

文章编号:1672-9250(2007)03-0247-08

黔西南滥木厂铊矿化区河流沉积物中 重金属污染及其潜在生态危害

彭景权^{1,2}, 肖唐付¹, 李航^{1,2}, 何立斌^{1,2}, 孙嘉龙^{1,2}, 宁增平^{1,2}, 杨菲^{1,2}

(1. 中国科学院地球化学研究所, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:黔西南滥木厂铊矿化区河流沉积物中重金属元素的含量很高,其环境污染和生态危害值得关注。本文采用地质累积指数(I_{geo})和潜在生态危害指数(RI)对重金属污染及其潜在生态危害进行了评价。结果表明,滥木厂河流沉积物中重金属存在较强度度的污染,并具有较强度度的潜在生态危害。主要的污染元素为Tl、As和Cd,而Cr、Zn、Pb、Cu基本上处于无污染或轻微污染的水平。河流沉积物重金属的污染在上游河段较下游河段严重。重金属平均潜在生态危害的排序为:矿山影响区 $Tl > Cd > As > Pb > Cr > Cu > Zn$; 矿山未影响区 $Cd > Tl > Pb > Cr > As > Cu > Zn$ 。

关键词:沉积物; 重金属污染; 地质累积指数; 潜在生态危害指数; 黔西南

中图分类号: X142

文献标识码: A

河流沉积物既是重金属污染物的汇集地,又是对水质具有潜在影响的次生污染源^[1-2]。被河流沉积物吸附的重金属可以通过一系列物理、化学和生物过程而被释放出来,造成水环境的“二次污染”^[3],进而危害人类和生态系统的健康。许多学者认为,河流沉积物可反映水体状况,是水环境金属污染的指示剂^[4-7]。确定河流中发生的复杂的水化学相互作用时,对沉积物的研究往往会发挥关键作用,沉积物分析因而被认为是追踪水体污染影响的有力工具^[8]。Tl是一个典型的有毒有害重金属元素,对哺乳动物的毒性远大于Hg、Cu、Pb、Zn等^[9,10],是世界上公认的13种优先重视的重金属污染物之一^[11]。环境中的Tl可被植物(尤其是粮食作物)高度富集^[12],并通过食物链进入人体发生累积,对人体健康造成危害^[13-14]。黔西南滥木厂铊矿发育有独立铊矿床,也是煤矿、汞砷矿富集地区,矿山开采煤矿已有300多年的历史^[15]。该区自20世纪60年代以来已发现有400余人铊中毒,数十人严重失

明,6人死亡^[14-16],是铊污染最严重的地区之一。前人^[17-22]对该区地质、矿床、土壤、水体、植物和畜禽中铊等重金属元素进行了较多的研究,但对该区河流沉积物中铊等金属元素的污染状况及其生态危害的研究很少。本文通过研究该地区河流沉积物中铊及其它重金属元素污染情况,评价河流沉积物中重金属元素污染状况和潜在生态危害。

1 研究区概况

研究区位于黔西南州兴仁县回龙镇滥木厂地区,坐落于扬子准地台西南缘右江造山带北缘,灰家堡背斜中段南翼。处于NE与EW向构造复合部位,受复合作用,构成滥木厂鼻状背斜^[23]。矿区出露二叠系和三叠系^[23],岩石主要有长兴组(P_2c)灰岩,大隆组(P_2d)粘土岩,龙潭煤系(P_2l)泥岩、灰岩、粉砂岩和煤层(线)以及夜郎组(T_1y)灰岩、粘土岩、泥岩和粉砂岩。该地区为一典型的Hg-Tl-As硫化物矿化区,容矿岩石为不纯碳酸盐岩、粉砂质粘土岩、细砂岩、强硅化灰岩等,主要矿物为辰砂、红铊矿、雄黄、雌黄和黄铁矿等^[24]。研究区平均海拔1200~1300 m,气候温和潮湿,年降水量1300~1500 mm,平均气温14℃。研究区具有喀斯特地貌特征,地下溶洞和地下河

