

# 节肢动物体内汞、硒分布及食物链传递特征

ABEYSINGHE Kasun<sup>1,2</sup> 敖明<sup>3</sup> GOODALE Eben<sup>4</sup> 杨效东<sup>1</sup> 徐晓航<sup>2,5</sup>  
许志东<sup>2,5</sup> 仇广乐<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院西双版纳热带植物园, 云南勐腊 666303; <sup>2</sup>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; <sup>3</sup>贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; <sup>4</sup>广西大学林学院, 南宁 530005; <sup>5</sup>中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要** 选择贵州万山汞矿区及雷山参考点, 采集了 7 属 9 种陆生常见节肢动物, 分析了其体内的汞、硒和  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  含量特征, 探讨了联合暴露下硒、汞在陆生食物链的传递规律。结果表明: 参考点节肢动物体内汞、硒平均含量分别为  $157 \pm 329$  和  $190 \pm 277 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 显著低于汞矿区汞、硒的平均含量  $5692 \pm 1472$  和  $2220 \pm 691 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; 无论是汞矿区还是对照区, 肉食性动物体内汞含量显著高于植食性动物, 表现出显著的生物积累与放大效应; 而硒在肉食性与植食性动物之间没有显著差异, 表明硒在节肢动物体内不具有生物积累放大效应。在自然背景条件下, 节肢动物体内硒含量与汞含量呈显著正相关 ( $r=0.983, P<0.001$ )。硒、汞摩尔比接近 2:1, 同时节肢动物体内汞含量与  $\delta^{15}\text{N}$  含量呈正相关 ( $r=0.434, P<0.001$ ), 而与  $\delta^{13}\text{C}$  关系不明显, 表明动物体内  $\delta^{15}\text{N}$  较  $\delta^{13}\text{C}$  更能反映捕食与被捕食营养关系。

**关键词** 节肢动物; 硒; 汞; 碳同位素; 氮同位素; 食物链

**Mercury and selenium in arthropods and their bioaccumulation across food webs.** ABEYSINGHE Kasun<sup>1,2</sup>, AO Ming<sup>3</sup>, GOODALE Eben<sup>4</sup>, YANG Xiao-dong<sup>1</sup>, XU Xiao-hang<sup>2,5</sup>, XU Zhi-dong<sup>2,5</sup>, QIU Guang-le<sup>2\*</sup> (<sup>1</sup>Key Laboratory of Tropical Forest Ecology, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla 666303, Yunnan, China; <sup>2</sup>State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; <sup>3</sup>College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; <sup>4</sup>College of Forestry, Guangxi University, Nanning 530005, China; <sup>5</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China).

**Abstract:** Seven different types of arthropods, including nine species, were collected from Wanshan mercury (Hg) mining region and Leishan control site for Hg and selenium (Se) analysis. Stable isotopes  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  were also measured. Results showed that average concentrations of Hg and Se in arthropods were  $157 \pm 329$  and  $190 \pm 277 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  in Leishan, respectively, which were much lower than the  $5692 \pm 1472 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  for Hg and  $2220 \pm 691 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$  for Se in Wanshan. Mercury concentrations in carnivorous species were significantly higher than those of herbivorous animals from both Hg mining region and control site, demonstrating Hg's ability to bioaccumulate across food webs. However, Se did not show bioaccumulation in arthropods. A significant positive correlation ( $r=0.983, P<0.001$ ) between Se and Hg was observed in samples collected from the control site with a molar ratio of 2:1, but such a relationship was not found in the Hg mining region. A positive correlation ( $r=0.434, P<0.001$ ) between  $\delta^{15}\text{N}$  with Hg showed that  $\delta^{15}\text{N}$  could better reflect the relationship among predators and prey than  $\delta^{13}\text{C}$  did.

**Key words:** arthropods; mercury; selenium;  $\delta^{15}\text{N}$ ;  $\delta^{13}\text{C}$ ; food web.

国家重点基础研究计划项目(2013CB430004)和国家自然科学基金项目(41573135)资助。

收稿日期: 2015-12-02 接受日期: 2016-01-06

\* 通讯作者 E-mail: qiuguangle@vip.skleg.cn

20世纪50年代日本水俣病爆发以来,针对水生食物链汞污染的研究一直是人们关注的重点,大量研究揭示了高营养级生物体内汞的生物放大累积的科学规律(Watras *et al.*, 1998; Ullrich *et al.*, 2001)。然而,针对陆地生态系统汞污染研究,尽管也发现了通过食物链传递致捕食者体内汞含量升高的现象(Cristol *et al.*, 2008; 张仲胜, 2008a; 王微, 2011),但是由于研究数据相对较少,迄今关于汞在陆生食物链中的生物放大和累积效应的现象并未形成定论,汞的生物富集与放大效应及传递机制仍不清楚(Seewagen, 2010; Speir *et al.*, 2014; Bartrons *et al.*, 2015)。本文选择典型陆生环境中存在硒汞联合暴露情况下,研究了汞污染区节肢动物对于汞和硒的累积特征,同时对比分析了参考点节肢动物体内汞硒含量特征,探讨了节肢动物捕食者与被捕者之间的汞硒迁移规律,以期揭示汞在陆生食物链及环境硒影响下积累传递规律。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与处理

