.05 和 $0.17 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$,回收率分别为 86%~93%、98%~118% 和 92%~105%。实验方法空白为 0.03 ng/g 。

数据处理采用 Microsoft Excel 2016、SPSS 22 软件,采样点图采用 CorelDRAW X7,数据做图采用 Origin 9.0 完成。

2 结果与讨论

2.1 蜘蛛镉含量特征

2.1.1 种类与体重

本次调查中,红枫湖地区的蜘蛛种类主要为蟹蛛科(6.56%)、园蛛科(4.92%)、肖蛸科(29.51%)和络新妇科(59.02%),百花湖地区为蟹蛛科(25.53%)、园蛛科(12.77%)、肖蛸科(44.68%)和络新妇科(17.02%),阿哈水库地区为蟹蛛科(13.04%)、

园蛛科(34.78%)和肖蛸科(52.17%)。整个研究区域种群分布表现为,肖蛸科比例最高(38.46%),其次为络新妇科(33.85%),最低为蟹蛛科(14.62%)和园蛛科(13.08%)。

在四类蜘蛛中,肖蛸科类的体重介于 $2.60 \sim 206.40 \text{ mg}$ 之间,平均为 $27.12 \pm 49.20 \text{ mg}$;络新妇科为 $3.30 \sim 99.50 \text{ mg}$,平均为 $24.70 \pm 20.63 \text{ mg}$;蟹蛛科的体重介于肖蛸科与络新妇科,为 $4.80 \sim 80.20 \text{ mg}$,平均为 $21.05 \pm 17.27 \text{ mg}$;园蛛科体重为 $2.90 \sim 28.50 \text{ mg}$,平均为 $11.02 \pm 7.76 \text{ mg}$,体重最轻。四类蜘蛛体重平均为 $23.31 \pm 33.72 \text{ mg}$,总体表现为肖蛸科>络新妇科>蟹蛛科>园蛛科。

2.1.2 蜘蛛镉含量

蜘蛛体内镉含量变化非常大,介于 $0.08 \sim 8.40 \mu\text{g/g}$ 之间,平均为 $1.82 \pm 1.37 \mu\text{g/g}$ 。本研究中蜘蛛体的镉浓度最大值和最小值,分别为肖蛸科筒隆背蛛和络新妇科棒络新妇蛛,两者浓度相差 100 倍以上。四类种群蜘蛛和三个研究区蜘蛛体内镉含量分布如图 2 所示。园蛛科镉含量最高,平均含量为 $2.38 \pm 1.45 \mu\text{g/g}$,约为其它种群平均含量的 1.3~1.5 倍。肖蛸科、络新妇科和蟹蛛科蜘蛛体内镉含量没有显著差异($F=0.34, P=0.71$),平均含量分别为 1.86 ± 1.65 、 1.66 ± 1.18 和 $1.63 \pm 0.71 \mu\text{g/g}$ 。