收稿日期:2007-01-04; 修回日期:2007-01-30

基金项目:中国科学院2007年“西部之光”项目资助

第一作者简介:彭景权(1982—),硕士研究生,主要从事环境重金属污染研究。

发育,岩溶泉水点出露众多。区内有一条自北向南的地表溪流(清水河)贯穿全区,在下游进入一个天然落

水洞^[18](图1)。该河流河床沉积物沉积较厚,当地常用于沿河耕地和农田培土。

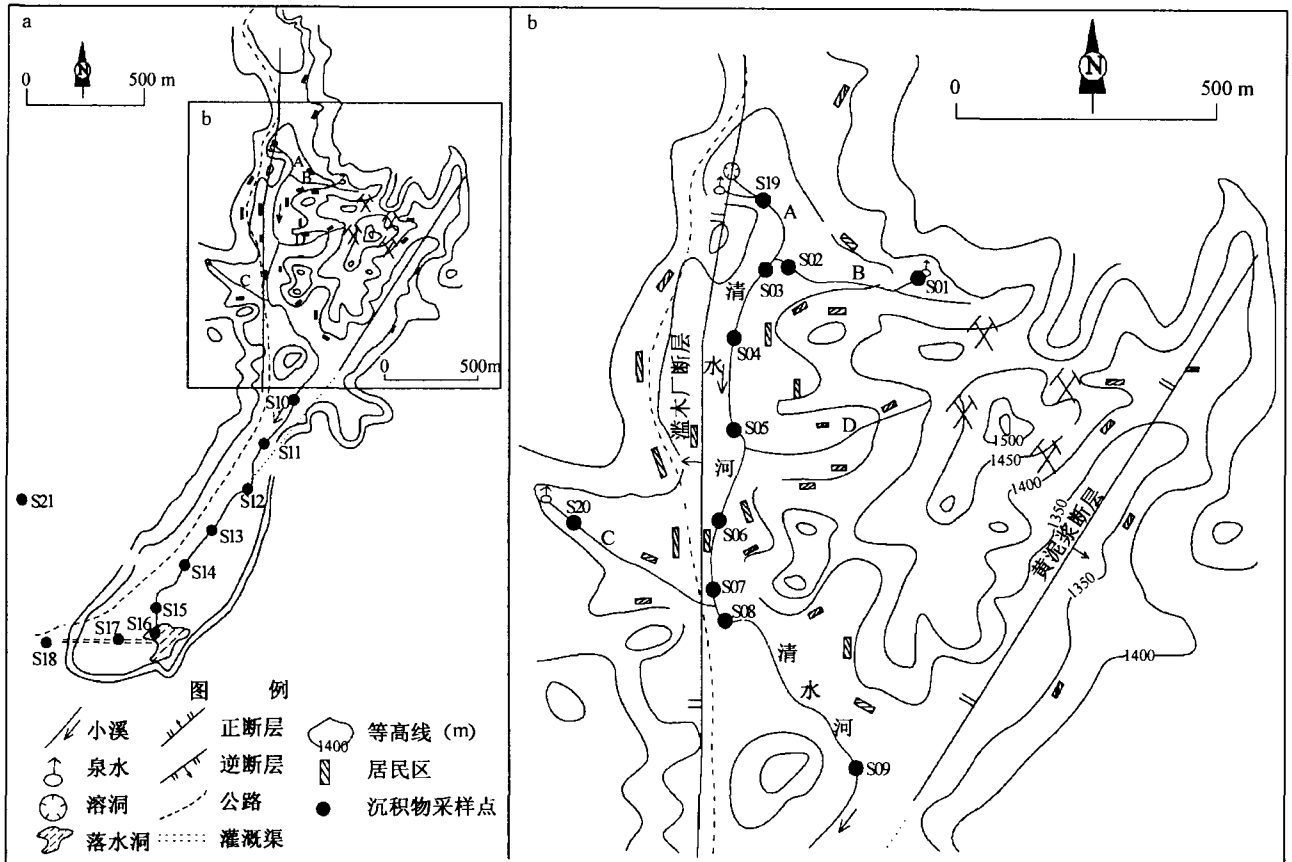


图1 滥木厂河流沉积物采样点

Fig. 1. Sampling sites of stream sediment in the Lanmuchang area.

2 样品采集、处理及测试

样品采集:沿贯穿该区受矿山自然影响的地表溪流(清水河)自上游至下游河段采集 18 个表层沉积物样品(编号为 S01~S18)(图 1)。同时在没有受到矿山影响但汇入清水河的溪流 A 和溪流 C 分别采集 2 个表层沉积物,编号为 S19~S20。并且在外围非矿化地区采集 1 个对照样品,编号为 S21。所有样品采集后,滤去水分,剔除砾石、木屑及贝壳、杂草等动植物残体,贮于聚乙烯塑料袋中,按顺序编号,贴好标签运回实验室。

样品处理:将以上样品自然风干、压碎,过 200 目不锈钢筛备用。称取 0.1 g 样品于高形烧杯(25 mL)中,加入 3~5 mL 优级纯浓 HNO₃,置于电热板上,在 120~150 °C 温度下加热硝解数小时,烧杯上加表面皿半覆盖。待烧杯内样品硝解差不多完全时(即样品基本呈白色粉末状以及硝酸挥发至白色或完全挥发掉),降低加热温度,直至硝酸完全挥发

掉。拿出已硝解完全的样品,向烧杯中加入 1 mL HNO₃ 和 3~5 mL 去离子水溶解已硝解完全的样品,并移入 100 mL 容量瓶中,加入去离子水,充分摇匀,并定容到 100 mL。