选择汞污染严重的贵州万山汞矿区为研究区,无明显汞污染的雷山县莲花村为参考点,采样点位置如图1。采集陆生生态常见典型节肢动物包括短角蚱蜢(*Orthoptera acrididea*, SHG)、长角蚱蜢(*Pterophylla camellifolia*, LHG)、秋粘虫蛾(*Spodoptera frugiperda*, FAM)、稻眼蝶(*Melanitis leda ismene*, BF)、稻绿蝻(*Nezara viridula*, GSB)、蜻蜓(*Sympetrum flavolum*, DF)、小肩斑银腹蛛(*Leucauge subblanda*, SS)、华丽肖蛸(*Tetragnatha nitens*, MS)和斑络新妇

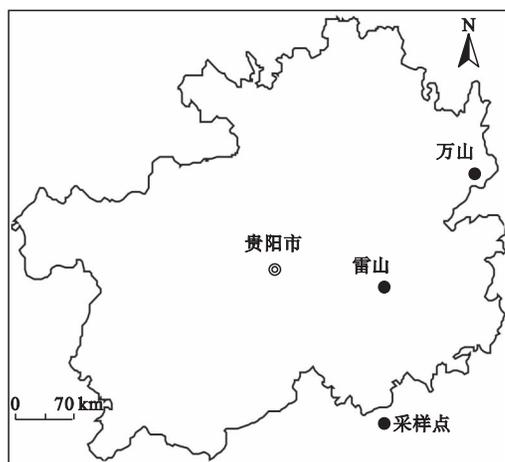


图1 采样点分布位置

Fig.1 Location of sampling sites

(*Nephila pilipes*, LS)等7属9种昆虫作为研究对象,每种动物单个体采集数量不少于30只。采集到的昆虫用酒精麻醉,带回实验室冷冻干燥待测。

### 1.2 实验方法

**1.2.1 汞的测定** 样品汞测定采用测汞仪(RA-915+塞曼效应汞分析仪和配套的PYRO-915+热解装置,俄罗斯)测定。将干燥后的样品个体称重后,置于燃烧舟内,然后经热解装置高温灼烧热解(800℃)转化成气态汞经测汞仪直接进行汞测量。

**1.2.2 硒的测定** 准确称取0.2 g(精确到1 mg)样品于Teflon消解罐中,加入3 mL超纯HNO<sub>3</sub>,置150~155℃烘箱加热6~8 h,冷却后向消解液中加入2 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>,置于90℃电热板30~60 min蒸至近干,加入3 mL亚沸的HNO<sub>3</sub>和2 mL去离子水(DDW)后,再次置烘箱于(140±5)℃加热4~5 h,取2 mL消解液于PFA杯中,置90℃电热板蒸至近干,使用3 mL 5 mol·L<sup>-1</sup> HCl转移近干物至25 mL比色管中进行HCl还原,于120℃加热1.5~2 h;冷却后,定容至20 mL,采用AF-610A原子荧光光谱仪测定。

**1.2.3 δ<sup>13</sup>C分析** 取适量预处理好的样品,加入2~3 g CuO丝于石英管(预先置马弗炉850℃灼烧2 h)中,在真空系统中抽高真空后焊封,在马弗炉中850℃灼烧4 h后,于真空系统中纯化CO<sub>2</sub>,然后在同位素质谱仪(Finnigan MAT252)上测定δ<sup>13</sup>C值,采用IAEA-C<sub>3</sub>(纤维素, δ<sup>13</sup>C = -24.91‰)为参考标准,标准误差分析为±0.2‰。

**1.2.4 δ<sup>15</sup>N分析** 取适量预处理好的样品,2~3 g CuO丝和1~2 g线状Cu丝于石英管(预先置马弗炉850℃灼烧2 h)中,在真空系统中抽高真空后焊封,在马弗炉中850℃灼烧4 h后于真空系统中纯化N<sub>2</sub>,然后在同位素质谱仪(Finnigan MAT252)上测定δ<sup>15</sup>N值,采用IAEA硝酸钾(MOR2386-01, δ<sup>15</sup>N = 1.9‰)为参考标准,标准误差分析为±0.2‰。