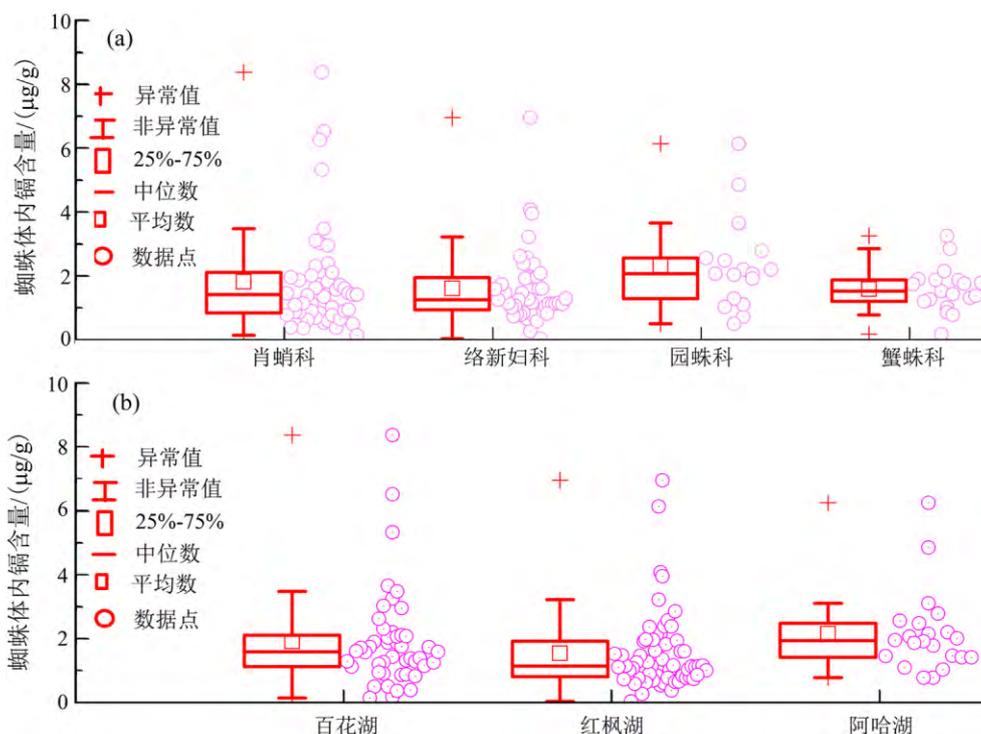


图 2 不同种类、不同地点蜘蛛体内镉含量

Fig.2 Cadmium concentration in spiders of different species or locations

四类蜘蛛体内镉含量总体呈园蛛科>肖蛸科>络新妇科≈蟹蛛科。

从不同研究区看,阿哈湖地区蜘蛛体内镉的平均含量为 $2.20 \pm 1.28 \mu\text{g/g}$,略高于红枫湖和百花湖;百花湖地区蜘蛛体内镉含量范围变化最大,为 $0.19 \sim 8.42 \mu\text{g/g}$,平均含量 $1.96 \pm 1.55 \mu\text{g/g}$;红枫湖地区蜘蛛体内镉低于其它两个区域的平均浓度,平均含量为 $1.59 \pm 1.24 \mu\text{g/g}$ 。三个研究区蜘蛛镉平均含量呈阿哈湖>百花湖>红枫湖,但无显著性差异($F=2.05, P=0.16$)。一方面,受研究区不同生境因素影响,蜘蛛体内镉浓度水平会有所不同。另一方面,肖蛸科、园蛛科和络新妇科属结网型,靠结网捕食^[22],蟹蛛科属狩猎型蜘蛛^[23],食性的差异及由此造成的暴露途径,也影响了蜘蛛体内镉含量。

2.2 生物富集因子

生物富集因子(BCF),可以揭示蜘蛛对生境镉的累积状况^[6]。本研究分析了与蜘蛛直接或间接关联的生境因子(土壤、植物叶片和湖水)的镉含量(表1),并基于这些生境因子样品镉浓度数据,计算蜘蛛镉与对应生境样品镉的富集因子,计算公式为:

$$BCF = \frac{C_S}{C_E} \quad (2)$$

式中 C_S 为蜘蛛体内镉含量, C_E 为生境因子(土壤、植物和湖水)镉含量。表1数据显示,研究区表层土壤镉含量范围为 $0.46 \sim 3.16 \mu\text{g/g}$,平均值为 $0.93 \pm 0.45 \mu\text{g/g}$,约为贵阳市土壤背景值 $0.12 \mu\text{g/g}$ 的8倍^[24],其中土壤中镉含量阿哈湖地区($0.79 \pm 0.27 \mu\text{g/g}$)略低于红枫湖($0.90 \pm 0.31 \mu\text{g/g}$)和百花湖($0.99 \pm 0.60 \mu\text{g/g}$)。植物叶片中镉含量范围为 $0.01 \sim 0.55 \mu\text{g/g}$,红枫湖地区植物叶片镉含量略低

于百花湖和阿哈湖,平均含量分别为 0.09 ± 0.05 、 0.12 ± 0.11 和 $0.11 \pm 0.02 \mu\text{g/g}$ 。两湖一库表层水体镉含量范围为 $\text{nd} \sim 0.19 \mu\text{g/L}$,同样表现出红枫湖低于百花湖和阿哈湖,平均含量分别为 0.0077 ± 0.01 、 0.041 ± 0.04 和 $0.017 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$ 。