样品测试:用一次性医用注射器和带 0.45 μm 滤膜的过滤头,从容量瓶中过滤出 10 mL(预先用母液清洗 1~2 次滤头)滤液置入干净离心管中,在等离子质谱仪器 ICP-MS(Fimigan MAT)上检测分析 Tl、As、Cr、Zn、Cd、Pb、Cu 等。检测限分别为:Tl 0.005 ng/g, As 0.1 ng/g, Cr 0.5 ng/g, Zn 0.5 ng/g, Cd 0.05 ng/g, Pb 0.01 ng/g, Cu 0.1 ng/g。所有元素分析结果的误差在 95% 置信度水平上均控制在 ±10% 内。

3 结果与讨论

3.1 沉积物中钨及其它重金属含量及变化

对沉积物中有毒有害元素进行的测试结果见表 1。对比沉积页岩中元素的平均背景^[25](表 1),结果

表明, Tl、As 在矿山影响区的相对含量很高, 达平均背景含量的几倍到几十倍, 在矿山未影响区及对照区其含量虽然有所降低, 但仍然高于平均背景含量。Cd 的含量在矿山影响区、矿山未影响区以及对照区的含量都相对很高, 达平均背景值的十几倍。Zn、

Pb、Cu 在矿山影响区、矿山未影响区以及对照区的含量都只略高于平均背景含量, 且没有明显变化。Cr 的含量相对比较低, 略低于平均背景含量。

如图 2 所示, Tl、As 的含量在上游河段 S03 和 S04 号样品处迅速降低, 在中游河段先呈现升高, 但

表 1 滥木厂水系沉积物中铊及其它重金属分析结果

Table 1 Analysis results of thallium and other heavy metals in stream sediments in the Lanmunchang area		mg/kg						
样点	Tl	As	Cr	Zn	Cd	Pb	Cu	
矿山影响区	S01	46.86	162.1	27.60	194.2	3.74	53.15	76.43
	S02	42.47	154.1	32.66	199.9	3.49	55.22	68.84
	S03	53.08	70.30	76.00	246.5	6.92	18.69	33.62
	S04	19.86	91.42	77.33	201.1	3.52	38.97	66.75
	S05	17.07	79.75	84.77	256.6	5.53	44.93	73.58
	S06	24.51	250.6	67.00	282.3	3.99	46.43	57.12
	S07	29.34	101.5	62.24	318.5	5.36	51.11	66.65
	S08	34.96	97.35	62.15	316.4	6.17	49.89	70.56
	S09	17.75	67.83	73.33	246.0	5.58	59.17	118.4
	S10	23.01	70.36	71.68	207.9	4.64	31.98	60.92
	S11	49.43	127.4	75.76	246.1	5.55	41.37	61.03
	S12	23.01	72.36	82.63	214.8	4.24	31.23	63.78
	S13	26.21	63.46	90.50	229.6	3.31	31.93	63.37
	S14	23.46	50.37	86.84	220.2	5.23	40.82	60.10
	S15	16.05	41.11	89.79	214.2	4.80	40.04	67.73
	S16	14.00	27.83	91.72	212.1	4.94	39.22	79.00
	S17	8.79	20.85	77.52	184.3	4.84	31.19	65.34
	S18	8.15	24.34	68.27	157.6	3.13	27.42	52.67
平均值	26.56	87.39	72.10	230.5	4.72	40.71	66.99	
未影响区	S19	10.98	9.43	98.84	195.5	6.02	30.80	61.79
	S20	4.40	15.35	87.20	257.4	16.03	56.04	108.0
对照区	S21	7.17	28.41	59.25	201.5	6.75	47.46	63.62
页岩背景值 ^[25]	1.4	13.0	90	95	0.4	20	45	

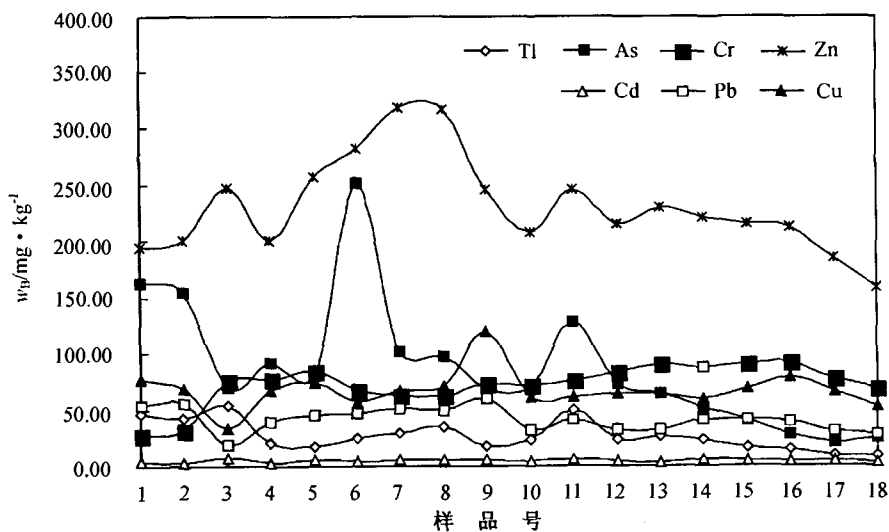


图 2 流域沉积物中铊及其它重金属含量变化趋势

Fig. 2. Distribution of thallium and other heavy metals in stream sediments.