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}, \text{V-PDB}) = (R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}} - 1) \times 1000$$

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}, \text{at-air}) = (R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}} - 1) \times 1000$$

式中R为<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C或者<sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N自然丰度比。

### 1.3 质量控制

样品中汞含量数据质量采用标准工作曲线、标准物质柑橘叶(GBW 10020)和龙虾肝胰腺(TORT-2)进行,同时每测10个样品加测一个TORT-2标准物质,以检测仪器的稳定性,保证回收率在80%~120%。δ<sup>13</sup>C、δ<sup>15</sup>N同位素的测定分别采用IAEA-C<sub>3</sub>和IAEA硝酸钾为参比国际标准,实验过程中3组

空白对照, 保证标准误差分析为±0.2%。

1.4 数据处理

采用 SPSS for Windows 11.0 软件进行数据分析及差异性显著检验(*t* 检验) 和作图。

2 结果与分析

2.1 汞硒含量特征

2.1.1 参考点 参考点节肢动物体内汞含量整体较低, 但是个体差异显著。从表 1 可以看出, 汞的平均含量为  $157 \pm 329 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 介于  $0.12 \sim 1910 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。节肢动物中汞含量最低的种类为 GSB, 平均含量为  $4.3 \pm 4.1 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; 其次为 SHG、LHG、FAM 和 BF, 其体内汞含量接近, 平均值分别为  $37 \pm 26$ 、 $30 \pm 17$ 、 $27 \pm 19$  和  $36 \pm 25 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; 在蜘蛛类中, SS 含量最低, 平均为  $60 \pm 30 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 其次为 MS, 平均为  $304 \pm 167 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , LS 含量最高, 平均为  $1354 \pm 417 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 也高于 DF 体内汞的平均含量为  $612 \pm 180 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。参考点节肢动物体内汞的含量由低到高依次为  $\text{GSB} < \text{FAM} < \text{LHG} < \text{SHG} < \text{BF} < \text{SS} < \text{MS} < \text{DF} < \text{LS}$ , 呈现出肉食性显著高于植食性的特征(图 2)。

从表 1 可以看出, 硒的平均含量为  $190 \pm 277 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 介于  $11 \sim 1000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。不同类的节肢动物体内硒含量变化较大, 植食性节肢动物中 GSB 体内硒含量最低, 平均仅为  $14 \pm 2.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 而 SHG、LHG 和 FAM 较接近, 平均值分别为  $37 \pm 20$ 、 $56 \pm 27$ 、

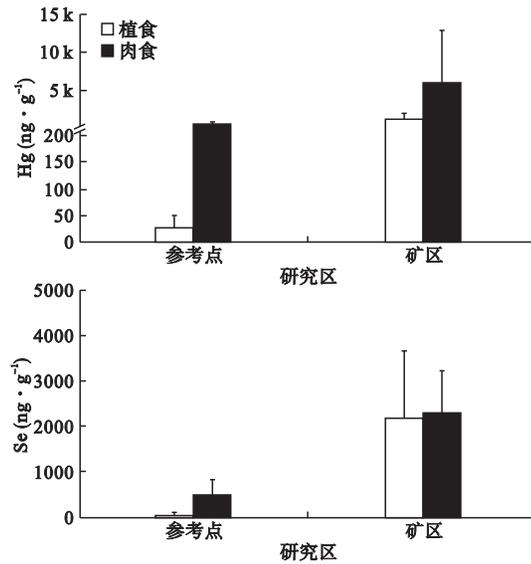


图 2 研究区汞硒在植食性和肉食性节肢动物体内的分布特征  
Fig.2 Concentrations of total mercury and total selenium in arthropods from study areas

$53 \pm 30 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , BF 含量最高, 平均含量为  $90 \pm 76 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; 肉食性节肢动物中 DF 体内硒的平均含量为  $612 \pm 180 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , SS、MS 和 LS 体内硒的平均含量分别为  $120 \pm 72$ 、 $242 \pm 93$  和  $908 \pm 70 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。参考点节肢动物体内硒含量特征整体与汞含量相类似, 由低到高依次为  $\text{GSB} < \text{SHG} < \text{FAM} < \text{LHG} < \text{BF} < \text{SS} < \text{MS} < \text{DF} < \text{LS}$ , 亦呈现出肉食性高于植食性的特征。

表 1 节肢动物体内汞、硒、 $\delta^{13}\text{C}$  及  $\delta^{15}\text{N}$  的含量分布

Table 1 Statistic results of total mercury, selenium,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $\delta^{15}\text{N}$  in arthropods from study areas