结果表明红枫湖、百花湖和阿哈湖地区蜘蛛对土壤镉的生物富集系数分别为 $0.25 \sim 5.51$ 、 $0.14 \sim 9.34$ 、 $1.55 \sim 4.14$,对土壤的富集系数无显著性差异($F=1.17, P=0.32$);相类似的,蜘蛛对植物的富集系数差异性亦不显著($F=0.59, P=0.56$),分别为 $3.32 \sim 81.81$ 、 $1.15 \sim 133.97$ 和 $11.65 \sim 26.78$;相对水体而言,蜘蛛镉的富集系数分别为 $4.54 \times 10^4 \sim 1.29 \times 10^6$ 、 $9.54 \times 10^3 \sim 1.26 \times 10^6$ 和 $3.60 \times 10^4 \sim 5.95 \times 10^5$,差异性显著($F=6.99, P=0.00$)。

从不同种群看(表2),肖蛸科、园蛛科、蟹蛛科和络新妇科对土壤镉和植物镉的生物富集系数间的差异性均不显著($F=0.46, P=0.71$; $F=1.12, P=0.35$),但对水体镉的富集系数表现出显著性差异($F=2.80, P=0.04$)。在对土壤镉富集系中,园蛛科和蟹蛛科对土壤镉的富集系数均大于1,可能暗示了此两类蜘蛛与土壤镉间的潜在作用。

2.3 蜘蛛镉的影响因子

蜘蛛体重与镉元素表现出弱的负相关关系($r = -0.17, p=0.08$; 图3),随着体重的增加,体内镉含量呈降低的趋势。体型较小的蜘蛛,其体内的镉含量要高于较大的蜘蛛,暗示了蜘蛛生长发育过程中的镉含量受生物稀释效应影响^[25]。另外,蜘蛛在发育过程中要经历数次蜕皮,也可能是其排泄体内毒素的一个途径,从而降低了蜘蛛体内镉的含量^[26]。

表1 土壤、植物和湖水镉含量及土壤理化性质

Table 1 Physicochemical properties and cadmium concentrations in soils, plants and lake waters

地点	土壤 Cd/ ($\mu\text{g/g}$)	植物 Cd/ ($\mu\text{g/g}$)	土壤有机质/%	土壤 pH	水体 Cd/ ($\mu\text{g/L}$)	水体 pH
红枫湖	0.90 ± 0.31	0.09 ± 0.05	4.98 ± 9.25	5.84 ± 0.62	0.0077 ± 0.01	6.96 ± 0.25
百花湖	0.99 ± 0.60	0.12 ± 0.11	4.39 ± 3.58	5.76 ± 7.39	0.041 ± 0.04	6.75 ± 7.28
阿哈湖	0.79 ± 0.27	0.11 ± 0.02	4.49 ± 4.05	5.58 ± 5.36	0.017 ± 0.02	6.54 ± 5.24

表2 不同蜘蛛对土壤镉的富集系数

Table 2 Bioconcentration factors (BCF) of cadmium in different spiders

蜘蛛种类	样本数/组	Cd BCF (土壤)	Cd BCF (植物)	Cd(水体)
肖蛸科	25	$0.14 \sim 9.34$	$1.15 \sim 133.97$	$1.07 \times 10^4 \sim 1.29 \times 10^6$
园蛛科	9	$2.42 \sim 3.84$	$18.39 \sim 47.76$	$2.26 \times 10^4 \sim 5.84 \times 10^5$
蟹蛛科	15	$1.51 \sim 3.86$	$3.23 \sim 63.83$	$1.25 \times 10^4 \sim 3.20 \times 10^5$
络新妇科	18	$0.25 \sim 5.51$	$3.32 \sim 81.81$	$9.54 \times 10^3 \sim 1.26 \times 10^6$