在 S08 和 S09 号样品处却有下降趋势,在下游河段,含量又有上升,最后缓慢下降。这主要是由于来自矿山外围未受到矿山影响的溪流 A 及溪流 C 沉积物的汇入所产生的“稀释”作用,使得其含量在样品 S03 和 S04 及 S08 和 S09 处出现递减现象。S04—S08 号样品的上升趋势主要是因为来自矿山富含 Tl、As 的地表漫流(如溪流 D)补给的贡献,使得该河段重金属含量增加。矿化区地下水水流方向整体为自北向南,并且地下水水位在矿化区南部边缘稍稍高出其它地段,地下水水位在南部边缘处一般高出河床 0~20 m,并在洪水期和枯水期有 2~5 m 的动态变化幅度。这一水文地质构造特征使得矿化区地下水有可能在下游河床地带溢出而补充进入地表河水中^[18]。因而流自矿化区的地下水极有可能在此交汇敏感带溢出而进入下游河流水中,从而造成下游水体沉积物中 Tl、As 含量升高。Cr、Zn、Cd、Pb、Cu 变化不明显。沉积物中重金属的这种含量分布与该水体中的重金属含量分布^[17]在变化趋势上有很好的相似之处。

3.2 沉积物中铊及其它重金属污染评价

国内外关于河流沉积物重金属污染评价的方法有^[26]:地质累积指数法(geological accumulation

index, I_{geo})、污染负荷指数法(the pollution load index)、沉积物富集系数法(sediment enrichment factor)、次生相与原生相分布比值(ratio of secondary phase and primary phase, RSP)、次生相富集系数法(phase enrichment factor)、潜在生态危害系数法(the potential ecological risk index, RI)、回归过量分析法(regression excessive analysis)、脸谱图集法(face-graph)等。本研究采用相互补充和借鉴^[27]的地质累积指数法(I_{geo})与潜在生态危害指数法(RI)进行评价。

3.2.1 地质累积指数法(I_{geo})

地质累积指数(I_{geo})由德国海德堡大学沉积物研究所 Müller 等^[28]提出,以颗粒物中重金属含量高低反映污染水平,是评价沉积物金属污染程度的重要指标。计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 C_n / KBE_n$$

式中: C_n 为实测金属浓度; BE_n 为所测元素的平均地球化学背景值,通常为全球页岩中该元素的地球化学背景值; K 为考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取的系数(一般取 1.5)。地质累积指数可分为 7 个级别,0~6 级表示污染程度由清洁到严重污染(表 2)。

表 2 地质累积指数与污染程度

Table 2. Geological accumulation index and contamination levels

级别	0	1	2	3	4	5	6
I_{geo}	$I_{geo} < 0$	$0 \leq I_{geo} < 1$	$1 \leq I_{geo} < 2$	$2 \leq I_{geo} < 3$	$3 \leq I_{geo} < 4$	$4 \leq I_{geo} < 5$	$I_{geo} > 5$
污染程度	清洁	轻度污染	偏中等污染	中等污染	偏重污染	重污染	严重污染

根据地质累积指数计算公式,由地球化学背景值以及滥木厂铊矿化区沉积物样品中重金属的含量(表 1),计算得到滥木厂河流沉积物 I_{geo} 值和级别(表 3)。

由表 3 可以看出,研究区受到 Tl、As、Cd 的污染比较严重。Tl 在矿山影响区的污染很严重,多处于偏重污染和重污染的污染级别,在矿山未影响区及对照区虽然污染程度有所减轻,但仍处于偏中等污染或中等污染的污染级别。As 在矿山影响区多处于中等污染及偏中等污染的级别,偶尔有偏重污染的样点(S01 及 S06),在矿山未影响区处于清洁级别,但在对照区却有轻度污染。Cd 在矿山影响区、矿山未影响区以及对照区基本无明显变化,说明区域上 Cd 的含量可能存在异常,其原因有待进一

步查明。Zn 多处于轻度污染级别,只有 S07 及 S08 样点处于偏中等污染水平。Cr、Pb、Cu 都处于清洁或轻污染的污染级别。

3.2.2 潜在生态危害指数法(RI)