食性	类型	研究区	汞含量( $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ )		硒含量( $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ )		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	
			范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
植食	SHG	汞矿区	257~600	$357 \pm 82$	462~1741	$1105 \pm 306$	-28.87~-28.66	-28.74±0.082	1.15~1.88	$1.49 \pm 0.34$
		对照区	0.20~110	$37 \pm 26$	15~96	$37 \pm 20$				
	LHG	汞矿区	386~625	$495 \pm 60$	585~2814	$1234 \pm 422$	-25.26~-23.37	-24.24±0.78	1.80~2.62	$2.15 \pm 0.28$
		对照区	3.5~74	$30 \pm 17$	14~92	$56 \pm 27$				
	FAM	汞矿区	1430~4340	$2152 \pm 646$	1004~5679	$3936 \pm 1346$	-28.71~-28.01	-28.44±0.24	2.05~3.73	$2.90 \pm 0.54$
		对照区	4.3~87	$27 \pm 19$	13~112	$53 \pm 30$				
BF	汞矿区	1080~2790	$1876 \pm 416$	1687~5961	$3299 \pm 1221$	-30.22~-29.67	-30.02±0.22	1.07~1.46	$1.24 \pm 0.16$	
	对照区	2.6~98	$36 \pm 25$	12~402	$90 \pm 76$					
GSB	汞矿区	212~1240	$757 \pm 299$	1038~1962	$1461 \pm 258$	-29.10~-28.68	-28.98±0.16	1.75~2.19	$1.96 \pm 0.17$	
	对照区	0.12~13	$4.3 \pm 4.1$	11~22	$14 \pm 2.8$					
肉食	DF	汞矿区	1240~6230	$2609 \pm 804$	1071~4675	$2489 \pm 812$	-25.22~-23.79	-24.19±0.37	6.97~7.65	$7.36 \pm 0.23$
		对照区	107~827	$612 \pm 180$	160~962	$599 \pm 247$				
	SS	汞矿区	1310~6640	$3295 \pm 1283$	979~1820	$1387 \pm 292$	-26.83~-25.68	-26.28±0.59	7.12~9.09	$8.11 \pm 1.0$
		对照区	10~104	$60 \pm 30$	22~231	$120 \pm 72$				
	MS	汞矿区	10200~27700	$17600 \pm 5736$	1620~2449	$2044 \pm 280$	-23.19~-22.95	-23.07±0.17	5.36~5.46	$5.41 \pm 0.072$
		对照区	73~657	$304 \pm 167$	135~358	$242 \pm 93$				
LS	汞矿区	17600~29600	$22090 \pm 3926$	1265~5269	$3028 \pm 1280$	-28.13~-27.47	-27.87±0.28	7.04~7.42	$7.26 \pm 0.16$	
	对照区	952~1910	$1354 \pm 417$	770~1000	$908 \pm 70$					

SHG-短角蚱蜢; LHG-长角蚱蜢; FAM-秋粘虫蛾; BF-稻眼蝶; GSB-稻绿蝽; DF-蜻蜓; SS-小肩斑银腹蛛; MS-华丽肖蛸; LS-斑络新妇。

**2.1.2 汞矿区** 汞矿区节肢动物体内汞含量整体明显偏高(表1)。汞的平均含量为  $5692 \pm 1472 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 介于  $212 \sim 29600 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。节肢动物中植食性动物体内平均含量  $1127 \pm 300 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 介于  $212 \sim 4340 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 肉食性节肢动物体内汞平均含量为  $5699 \pm 2937 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 介于  $1240 \sim 29600 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 平均含量是植食性节肢动物的5倍。节肢动物中汞含量最低的种类为SHG, 平均含量为  $357 \pm 82 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 最高的为肉食性节肢动物LS, 平均含量高达  $22090 \pm 3926 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; FAM、BF和DF含量较接近, 平均值分别为  $2152 \pm 646$ 、 $1876 \pm 416$ 和  $2609 \pm 804 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ ; SS、MS和LS体内汞的平均含量分别为  $3295 \pm 1283$ 、 $17600 \pm 5736$ 和  $22090 \pm 3926 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 显著高出中国铅锌冶炼厂及氯碱厂附近节肢动物体内汞含量(郑冬梅等, 2007; 张仲胜等, 2008b, c, 2009a, b; Zhang *et al.* 2012)。汞矿区节肢动物体内汞的含量由低到高的顺序依次为 SHG < LHG < GSB < BF < FAM < SS < MS < DF < LS。

从表1看出, 硒含量的变化范围介于  $462 \sim 5961 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 平均值为  $2220 \pm 691 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。植食性和肉食性节肢动物体内硒的平均含量分别为  $2190 \pm 1445$ 和  $2280 \pm 992 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 两者没有显著性差异(图2)。植食性节肢动物SHG体内硒含量最低, 平均含量为  $1105 \pm 306 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 是参考点同类体内的6倍, 硒含量最高的动物也为植食性节肢动物FAM, 其平均含量为  $3936 \pm 1346 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ , 是参考点同类体内硒含量的20倍。汞矿区节肢动物体内硒含量, 由低到高依次为 SHG < LHG < SS < GSB < MS < DF < LS < BF < FAM。