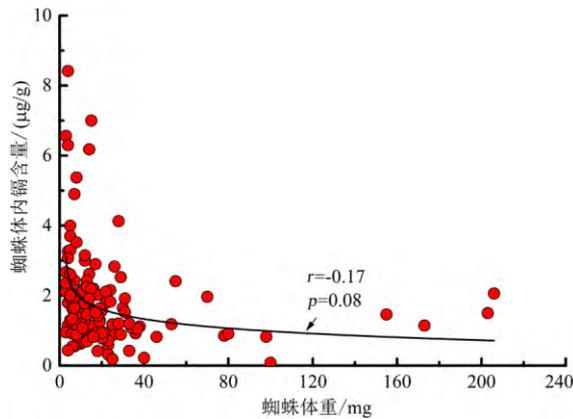


图3 蜘蛛体重与镉含量的关系

Fig.3 Relationship between cadmium concentrations and body weights of spiders

不同类型蜘蛛与生境土壤镉含量关系,见图4。肖蛛科和络新妇科体内镉与土壤镉含量呈弱负相关性(图4a,d),园蛛科和蟹蛛科与对应土壤镉含量呈显著正相关关系(图4b,c)。随着土壤镉含量增加,园蛛科和蟹蛛科蜘蛛体内镉含量亦呈增加的特征,这与Jung等^[6]的研究结果一致。不同种类蜘蛛的这些捕食行为,可能是造成蜘蛛体内镉含量不同的重要因素。园蛛科蜘蛛属于定居型蜘蛛,主要捕

食飞虫等^[27],蟹蛛科蜘蛛为狩猎型蜘蛛,通过巡游捕食昆虫^[23],肖蛛科蜘蛛也为定居型以小型或无危险的猎物为食,但其在束缚猎物方面没有园蛛科有效^[22,28],络新妇科蜘蛛定居型以相对较大的猎物和小型猎物为食,如蝉、蜻蜓、黄蜂、臭虫等^[29-30]。我们的研究结果显示,园蛛科和蟹蛛科蜘蛛体内镉与土壤镉呈显著正相关,暗示了土壤镉暴露途径,故园蛛科、蟹蛛科更能反映土壤镉污染情况,可作为土壤镉污染的指示生物。

蜘蛛体内的镉含量取决于食物的同时,其不同发育阶段、性别、年龄以及对镉的适应性,均可影响体内镉的积累^[6,31]。镉进入蜘蛛体内后主要储存在体内中肠细胞中的富金属矿体颗粒和金属硫蛋白中^[5,32],而排泄率较低,如镉中毒的迷路漏斗网蛛在若蛛(幼蛛)时期对镉的排泄率为0.2%,在成蛛时对镉的排泄率为10%^[33]。极低的排泄率可能是导致蜘蛛体内镉高累积的原因^[3]。

2.4 风险评价

有毒物质残留生物指数(β),是生物体内可观测到的镉含量与生物体内镉的浓度阈值的商,此评价模型由Van Straalen等^[34]提出,如表3所示。其计算公式为:

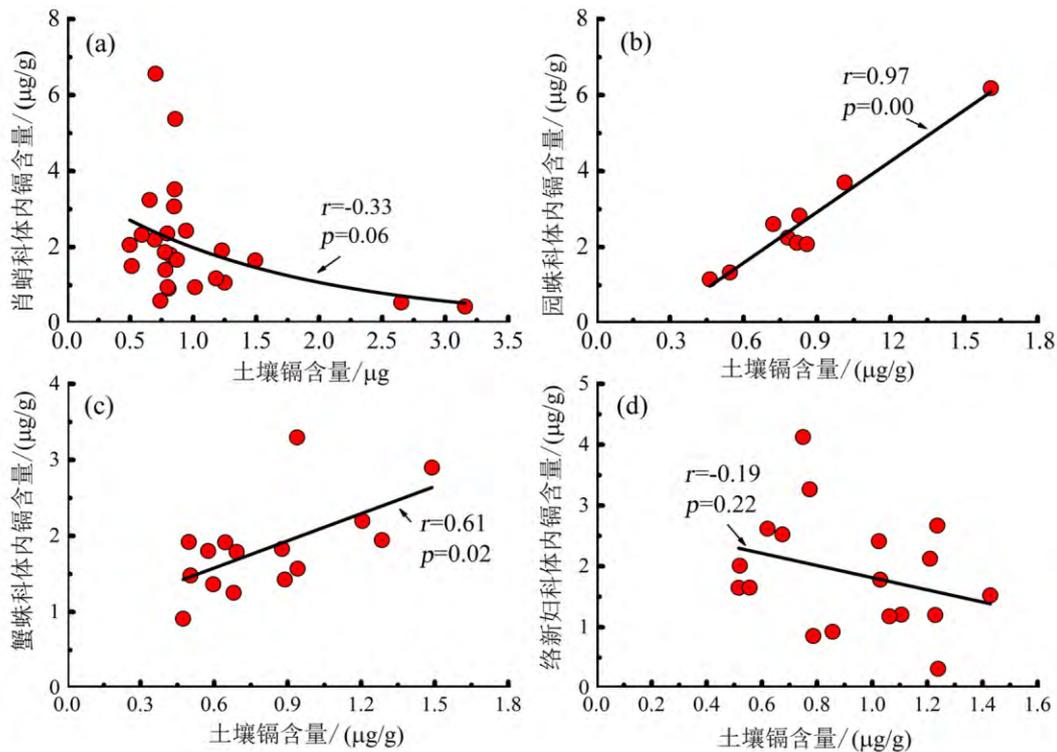


图4 蜘蛛镉含量与土壤镉含量的相关性

Fig.4 Relationship between cadmium concentrations in spiders and in soils

表3 “两湖一库”地区蜘蛛的有毒物质残留生物指数
Table 3 The biological index for toxicant residues (β) in “two lakes and one reservoir” of Guiyang

地点	样本数/只	蜘蛛风险系数		风险程度			
		风险范围	平均风险	$\beta < 0.01$	$0.01 < \beta < 0.1$	$0.1 < \beta < 1$	$\beta > 1$
红枫湖	61	0.00~0.05	0.01±0.01	8.20%	91.80%	-	-
百花湖	47	0.00~0.07	0.02±0.01	27.66%	72.34%	-	-
阿哈湖	22	0.01~0.05	0.02±0.01	18.18%	81.82%	-	-

$$\beta = \frac{C_r}{C_t} \quad (3)$$

式中, C_r 为可观测到的蜘蛛体内镉含量, C_t 为蜘蛛体内镉浓度阈值。蜘蛛风险级别划分方法为: $\beta < 0.01$ 为低风险; $0.01 < \beta < 0.1$ 为中等风险; $0.1 < \beta < 1$ 为高风险; $\beta > 1$ 为极高风险。

迄今关于蜘蛛种类致死浓度的相关报道较少^[35-36], 本文引用指示土壤镉污染的最佳指示生物狼蛛的致死浓度 $128.75 \pm 17.32 \mu\text{g/g}$ ^[36], 以期估计红枫湖、百花湖、阿哈湖周边蜘蛛的健康程度, 计算结果如表3所示。

风险评估数据显示, 红枫湖、百花湖和阿哈湖地区的蜘蛛, 分别有 91.80%、72.34% 和 81.82% 处于中等风险水平。贵州地处我国西南高镉地质背景条件下^[9], 我们的初步调查结果说明, 生活在这种高镉地质背景中的蜘蛛体内存在着镉暴露风险, 可能对蜘蛛健康造成潜在威胁, 未来需要开展深入的研究。

3 结论

本文调查了高镉地质背景区贵州省贵阳市“两

湖一库”周边区域生活的四种蜘蛛(肖蛸科、园蛛科、蟹蛛科、络新妇科)及其生境因子土壤、植物(叶片)和湖水中的镉含量, 结果表明:

1) 红枫湖、百花湖和阿哈湖周边环境蜘蛛镉含量, 呈阿哈湖>百花湖>红枫湖, 所采集四类蜘蛛体内镉含量, 呈园蛛科>肖蛸科>络新妇科≈蟹蛛科。蜘蛛体重与镉元素表现出负相关关系, 暗示了蜘蛛生长发育过程中的镉含量受生物稀释效应影响。

2) 在四类蜘蛛中, 狩猎型蜘蛛(蟹蛛科)和园蛛科体内镉含量能反映土壤镉污染情况, 与生境土壤镉含量呈显著正相关关系($r=0.61$, $r=0.97$), 故可作为土壤镉污染的指示生物。受研究区不同生境因素、不同蜘蛛食性差异及由此造成的暴露途径的影响, 均会影响蜘蛛体内镉含量。