潜在生态危害指数(RI)是 1980 年瑞典 Hakanson^[29]提出的沉积物评价方法,是评价沉积物污染程度及其潜在生态危害的一种相对快速、简便和标准的方法。潜在生态危害指数以金属含量、数据加和、生物毒性、指数灵敏度为前提条件,制定了以下相对应的指标:单一金属污染系数 C_i^i ;多金属污染度 C_a ;各金属的毒性响应系数 T_r^i ,反映重金属的毒性水平及水体对重金属污染的敏感程度;单一金属潜在生态危害因子 E_r^i ;多金属潜在生态危害指数 RI。其关系如下:

$$C_i^i = C_D^i / C_R^i, C_d = \sum C_i^i$$

$$E_i^i = T_r^i C_i^i, RI = \sum E_i^i$$

式中: C_D^i 为样品浓度实测值; C_R^i 为沉积物背景参考值。

Hakanson 潜在生态危害指数法不仅反映了某

一特定环境中单一金属污染物的影响,而且也反映了多种金属污染物的综合影响,并且用定量的方法划分出潜在生态危害的程度,是目前研究沉积物重金属污染评价中应用最广的一种。本研究采用的潜在生态危害评价指标及分级见表 4。

表 3 沉积物中铊及其它重金属元素的地质累积指数和级别

Table 3. Geological accumulation index (I_{geo}) and its levels for thallium and other elements in stream sediments

样点	Tl		As		Cr		Zn		Cd		Pb		Cu	
	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别	I_{geo}	级别
S01	4.5	5	3.1	4	-2.3	0	0.5	1	2.6	3	0.8	1	0.2	1
S02	4.3	5	2.9	3	-2.1	0	0.5	1	2.5	3	0.9	1	0.0	1
S03	4.7	5	1.9	2	-0.8	0	0.8	1	3.5	4	-0.7	0	-1.0	0
S04	3.2	4	2.2	3	-0.8	0	0.5	1	2.6	3	0.4	1	-0.0	0
S05	3.0	4	2.0	3	-0.7	0	0.9	1	3.2	4	0.6	1	0.1	1
S06	3.5	4	3.7	4	-1.0	0	0.9	1	2.7	3	0.6	1	-0.2	0
S07	3.8	4	2.4	3	-1.1	0	1.2	2	3.2	4	0.8	1	-0.0	0
S08	4.1	5	2.3	3	-1.1	0	1.2	2	3.4	4	0.7	1	0.1	1
S09	3.1	4	1.8	2	-0.9	0	0.8	1	3.2	4	0.9	1	0.8	1
矿山影响区 S10	3.1	4	1.9	2	-0.9	0	0.6	1	2.9	3	0.1	1	-0.2	0
S11	4.6	5	2.7	3	-0.8	0	0.8	1	3.2	4	0.5	1	-0.2	0
S12	3.5	4	1.9	2	-0.7	0	0.6	1	2.8	3	0.1	1	-0.1	0
S13	3.6	4	1.7	2	-0.6	0	0.7	1	2.5	3	0.1	1	-0.1	0
S14	3.5	4	1.4	2	-0.6	0	0.6	1	3.1	4	0.4	1	-0.2	0
S15	2.9	3	1.1	2	-0.6	0	0.6	1	3.0	4	0.4	1	0.0	0
S16	2.7	3	0.5	1	-0.6	0	0.6	1	3.0	4	0.4	1	0.2	1
S17	2.1	3	0.1	1	-0.8	0	0.4	1	3.0	4	0.1	1	-0.1	0
S18	1.9	2	0.3	1	-0.9	0	0.2	1	2.4	3	-0.1	0	-0.4	0
平均	3.7	4	2.1	3	-1.0	0	0.7	1	2.9	3	0.4	1	-0.0	0
未影响区 S19	2.4	3	-1.1	0	-0.5	0	0.5	1	3.3	4	0.0	1	-0.1	0
S20	1.1	2	-0.4	0	-0.6	0	0.9	1	4.7	5	0.9	1	0.7	1
对照区 S21	1.8	2	0.5	1	-1.2	0	0.5	1	3.5	4	0.7	1	-0.1	0

表 4 潜在生态危害评价指标及分级关系

Table 4. Indices and grades of potential ecological risk assessment

指标类型	污染程度				
	轻微生态危害	中等生态危害	强生态危害	很强生态危害	极强生态危害
E_i^i	$E_i^i < 40$	$40 \leq E_i^i < 80$	$80 \leq E_i^i < 160$	$160 \leq E_i^i < 320$	$E_i^i \geq 320$
RI	$RI < 150$	$150 \leq RI < 300$	$300 \leq RI < 600$	$RI \geq 600$	

根据 Hakanson 提出的“元素丰度原则”与“元素释放度”的观点,参考 Martincic^[30]、刘文新^[26]、廖国礼^[31]等人文献,结合滥木厂矿区金属污染情况,本研究选择的 7 种金属,拟定其毒性响应系数分别为: Tl:9, Cd:14, As:9, Pb:8, Cu:7, Cr:10, Zn:1。通过计算得到 7 种金属的 E_i^i 值和 RI 值(表 5)。