研究结果发现, 汞矿区节肢动物体内硒含量, 尽管植食性和肉食性体内硒含量基本没有差异, 但显著高于参考点, 这很可能与汞矿区存在环境硒污染有关。部分万山汞矿为硒汞伴生矿, 矿石中的硒含量  $0.02\% \sim 0.87\%$ (鲍振襄等, 1995), 汞矿石冶炼过程中, 伴生的硒元素会被排放到周围土壤、水体和大气, 从而导致了硒污染问题, 进而造成生活在环境中的节肢动物受到了硒暴露。汞矿区和参考点节肢动物体内硒汞含量对比分析发现, 汞矿区植食性节肢动物和肉食性节肢动物体内硒含量与其体内汞含量没有正相关关系。这是由于硒元素不具有生物积累与生物放大效应, 肉食性动物不会通过食物链传递而在体内积累硒, 而汞元素不同, 具有显著的食物链积累放大特征, 受上述因素的影响, 汞矿区节肢动物体内硒汞含量之间并没有表现出相关性。

## 2.2 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 含量

**2.2.1  $\delta^{13}\text{C}$**  从表1可以看出, 节肢动物体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量介于  $-30.22\text{‰} \sim -22.95\text{‰}$ , 平均值为  $-26.87\text{‰} \pm 0.32\text{‰}$ 。不同种群体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量变化差异不明显。节肢动物中BF体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量最低, 平均值为  $-30.02\text{‰} \pm 0.22\text{‰}$ , SHG、FAM、GSB与BF体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量较接近, 分别为  $-28.74\text{‰} \pm 0.082\text{‰}$ 、 $-28.44\text{‰} \pm 0.24\text{‰}$ 、 $-28.98\text{‰} \pm 0.16\text{‰}$ ; MS体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量最高, 平均值为  $-23.07\text{‰} \pm 0.17\text{‰}$ ; 植食性节肢动物体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量平均值为  $-28.08\text{‰} \pm 0.30\text{‰}$ , 而肉食性节肢动物 $\delta^{13}\text{C}$ 含量平均值为  $-25.35\text{‰} \pm 0.35\text{‰}$ , 肉食性节肢动物体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量明显高于植食性节肢动物, 说明随着营养级水平的增加 $\delta^{13}\text{C}$ 含量呈现富集现象。本研究区节肢动物体内 $\delta^{13}\text{C}$ 含量由低到高表现为 BF < GSB < SHG < FAM < LS < SS < LHG < DF < MS(图3)。

随着营养级位置增加 $\delta^{13}\text{C}$ 值会呈增加的趋势, 因此可以指示动物营养级位置(McCutchan *et al.*, 2003; Olive *et al.*, 2003), 依据动物与其食物间 $\delta^{13}\text{C}$ 富集因子为  $1\text{‰} \sim 2\text{‰}$ , 将所得的富集因子上下各波动  $0.5\text{‰}$ , 即若二者差异在  $0.50\text{‰} \sim 2.5\text{‰}$ 范围波动, 可认为二者之间存在捕食与被捕食的营养关系(王微, 2011)。研究发现, 从初级消费者(植食节肢动物)到次级消费者(肉食节肢动物) $\delta^{13}\text{C}$ 平均值加  $2.73\text{‰}$ , 接近于  $2.5\text{‰}$ , 证实两者存在捕食与被捕食的营养关系。然而, 有些研究认为, 相邻营养级间 $\delta^{13}\text{C}$ 值的差值在  $0.4\text{‰} \sim 1.0\text{‰}$ , 降低了使用 $\delta^{13}\text{C}$ 在动物营养级研究方面的应用(Peterson *et al.*, 1987), 但能更好地反映动物的食物来源(Michener *et al.*, 2007)。

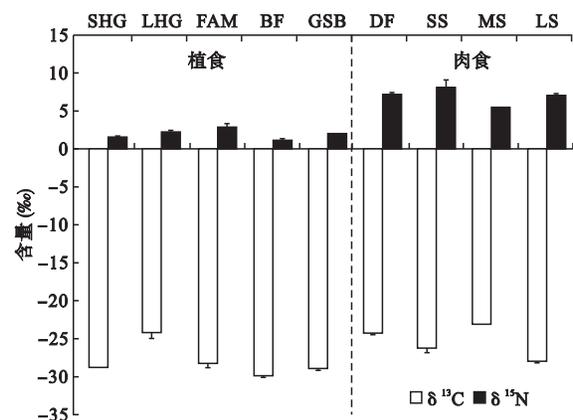


图3 汞矿区节肢动物体内 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 含量分布特征  
Fig.3 Concentrations of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  in arthropods collected from the Hg mining region

