

DOI: 10.5846/stxb201911152462

蒋雨芮,周蛟,李晗,谭波,曹瑞,袁吉,杨万勤.亚高山森林溪流镉储量与分配的动态变化特征.生态学报,2020,40(13):4436-4444.

Jiang Y R, Zhou J, Li H, Tan B, Cao R, Yuan J, Yang W Q. Dynamic characteristics of cadmium storage and distribution in the subalpine forest streams. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(13): 4436-4444.

## 亚高山森林溪流镉储量与分配的动态变化特征

蒋雨芮<sup>1,2</sup>, 周蛟<sup>1</sup>, 李晗<sup>1</sup>, 谭波<sup>1</sup>, 曹瑞<sup>1,2</sup>, 袁吉<sup>1,2</sup>, 杨万勤<sup>2,\*</sup>

1 四川农业大学生态林业研究所, 长江上游林业生态工程省级重点实验室, 成都 611130

2 台州学院生命科学学院, 台州 318000

**摘要:** 镉(Cd)是一种有害重金属元素,能够伴随溪流水体流动和物质沉积影响下游流域的生态环境安全,但缺乏必要关注。为了解森林溪流 Cd 储量及其分配的动态变化特征,以岷江上游亚高山森林集水区的溪流为研究对象,在长度 10—50、50—150、150—260m 区间内各选取 5 条典型溪流,研究 Cd 元素在亚高山森林-溪流-河流集合生态系统中的迁移过程。结果表明:亚高山森林溪流的 Cd 储量介于 2.57—128.46mg/m<sup>2</sup>之间,主要储存于沉积物中;森林溪流上、中、下游的 Cd 储量没有显著差异;森林溪流的 Cd 储量以秋季凋落物高峰期最高,春季凋落物高峰期最低;森林溪流的上、中、下游 Cd 储量均在秋季凋落物高峰期最高,上、中游在春季凋落物高峰期最低,下游在非凋落物高峰期最低;凋落物的 Cd 储量与溪流水文特征密切相关。可见,亚高山森林溪流 Cd 储量动态具有季节性变化和一定的自净能力,这些结果为进一步了解 Cd 元素在水-陆生态系统的生物地球化学循环提供了新的角度。

**关键词:** 亚高山森林;森林溪流;沉积物;凋落物;重金属元素

## Dynamic characteristics of cadmium storage and distribution in the subalpine forest streams

JIANG Yurui<sup>1,2</sup>, ZHOU Jiao<sup>1</sup>, LI Han<sup>1</sup>, TAN Bo<sup>1</sup>, CAO Rui<sup>1,2</sup>, YUAN Ji<sup>1,2</sup>, YANG Wanqin<sup>2,\*</sup>

1 Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering, Institute of Ecology & Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China

2 College of Life Sciences, Taizhou University, Taizhou 318000, China

**Abstract:** Cadmium (Cd) is one of hazardous heavy metal elements with high toxicity, which can not only accumulate in plant tissues, soils and water, but also migrate from one ecosystem to another ecosystem. In the forest region, the Cd absorbed by trees might be delivered to forest stream by plant debris, surface runoff and percolating water, and deposit in stream sediment or migrate to the butted river. As a result, an investigation on the dynamic characteristics of Cd storage and distribution in the forest stream is benefit to understand the Cd biogeochemical linkages between forest and the butted river. However, little information is available on forest stream Cd storage dynamics although the emission, deposition and migration of Cd between industrial ecosystem and natural ecosystem has been widely investigated in industrial districts. Moreover, the subalpine forest located in the upper reaches of Yangtze River plays crucial roles in holding and cleaning freshwater resource, and conserving soil and water, as a consequence of which an investigation on the biogeochemical linkage between forest and forest streams can provide with key scientific basis for forest management at watershed scale. In order to understand the Cd biogeochemical linkage of the subalpine forest region with the butted river ecosystem, Cd concentration in water, sediment and plant debris were therefore measured in fifteen subalpine forest streams located in the upper reaches of Minjiang River from September 2015 to August 2016. Here, fifteen forest streams were classified into five

基金项目:国家自然科学基金(31570445);国家重点研发计划项目(2017YFC0503906)