计算结果表明, Tl、As、Cd 的潜在生态危害因子比较高,潜在生态危害比较严重(表 5)。Tl 在矿山自然影响区的潜在生态危害因子很高,达到很强甚至极强(S03)生态危害的级别,在落水洞下游

(S16~S18 沉积物样品处)由于稀释作用潜在生态危害因子下降到较低的水平,处于中等生态危害的级别。在矿山未影响区, Tl 的潜在生态危害因子在 S20 点处于轻微生态危害级别,在 S19 和 S21 点处于中等生态危害级别,这可能与黔西南区域上 Tl 具有较高背景值有关。As 的潜在生态危害水平相对要低,平均值处在中等生态危害级别,且在下游 S14~S18 已处于轻微生态危害的级别。Cd 的潜在生态危害因子仅次于 Tl,平均生态危害因子处于很强生态危害级别,但变化无规律,而且在矿山未影响区

显示出略高于矿山自然影响区的趋势,其污染原因有待于进一步研究。Cr、Zn、Pb、Cu的潜在生态危害相对较低,都属于轻微生态危害范围。这与用地质累积指数评价的结果基本一致。

从总体上看,单一金属平均潜在生态危害程度的排序:矿山影响区为 $Tl > Cd > As > Pb > Cr > Cu > Zn$; 矿山未影响区为 $Cd > Tl > Pb > Cr > As > Cu > Zn$ 。

表5 滥木厂沉积物中金属潜在生态危害因子(E_i)、潜在生态危害指数(RI)及危害分级
Table 5. The potential ecological risk factor(E_i) and potential ecological risk index(RI) of heavy metals in stream sediments in the Lanmunchang area

类型	样点	金属潜在生态危害因子 E_i							RI	危害级别
		Tl	As	Cr	Zn	Cd	Pb	Cu		
矿山影响区	S01	301	124	3.07	2.04	131	21.3	8.49	592	强
	S02	273	118	3.63	2.10	122	22.1	7.65	549	强
	S03	341	54.1	8.44	2.60	242	7.48	3.74	660	很强
	S04	127	70.3	8.59	2.12	123	15.6	7.42	355	强
	S05	109	61.4	9.42	2.70	194	18.0	8.18	403	强
	S06	157	192	7.44	2.97	140	18.6	6.35	525	强
	S07	188	78.1	6.92	3.35	188	20.4	7.41	492	强
	S08	224	74.9	6.91	3.33	216	20.0	7.84	554	强
	S09	114	52.2	8.15	2.59	195	23.7	13.2	409	强
	S10	147	54.1	7.96	2.19	162	12.8	6.77	394	强
	S11	317	98.0	8.42	2.59	194	16.6	6.78	644	很强
	S12	147	55.7	9.18	2.26	148	12.5	7.09	383	强
	S13	168	48.8	10.1	2.42	116	12.8	7.04	365	强
	S14	150	38.8	9.65	2.32	183	16.3	6.68	408	强
	S15	103	31.6	9.98	2.25	168	16.0	7.53	339	强
	S16	90.0	21.4	10.2	2.23	173	15.7	8.78	321	强
	S17	56.5	16.0	8.61	1.94	169	12.5	7.26	272	中等
	S18	52.4	18.7	7.59	1.66	110	11.0	5.85	207	中等
平均		170	67.2	8.01	2.43	165	16.3	7.44	437	强
未影响区	S19	70.6	7.25	11.0	2.06	211	12.3	6.87	321	强
	S20	28.3	11.8	9.69	2.71	561	22.4	12.0	648	很强
	平均	49.4	9.53	10.3	2.38	386	17.4	9.44	484	强
对照区	S21	46.1	21.8	6.58	2.12	315	19.0	7.07	418	强