**2.2.2  $\delta^{15}\text{N}$**  从表 1 可以看出,节肢动物体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量范围介于  $1.07\text{‰} \sim 9.09\text{‰}$ ,平均值为  $4.15\text{‰} \pm 2.75\text{‰}$ 。不同种群体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量各异,其中 BF 体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量最低,平均为  $1.24\text{‰} \pm 0.16\text{‰}$ ,但接近于 SHG 和 GSB,它们的均值分别为  $1.49\text{‰} \pm 0.34\text{‰}$  和  $1.96\text{‰} \pm 0.17\text{‰}$ ;植食性 LHG 和 FAM 体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量高于其他植食动物,分别为  $2.15\text{‰} \pm 0.28\text{‰}$  和  $2.90\text{‰} \pm 0.54\text{‰}$ 。肉食性 SS 体内  $\delta^{15}\text{N}$  的含量最高,平均为  $8.11\text{‰} \pm 1.0\text{‰}$ ,MS 最低,平均值为  $5.41\text{‰} \pm 0.072\text{‰}$ ,DF 和 LS 接近,平均值分别为  $7.36\text{‰} \pm 0.23\text{‰}$  和  $7.26\text{‰} \pm 0.16\text{‰}$ 。研究区节肢动物体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量由低到高表现为  $\text{BF} < \text{SHG} < \text{GSB} < \text{LHG} < \text{FAM} < \text{MS} < \text{LS} < \text{DF} < \text{SS}$ 。

根据  $\delta^{15}\text{N}$  在不同营养级间大约  $3.0\text{‰} \sim 5.0\text{‰}$  的富集度 (Peterson *et al.*, 1987) 来指示生物所处的营养级位置,从初级消费者(植食节肢动物)至次级消费者(肉食节肢动物)  $\delta^{15}\text{N}$  平均值增加  $5.09\text{‰}$ ,随着营养级水平的提高  $\delta^{15}\text{N}$  含量出现富集现象。

### 3 讨论

#### 3.1 节肢动物体内汞含量与 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{13}\text{C}$ 的关系

随着  $\delta^{15}\text{N}$  含量的升高,节肢动物体内汞含量有增加的趋势,呈正相关关系 ( $r = 0.434, P = 0.0014$ )。从图 4 节肢动物体内汞含量与  $\delta^{15}\text{N}$  含量关系发现,植食性昆虫和肉食性昆虫明显分布在不同区域,植食性昆虫分布的区域更为集中,肉食性昆虫分布较为分散。可能是由于植食性动物食物来源途径较为单一,主要是其居住周围的植物,而肉食动物的食物来源途径不同,食物种类也较复杂,可能是导致体内

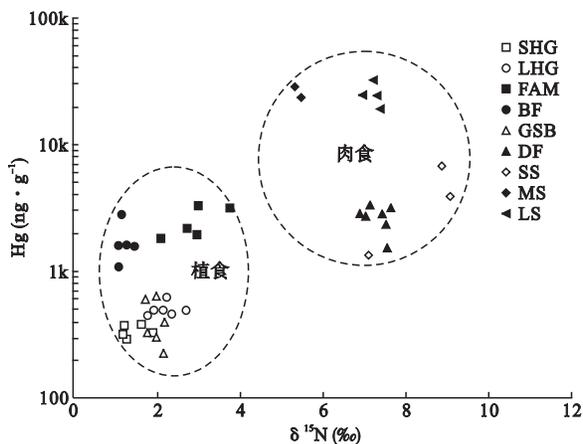


图 4 汞矿区节肢动物体内汞含量与  $\delta^{15}\text{N}$  含量关系  
Fig.4 The correlation of  $\delta^{15}\text{N}$  and total Hg in arthropods collected from the Hg mining region

$\delta^{15}\text{N}$  值差异的主要原因。肉食节肢动物中,SS 与 DF 体内的  $\delta^{15}\text{N}$  含量更为接近,而 MS 与 LS 体内的  $\delta^{15}\text{N}$  接近,可能暗示了两组各自有类似的食物来源。节肢动物体内  $\delta^{13}\text{C}$  含量与汞含量之间未呈现出明显的相关性,尽管肉食性动物比植食性体内的  $\delta^{13}\text{C}$  含量偏高,但由于差值较小,同样样品量不够充足,限制了其在相邻营养级的指示作用 (Peterson *et al.*, 1987)。