收稿日期:2019-11-15; 修订日期:2020-06-02

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: scyangwq@163.com

typical subalpine forest streams in the range of length 10—50 m, 50—150 m and 150—260 m, respectively. The Cd storage in the subalpine forest streams ranged from 2.57 mg/m<sup>2</sup> to 128.46 mg/m<sup>2</sup>, and was stored mainly in the stream sediment. No significant difference of Cd storage was observed among the upper, middle and lower reaches of subalpine forest streams. The highest Cd storage in the subalpine forest stream ecosystems was found in Autumn litter peak, and the lowest value in secondary litter peak in Spring, implying that the litter in Autumn is one of the most important Cd input pathways. Moreover, the highest Cd storages in the upper, middle and lower reaches of forest stream ecosystem were also observed in Autumn litterfall peak, and the lowest values varied with the reaches. The lowest Cd storages in the upstream and midstream of forest stream ecosystems were found in secondary litterfall peak in Spring, while that in the downstream was observed in non-litterfall peak. Additionally, litter Cd storage in the subalpine forest streams was significantly correlated with stream hydrological characteristics, and the relationships of Cd storage in the sediment with stream hydrological characteristics varied with stream positions. In brief, the Cd storage in the subalpine forest stream ecosystem had clear seasonality, and the potential of water self-purification. These results provided a new perspective for further understanding of the biogeochemical cycle of Cd in aquatic-terrestrial ecosystems, and for managing subalpine forest at catchment level.

**Key Words:** subalpine forest; forest streams; sediment; litter; heavy metal

镉(Cd)是一种生物毒害性高、难降解、难移动且具有可蓄性的有害重金属元素<sup>[1-3]</sup>。水生生态系统中的Cd不仅会损害鱼类、贝类和浮游生物等水生生物体内的蛋白质或抑制酶活性<sup>[4-5]</sup>,而且进入人类食物链后会危害人类健康<sup>[6]</sup>。因此,理解水生生态系统中Cd的储量与分配动态及其来源特征,可为水生生态系统管理提供科学依据。然而,已有的研究更加关注工业区的溪流和河流重金属污染物质的浓度及迁移特征<sup>[7-9]</sup>,有关自然水生态系统Cd储量及其迁移特征的研究相对较少。尽管Cd不是植物生长发育的必需元素,但植物能够从土壤和水体中吸收Cd<sup>[10-11]</sup>。这些被林木等植物吸收的Cd能够通过凋落物归还到森林地表并富集在森林表层土壤<sup>[12]</sup>,并通过渗漏水或地表径流进入森林溪流和对接的水体<sup>[8]</sup>,或者通过凋落物等植物残体直接输入到森林溪流或者河流<sup>[13]</sup>,从而影响森林溪流水体和沉积物的Cd储量与分配特征。因此,研究森林溪流生态系统Cd储量和分配动态特征,对于理解森林和对接水体的生物地球化学联系具有重要意义。然而,相关研究报道还相对较少,这限制了我们对森林生态功能的认识。

川西亚高山针叶林是我国第二大林区(西南林区)的主体,是长江流域最为重要的淡水资源核心保护区,不仅在水源涵养、生物多样性和水土保持等方面具有重要突出的生态战略地位,而且对于支撑下游水生生态系统结构、过程和功能等方面具有不可替代的生态功能<sup>[14]</sup>。调查数据显示,在长江两岸土壤中存在Cd污染的现象<sup>[15]</sup>,并且长江全流域性的Cd异常也是多目标地球化学调查发现的重大生态环境问题<sup>[16-17]</sup>。尽管有研究表明,亚高山针叶林地表径流对重金属的迁移可能受到溪流长度、位置、流速等特征的影响,而凋落物的季节性输入也可能影响到溪流生态系统中的K、Mn、Mg、Cr等重金属元素的储量<sup>[18]</sup>,但有关森林溪流生态系统中Cd储量与分配动态的研究尚未见报道。因此,本研究以岷江上游亚高山林区15条典型的森林溪流为研究对象,采取动态监测和室内分析相结合的方法,研究亚高山森林溪流生态系统Cd储量及其分配的动态变化特征,对于强理解森林与水生生态系统之间的生物地球化学联系具有重要的科学意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

研究区域位于四川省阿坝州理县毕棚沟的四川农业大学高山森林生态系统定位研究站(31°14'—31°19' N, 102°53'—102°57' E, 海拔2458—4619m)(图1),地处青藏高原-四川盆地的过渡地带和长江上游地区。土壤类型包括冲积土、暗棕壤、棕色针叶林土。森林植被为岷江冷杉原始林,乔木层主要由岷江冷杉(*Abies faxoniana*)、方枝柏(*Sabina saltuaria*)、红桦(*Betula albo-sinensis*)和粗枝云杉(*Picea asperata*)组成。林下灌木