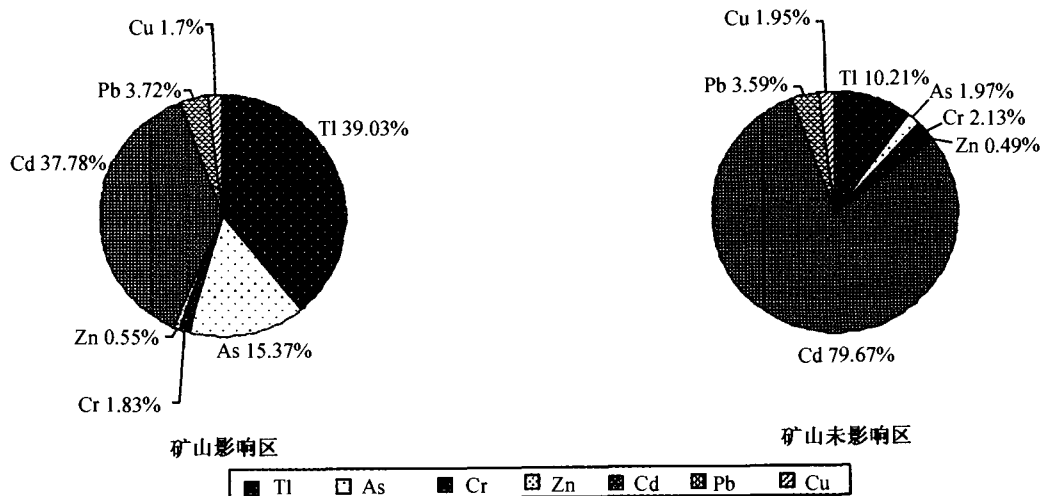


图3 不同金属对潜在生态危害指数贡献图

Fig. 3. Contribution of various metals to potential ecological risk index(RI).

包括矿山影响区、矿山未影响区及对照区在内,多金属潜在生态危害指数 RI 多处于强生态危害水平以上,只有在落水洞下游 S17 和 S18 号样品点处于中等生态危害级别。矿山影响区的潜在生态危害指数主要来自 Tl、As、Cd 的贡献,所占比例分别为 39.03%、15.37% 和 37.78%,Cr、Zn、Pb、Cu 四种元素的贡献所占的比例总和只有 7.82%(图 3)。矿山未影响区的潜在生态危害指数主要来自 Cd 的贡献,所占比例达 79.69%,而 Tl 和 As 对潜在生态危害指数的贡献相对下降,贡献比例分别只为 10.21% 和 1.97%。Cr、Zn、Pb、Cu 四种元素所占的比例总和仍然只有 8.15%。这说明该研究区 Tl、As 两种元素的污染源可能主要来自矿山,Cd 的含量在区域上可能存在地球化学异常,而 Cr、Zn、Pb、Cu 四种元素的污染程度很低。

4 结 论

(1) 评价结果表明滥木厂河流沉积物受到较强

程度的重金属污染并具有较强程度的潜在生态危害。主要的污染金属元素为 Tl、As 和 Cd。其中, Tl 和 As 的污染源可能主要来自矿山的贡献,Cd 的污染可能与研究区 Cd 的地球化学异常有关,其原因有待进一步研究。Cr、Zn、Pb、Cu 基本上处于无污染或轻微污染的水平。

(2) 在下游落水洞河段,由于稀释作用沉积物中重金属的污染程度都有所降低。

(3) 金属平均潜在生态危害程度的排序为:矿山影响区 $Tl > Cd > As > Pb > Cr > Cu > Zn$; 矿山未影响区 $Cd > Tl > Pb > Cr > As > Cu > Zn$ 。

(4) 滥木厂铊矿化区河流沉积物不能用于农田和耕地培土,以防止对当地耕作土的二次重金属污染。

参 考 文 献

- [1] 贾振邦,梁涛,林健枝,等. 香港河流重金属污染及潜在生态危害研究[J]. 北京大学学报,1997,33(4):485—492
- [2] Damian S. Development sediment quality criteria[M]. Environmental Sciences & Technology,1988,22(11):1256—1261
- [3] Vallee B. L.,Ulmer D. D. Biochemical effects of mercury cadmium and lead[J]. Annu. Rev Brochem,1972,41:92—108
- [4] Calmano W, Hong J, Forstner U. Binding and mobilization of heavy metal in contaminated sediments affected by pH and redoxpotential[J]. Water Sciences & Technology,1993,28(8—9):223—235
- [5] Kwon Y T, Lee C W. Application of multiple ecological risk indices for the evaluation of heavy metal contamination in a coastal dredging area[J]. Science of the Total Environment, 1998,214:203—210
- [6] Ghirardini V, Birkemeyer T, Novelli A A, et al. An integrated approach to sediment quality assessment; the Venetian lagoon as a case study[J]. Aquatic Ecosystem Health and Management, 1999,2:435—447
- [7] Tam N F Y, Wong Y S. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps[J]. Environmental Pollution, 2000,110:195—205
- [8] Wen R B, Sandhu N. Heavy metal accumulation and anthropogenic impact on Tolo Harbour, Hong Kong[J]. Marine Pollution Bulletin, 2000,40 (2) :174—180
- [9] Zitko V. Toxicity and pollution potential of thallium[J]. The Science of the Total Environment, 1975,4:185—192
- [10] Smith I C, Carson B L. Trace Metals in the Environment. Volume 1-Thallium[M]. Michigan: Ann. Arbor Science Publishers Inc, 1977:307
- [11] Keith L H, Telliard W A. Priority pollutants. I. A perspective view[J]. Environmental Science & Technology, 1979,13:416—423
- [12] Leblanc, M, Pettit D, Deram A, et al. Geochemistry and geology of thallium[J]. Economic Geology, 1999,94(1):109—114
- [13] 张忠,陈国丽,张宝贵,等. 尿液、头发、指(趾)甲高铊汞砷是铊矿区污染标志[J]. 中国环境科学, 1999,19(6):481—484
- [14] 聂爱国,龙江平. 贵州西南地区慢性铊中毒途径研究[J]. 环境科学与技术, 1997(1):12—14
- [15] 李德先,高振敏,朱咏喧. 环境介质中铊的分布及其分析测试方法[J]. 地质通报, 2002,21(10):682—688
- [16] 张忠,张宝贵,龙江平,等. 中国铊矿床开发过程中铊环境污染研究[J]. 中国科学(D辑), 1997,27(4):331—336
- [17] 肖唐付,洪业汤,郑宝山,等. 黔西南 Au-As-Hg-Tl 矿化区毒害金属元素的水地球化学[J]. 地球化学, 2000, 29(6): 571—577