#### 3.2 节肢动物体内汞硒含量关系

汞硒拮抗作用早在 20 世纪 60 年代被发现 (Parizek *et al.*, 1967),即硒和汞之间呈负相关关系,硒的存在会抑制生物体对汞的吸收,这一现象陆续在水生生物、哺乳动物及人体内均被证实 (Belzile *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2009; Sørmo *et al.*, 2011)。本研究数据显示,汞矿区节肢动物体内硒和汞的含量不存在相关性 ( $r^2 = 0.02, n = 307$ ),说明相对汞污染严重的环境中,动物体内汞硒拮抗作用表现不显著,暗示了当环境中存在大量汞暴露情形下,硒的拮抗作用对生物体内汞的积累产生的影响较小。另一方面,汞是一种亲脂元素,具有显著的生物富集和生物放大效应 (WHO, 1990; Clarkson, 1998),而硒元素不具有生物富集放大作用。由于节肢动物包含了初级消费者和次级消费者等至少 2 个营养级,存在着捕食与被捕食关系,导致不同营养级节肢动物体内汞含量水平具有显著差异,而硒在节肢动物体内并没有随营养级升高造成体内的积累 (图 2)。

进一步分析发现,参考点节肢动物体内硒汞却存在着显著正相关关系 ( $R^2 = 0.95, P < 0.001$ ),硒汞摩尔比为  $1.9 : 1$ ,接近  $2 : 1$  (图 5),这种体内汞随

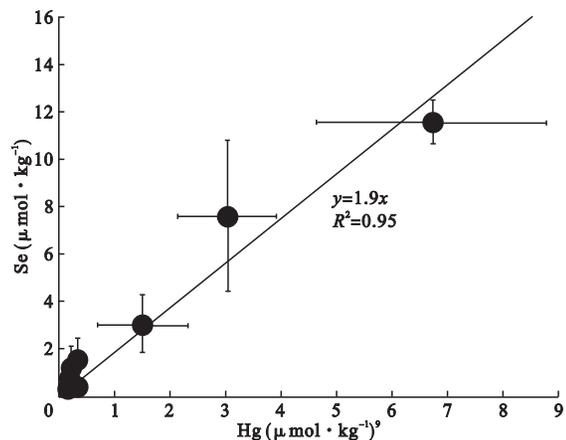


图 5 参考点节肢动物体内汞硒摩尔比关系  
Fig.5 The molar ratio of mercury and selenium in arthropods from the control site

硒浓度的增加而增加的现象,可能暗示了自然条件下节肢动物体内硒汞之间具有某种独特吸收累积关联机制。大量针对水生生态研究结果认为,硒汞拮抗效应存在的机制可能与硒汞结合生成非生物可利用的 HgSe 化合物有关,而生物体内的硒多以有机硒化合物的形态存在,例如:硒代半胱氨酸(SeCys)、硒甲基硒代半胱氨酸(SeMeSeCys)、硒代蛋氨酸(SeMet)、二甲基硒(DMSe)、二甲基二硒(DMDS)、二甲基硒硫(DMSeS)以及二甲基硒砷(DMSeO<sub>2</sub>)等(彭安等,1995;Zhu *et al.*,2009)。节肢动物体内发现的上述硒汞摩尔比,可以初步推测在陆生自然背景条件下,硒汞在节肢动物体内可能以 Se-Hg-Se 的结合方式(Kulp *et al.*,2004),那么从有机硒化合物的普遍存在形态可以推断,很可能以 SeMeSeCys-Hg 或 DMDS-Hg 的化合物存在于体内,值得进一步深入开展研究。

#### 4 结论

汞矿区节肢动物体内汞硒含量显著高于参考点,肉食性动物体内汞含量显著高于植食性动物,呈明显的生物积累与放大效应;在硒汞联合暴露条件下,肉食性节肢动物体内硒含量与植食性动物没有显著差异,暗示硒在节肢动物体内没有明显的生物积累放大效应。

自然背景条件下,节肢动物体内硒含量与汞含量呈显著正相关( $R^2=0.95$   $P<0.001$ ),硒对汞的摩尔浓度比值接近 2:1,暗示硒汞在节肢动物体内很可能会以 SeMeSeCys-Hg 或 DMDS-Hg 的化合物存在。

节肢动物体内汞含量与  $\delta^{15}\text{N}$  含量呈弱正相关,而与  $\delta^{13}\text{C}$  关系不明显,证实了汞在陆生食物链中的生物富集与生物放大效应,同时也暗示了利用动物体内  $\delta^{15}\text{N}$  含量较  $\delta^{13}\text{C}$  含量更能反映陆生食物链中的捕食与被捕食的营养关系。

#### 参考文献

鲍振襄,鲍珏敏. 1995. 湘西-黔东南汞矿带硒的赋存特征. 有色金属矿产与勘查, **4**(1): 30-34.  
 彭安,王子健,Whanger P,等. 1995. 硒的环境生物无机化学. 北京: 中国环境科学出版社.  
 王微. 2011. 基于稳定同位素方法的中国林蛙陆生食物链研究(硕士学位论文). 长春: 东北师范大学.  
 张仲胜,吕宪国,王起超,等. 2009a. 葫芦岛锌厂周围蜘蛛体内的汞含量及分布. 农业环境科学学报, **28**(3): 481-484.