主要有华西箭竹 (*Fargesia nitida*)、高山杜鹃 (*Rhododendron lapponicum*) 和三颗针 (*Serberis sargentiana*) 等; 草本植物主要有蟹甲草 (*Cacalia spp.*)、高山冷蕨 (*Cystopteris montana*) 和藁草属 (*Carex*) 植物等。气候属丹巴-松潘半湿润气候, 年平均温度为 2—4℃, 最高气温 23℃ (7 月), 最低气温 -18℃ (1 月)。降水分配不均, 干湿季节差异显著, 年均降水量约 850 mm, 降雨主要分布在 5—8 月, 凋落物有春、秋两次高峰期, 主要集中在 4—6 月和 9—11 月。该集水区系岷江上游杂谷脑河第二大支流梭罗沟的支流, 集水区面积是 180 km<sup>2</sup>, 河长 31 km, 多年平均流量 3.7 m<sup>3</sup>/s。区域内水体有典型的季节性: 夏季水量大、冬季水量小甚至干涸。

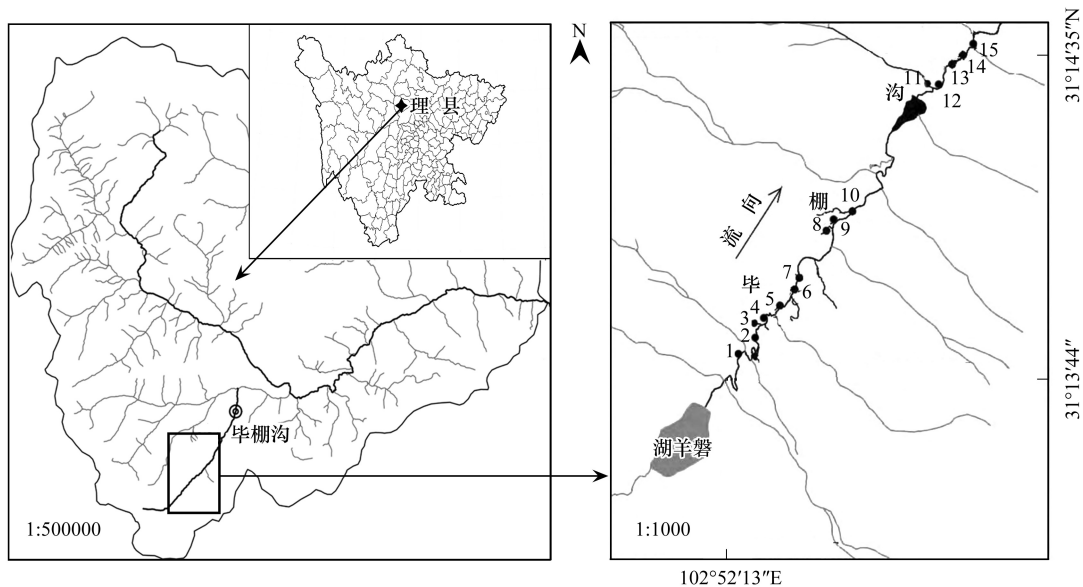


图 1 研究区及采样溪流的地理位置<sup>[19]</sup>

Fig.1 The location of the study area and the sampling streams

1—15 代表 15 条采样溪流

## 1.2 实验设计

基于前期调查与研究结果, 依据采样可行性和典型性原则, 在研究区域海拔 3600—3700 m 的典型亚高山森林集水区构建亚高山针叶林-溪流集合生态系统研究平台。依据凋落物产生的物候动态, 将采样时间划分为 3 个时期: 秋季凋落高峰期 (2015 年 9—11 月)、春季凋落高峰期 (2016 年 4—6 月) 和非凋落高峰期 (2016 年 7、8 月)。在两个凋落高峰期前后约半月采样一次, 非凋落高峰期一个月各采样一次, 实验为期一年, 共计采样 13 次。