3) 红枫湖、百花湖和阿哈湖周边蜘蛛, 体内镉的有毒物质残留生物指数 β 分别为 0.01 ± 0.01 、 0.02 ± 0.01 和 0.02 ± 0.01 , 其中 91.8%、72.3% 和 81.8% 的蜘蛛个体处于镉的中等风险水平, 可能对蜘蛛健康造成潜在威胁。

参 考 文 献

- [1] Pedersen S A, Kristiansen E, Andersen R A, et al. Cadmium is deposited in the gut content of larvae of the beetle *Tenebrio molitor* and involves a Cd-binding protein of the low cysteine type[J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2008, 148(3): 217-222.
- [2] Laing G D, Bogaert N, Tack F M G, et al. Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 289(1): 71-81.
- [3] Hendrickx F, Maelfait J P, Langenbick F. Absence of cadmium excretion and high assimilation result in cadmium biomagnification in a wolf spider[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2003, 55(3): 287-292.
- [4] Kammenga J E, Dallinger R, Donker M H, et al. Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment[J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 164(164): 93-147.
- [5] Wilczek G, Babczyńska A, Wilczek P, et al. Cellular stress reactions assessed by gender and species in spiders from areas variously polluted with heavy metals[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 70(1): 127-137.
- [6] Jung M P, Lee J H. Bioaccumulation of heavy metals in the wolf spider, *Pardosa astrigera* L. Koch (Araneae: Lycosidae) [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184(3): 1773-1779.
- [7] Hunter B A, Johnson M S, Thompson D J. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. II. Invertebrates [J]. *Journal of Applied Ecology*, 1987: 587-599.
- [8] Naef-Daenzer L, Naef-Daenzer B, Nager R G. Prey selection and foraging performance of breeding Great Tits *Parus major* in relation to food availability [J]. *Journal of Avian Biology*, 2000, 31(2): 206-214.