张仲胜,王起超,吕宪国,等. 2009b. 锌冶炼-氯碱复合污染区昆虫中的重金属. 环境科学, **30**(7): 2077-2081.  
 张仲胜,王起超,郑冬梅,等. 2008c. 葫芦岛地区汞在土壤-植物-昆虫系统中的生物地球化学迁移. 环境科学学报, **28**(10): 2118-2124.  
 张仲胜,王起超,郑冬梅,等. 2008d. 葫芦岛地区东亚飞蝗体内的汞含量及分布. 生态学杂志, **27**(9): 1526-1530.  
 张仲胜. 2008a. 葫芦岛陆生食物链中重金属的传递与累积(硕士学位论文). 长春: 中国科学院东北地理与农业生态研究所.  
 郑冬梅,王起超,张仲胜,等. 2007. 节肢动物体内的总汞和甲基汞含量研究. 环境科学, **28**(11): 2586-2590.  
 Bartrons M, Gratton C, Spiesman BJ, *et al.* 2015. Taking the trophic bypass: Aquatic-terrestrial linkage reduces methylmercury in a terrestrial food web. *Ecological Applications*, **25**: 151-159.  
 Belzile N, Wu GJ, Chen YW, *et al.* 2006. Detoxification of selenite and mercury by reduction and mutual protection in the assimilation of both elements by *Pseudomonas fluorescens*. *Science of the Total Environment*, **367**: 704-714.  
 Clarkson TW. 1998. Human toxicology of mercury. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, **11**: 303-317.  
 Cristol DA, Brasso RL, Condon AM, *et al.* 2008. The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science*, **320**: 335.  
 Kulp TR, Pratt LM. 2004. Speciation and weathering of selenium in Upper Cretaceous chalk and shale from South Dakota and Wyoming, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **68**: 3687-3701.  
 McCutchan Jr, William M, Kendall C, *et al.* 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, **102**: 378-390.  
 Michener RH, Lajtha K. 2007. Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Boston: Blackwell Publishing.  
 Olive PJW, Pinnegar JK, Polunin NVC, *et al.* 2003. Isotope trophic step fractionation: A dynamic equilibrium model. *Journal of Animal Ecology*, **72**: 608-617.  
 Parížek J, Ostádalová I. 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. *Experientia*, **23**: 142-143.  
 Peterson BJ, Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **18**: 293-320.  
 Peterson SA, Ralston NVC, Whanger PD, *et al.* 2009. Selenium and mercury interactions with emphasis on fish tissue. *Environmental Bioindicators*, **4**: 318-334.  
 Seewagen CL. 2010. Threats of environmental mercury to birds: Knowledge gaps and priorities for future research. *Bird Conservation International*, **20**: 112-123.

- Speir SL , Chumchal MM , Drenner RW , *et al.* 2014. Methyl mercury and stable isotopes of nitrogen reveal that a terrestrial spider has a diet of emergent aquatic insects. *Environmental Toxicology and Chemistry* , **33**: 2506–2509.
- Sørmo EG , Ciesielski TM , Overjordet LB , *et al.* 2011. Selenium moderates mercury toxicity in free-ranging freshwater fish. *Environmental Science and Technology* , **45**: 6561–6566.
- Ullrich SM , Tanton TW , Abdrashitova SA. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* , **31**: 241–293.
- Watras CJ , Back RC , Halvorsen S , *et al.* 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment* , **219**: 183–208.
- WHO. 1990. Methylmercury. Environmental Health Criteria 101 , Geneva.
- Zhang Z , Song X , Wang Q , *et al.* 2012. Mercury bioaccumulation and prediction in terrestrial insects from soil in Huludao City , Northeast China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* , **89**: 107–112.
- Zhu YG , Pilon-Smits EA , Zhao FJ , *et al.* 2009. Selenium in higher plants: Understanding mechanisms for biofortification and phytoremediation. *Trends in Plant Science* , **14**: 436–442.

---

作者简介 ABEYSINGHE Kasun ,男 ,1986 年生 ,斯里兰卡籍 ,主要研究方向为人类环境保护、生态修复及动物行为。  
E-mail: abeysinghekasun@yahoo.com  
责任编辑 魏中青

---