- [18] 肖唐付,何立斌,陈敬安. 黔西南铊污染区铊的水环境地球化学研究[J]. 地球与环境, 2004, 32(1): 35-41
- [19] 张忠,陈国丽. 富集铊汞砷的生物是滥木厂铊矿床找矿和铊矿区污染的标志[J]. 地质与勘探, 2000, 36(5): 27-30
- [20] 黄丽春,霍学义. 兴仁县回龙村矿石,废矿渣对周围环境的铊污染调查[J]. 工业卫生与职业病, 1996, 22(3): 158-160
- [21] 龙江平,张忠. 黔西南地区资源开发中铊的环境效应研究[J]. 矿产保护与利用, 1996, (3): 47-49
- [22] 冯慈影,陈英,郭昌清,等. 兴仁县回龙乡畜禽铊污染情况调查[J]. 贵阳医学院学报, 2001, 26(3): 233-233,235
- [23] 任大银,陈代演. 贵州滥木厂铊(汞)矿床构造控矿特征及其模拟实验研究[J]. 地质地球化学, 2001, 29(3): 201-205
- [24] Xiao T. Environmental impact of thallium related to the Mercury-Thallium-Gold Mineralization in Southwest Guizhou Province, China[D]. Ph. D thesis. University of Quebec at Chicoutimi. Canada, 2001, 250. (<http://wwwlib.umi.com/dissertations/fullcit/NQ65211>)
- [25] 赵伦山,张本仁. 地球化学[M]. 北京:地质出版社, 1988: 41-43
- [26] 尚英男,倪师军,张成江,等. 应用地质累积指数评价成都市河流表层沉积物重金属污染[J]. 广东微量元素科学, 2005, 12(10): 12-16
- [27] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄. 乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J]. 生态学报, 1999, 19(2): 206-211
- [28] Müller G. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins[J]. Vera Änderungen seit, Umschau, 1979: 778-783
- [29] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control of sediment[J]. Water Resource, 1980, 14(8): 975-1001
- [30] Martincic D, Kwokal Z, Branica M. The distribution of zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments I. The Limski Kanal(north Adriatic sea) [J]. The Science of the Total Environment, 1990, 95: 201-215
- [31] 廖国礼,王云海,吴超. 铅锌矿产资源开发重金属污染风险评价[J]. 中国安全生产科学技术, 2005, 1(5): 39-43.

ASSESSMENTS ON HEAVY METAL POLLUTION AND POTENTIAL ECOLOGICAL RISK IN STREAM SEDIMENTS OF THE LANMUCHANG TL MINERALIZED AREA IN SOUTHWEST GUIZHOU

PENG Jing-quan^{1,2}, XIAO Tang-fu¹, LI Hang^{1,2}, HE Li-bin^{1,2}, SUN Jia-long^{1,2},
NING Zeng-ping^{1,2}, YANG Fei^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract

Stream sediments of the Lanmuchang Tl mineralized area in Southwest Guizhou have been polluted by heavy metals, and its environmental pollution and ecological risk should be considered. This paper assesses the heavy metal pollution and its potential ecological risk by means of geological accumulation index (I_{geo}) and potential ecological risk factor (I_{geo}). The results indicate that stream sediments of the study area are of obvious heavy metal pollution and show serious potential ecological risks. The main contaminating elements are Tl, As, and Cd, but the metals of Cr, Zn, Pb, and Cu are all in the degree of less pollution. The heavy metal pollution in upstream sediments section is more serious than in downstream sediments. The orders of heavy metal potential ecological risks on average are as flows: in mine-impacted area $Tl > Cd > As > Pb > Cr > Cu > Zn$, and in mine non-impacted area $Cd > Tl > Pb > Cr > As > Cu > Zn$.

Key words: sediment; heavy metal pollution; geological accumulation index; potential ecological risk factor; Southwest Guizhou