- [9] 曾广铭, 吉玉碧, 谭红, 等. 贵州省农业土壤中镉的背景值研究[J]. 现代农业科技, 2007(3): 73-74.
- [10] 田林锋, 胡继伟, 罗桂林, 等. 贵州百花湖鱼体器官及肌肉组织中重金属的分布特征及其与水体重金属污染水平的相关性[J]. 水产学报, 2012, 36(5): 714-722.
- [11] 张勇. 贵州百花湖汞污染研究及污染控制成果浅析[D]. 太原: 太原理工大学, 2016.
- [12] 闫海鱼, 冯新斌, 刘霆, 等. 贵州百花湖鱼体汞污染现状[J]. 生态学杂志, 2008, 27(8): 1357-1361.
- [13] 白薇扬, 冯新斌, 金志升, 等. 河流对阿哈水库汞迁移转化过程的影响[J]. 矿物学报, 2007, 27(2): 218-224.
- [14] 何邵麟. 贵州表生沉积物地球化学背景特征[J]. 贵州地质, 1998, 15(2): 149-156.
- [15] 田林锋, 胡继伟, 罗桂林, 等. 贵州百花湖沉积物重金属稳定性及潜在生态风险性研究[J]. 环境科学学报, 2012, 32(4): 885-894.
- [16] 曾艳, 张维, 陈敬安, 等. 红枫湖入库河流沉积物中重金属污染状况分析[J]. 地球与环境, 2010, 38(4): 470-475.
- [17] 梁莉莉, 王中良, 宋柳霆. 贵阳市红枫湖水体悬浮物中重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2008, 27(2): 119-125.
- [18] 李榜江, 王龙昌, 龙明忠, 等. 贵阳市花溪区煤矿废弃地重金属污染评价[J]. 贵州农业科学, 2014(4): 130-135.
- [19] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. GB 5009.15-2014 食品安全国家标准食品中镉的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015.
- [20] 中华人民共和国农业部. NY/T 1377-2007 土壤 pH 的测定[S]. 北京: 中国农业出版社, 2007.
- [21] 中华人民共和国农业部. NY/T 1121.6-2006 土壤有机质的测定[S]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [22] 张俊霞, 朱明生, 宋大祥, 肖蛸科蜘蛛的捕食行为[J]. 蛛形学报, 2002, 11(1): 61-64.
- [23] 孟祥伟. 花蟹蛛属(蜘蛛目: 蟹蛛科)的分类学探究[D]. 南充: 西华师范大学, 2015.
- [24] 陆引罡, 王巩. 贵州贵阳市郊区菜园土壤重金属污染的初步调查[J]. 土壤通报, 2001, 32(5): 235-237.
- [25] Ramirez M G, McCallum J E B, Landry J M, et al. Relationships between physiological characteristics and trace metal body burdens of banded garden spiders *Argiope trifasciata* (Araneae, Araneidae) [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, 74(4): 1081-1088.
- [26] 赵敬钊. 温度对蜘蛛个体发育的影响[J]. 蛛形学报, 2001, 10(1): 58-64.
- [27] 郭胜涛. 中国园蛛属分类研究(蜘蛛目: 园蛛科) [D]. 保定: 河北大学, 2011.
- [28] Yoshida M. Predatory behavior of three Japanese species of *Metleucauge* (Araneae, Tetragnathidae) [J]. *Journal of Arachnology*, 1989, 17(1): 15-25.
- [29] Yoshida M. Predatory behavior of *Leucauge magnifica* (Araneae: Tetragnathidae) [J]. *Acta Arachnologica*, 2000, 49(2): 117-123.
- [30] Robinson M H, Robinson B C. Ecology and behavior of the giant wood spider *Nephila maculata* (Fabricius) in New Guinea [J]. *Smithsonian Libraries*, 1973, 149(149): 1-76.
- [31] Migula P, Wilczek G, Babczyńska A. Effects of heavy metal contamination [M]. Heidelberg: Springer, 2013: 403-414.
- [32] Klaassen C D, Liu J, Choudhuri S. Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity [J]. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 1999, 39(1): 267-294.
- [33] Babczyńska A, Wilczek G, Wilczek P, et al. Metallothioneins and energy budget indices in cadmium and copper exposed spiders *Agelena labyrinthica* in relation to their developmental stage, gender and origin [J]. *Comparative Biochemistry & Physiology Toxicology & Pharmacology Cbp*, 2011, 154(3): 161-171.
- [34] Van Straalen N M, Krivolutsky, D A. Critical body concentrations: their use in bioindication [A]. In *Bioindicator systems for soil pollution* [M]. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996: 5-16.
- [35] Jung M P, Kim H, Kim S T, et al. Risk analysis of heavy metal contaminated habitats using a wolf spider, *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae) [C]. *Environment Health Risk*, 2007.
- [36] Babczyńska A, Migula P. Cadmium-fenitrothion interaction in the spider *pardosa lugubris* and the fruit fly *drosophila melanogaster* [J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2002, 69(4): 586-592.

Exposure Risk and Cadmium Content in Spiders Dwelling in Major Reservoir Areas of the Guiyang City

LI Pan^{1,2}, LUO Muxinjian^{2,3}, CAI Yiyu³, LONG Shuiting^{2,4}, XU Zhidong^{2,3}, QIU Guangle²

(1. College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China;

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Public Health, Guizhou

Medical University, Guiyang 550025, China)

Abstract: The cadmium concentrations in spiders (*Tetragnathidae*, *Araneidae*, *Thomisidae*, and *Nephilidae*) of a high cadmium geological background region and in their dwelling environment compartments (water, soils and plants) were investigated to discuss sources, influencing factors and exposure risks of cadmium in spiders. The results showed that cadmium concentrations in spiders followed a decreasing order of *Araneidae* > *Tetragnathidae* > *Nephilidae* \approx *Thomisidae*, with an average of $1.82 \pm 1.37 \mu\text{g/g}$ ($n=130$). A weak negative correlation ($r=-0.17$, $p=0.08$) between the cadmium concentration in spider and the weight of spider was observed, which may be resulted in the bio-dilution effect. Significant positive correlations ($r=0.61$, 0.97) between the cadmium concentration in soil and those in *Thomisidae* and *Araneidae* were observed. The bioaccumulation factors of cadmium in these two species were greater than 1, suggesting these two species could be selected as biomarkers for cadmium pollution in soil. The biological index for toxicant residues (β) indicated that the cadmium exposure risk of spiders in regions of the high geological background of cadmium should be noted.

Key words: spider; cadmium; influencing factors; exposure risk