在研究区域根据溪流长度分别在 10—50、50—150、150—260 m 区间内选取 5 条典型高山森林溪流, 各溪流相距较远 (0.5—1.0 km), 共计 15 条溪流, 选取的溪流包含了研究区域集水区的所有径流。各溪流平均水位深 ( $3.73 \pm 3.43$ )—( $11.72 \pm 4.88$ ) cm, 平均水面宽 ( $33.87 \pm 29.64$ )—( $128.87 \pm 100$ ) cm, 平均流速 ( $0.05 \pm 0.08$ )—( $0.36 \pm 0.20$ ) m/s, 平均流量 ( $0.01 \pm 0.02$ )—( $0.15 \pm 0.14$ ) m<sup>3</sup>/s<sup>[19]</sup>。2015 年 8 月, 在每条溪流设置 3 个凋落物搜集框 (规格为 0.64 m<sup>2</sup>), 同时在每条溪流下游出水口设置凋落物拦截网, 测定森林凋落物输入量。同时, 分别在每条溪流上、中、下游设置沉积物和水样采样点, 每个样点根据溪流长度约等间距分布, 且不互相影响。每个水样采集 500 mL, 盛于清洁的塑料取样瓶中; 分别在采集水样的地方采集 3 个原始状态下的沉积物样品, 存于用去离子水洗过并烘干容积为 100 mL 的聚乙烯瓶中, 并用聚乙烯塑料袋封装。此外, 在每次采样时, 测定上、中、下游的水体流速、水面宽度、水位深、沉积物深度等。所有样品均低温保存, 带回实验室尽快完成相关分析。

### 1.3 室内分析与计算

#### 1.3.1 沉积物 Cd 含量测定与储量计算

将沉积物样品收集带回实验室后测定其重量,将混合均匀的沉积物样品放在称至恒重的瓷坩埚内,先将水分大的样品放置在水浴锅上蒸干,然后放进烘箱内称至恒重,根据公式计算含水量( $M_c$ )。计算公式为:

$$M_c = \frac{[m_1 - (m_2 - m_1)]}{m} \times 100\%$$

式中, $m_1$ 为恒重瓷坩埚的质量(g); $m_2$ 为恒重瓷坩埚加烘干后样品的质量(g)。

根据样品干重及含水量、体积计算沉积物密度( $\rho_s$ )。参照凋落物重金属元素测定方法,测定沉积物中 Cd 含量<sup>[20]</sup>。将溪流视为长方体<sup>[21]</sup>,计算溪流沉积物现存量( $M_s$ )和单位面积沉积物 Cd 储量( $M_{hs}$ )。具体计算公式如下:

$$\rho_s = \frac{m_1}{(1 - M_c) \times v}$$

$$M_s = \rho \times (L \times W \times H_s)$$

$$M_{hs} = \frac{c \times M_s}{S}$$

式中, $m_1$ 为聚乙烯瓶内沉积物干重(g); $M_c$ 为沉积物含水量(%); $v$ 代表样品体积( $m^3$ ); $L$ 为溪流长度(m); $W$ 为溪流宽度(m); $H_s$ 为溪流沉积物深(m); $\rho_s$ 为沉积物密度( $g/m^3$ ); $c$ 为元素含量(mg/kg); $M_s$ 为溪流沉积物现存量(kg); $S$ 为溪流表面积( $m^2$ )。

#### 1.3.2 凋落物 Cd 含量测定与储量计算

称取样品粉末 0.5 g(精确到 0.0001g),置于消解罐中,加入 5mL  $HNO_3$ 和 4mL  $H_2O_2$ ,放置过夜,用微波消解仪消解样品,用火焰原子分光光度计测定 Cd 含量。凋落物 Cd 储量计算公式为:

$$M_L = \frac{c \times M_d}{S}$$

式中, $c$ 代表 Cd 元素含量(mg/kg); $M_d$ 代表溪流的凋落物现存量(kg); $S$ 代表溪流的表面积( $m^2$ )。

#### 1.3.3 水体 Cd 储量测定

参照国家规定<sup>[22]</sup>处理水样,取 5mL 均匀样品,用待测液用  $HNO_3-H_2O_2(5:4)$  消解,使用火焰原子吸收分光光度法(LY/T 1228—1999)测定其含量。本次实验未在溪流水体中检出 Cd 元素,说明本区域森林溪流重金属含量符合中华人民共和国国家标准生活饮用水卫生标准<sup>[23]</sup>。

### 1.4 数据处理与统计分析

运用 SPSS 20.0 对所有数据进行处理和统计分析和 Sigmaplot 12.5 绘制图表;区域集水区等数据信息由 ArcGIS 10.0 软件对毕棚沟风景区地形图进行解译获得。采用独立样本 T 检验检测凋落物和沉积物 Cd 储量的差异性;运用单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)分别检验不同分布位置和不同关键时期 Cd 元素的储量差异;用双因素方差分析(two-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)检验溪流长度和时间、不同分配位置及二者交互作用对 Cd 储量的影响;用 Pearson 相关系数来评价凋落物、沉积物与不同分布位置 Cd 储量与溪流特征之间的相关关系,显著性水平设定为  $P < 0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 亚高山森林溪流沉积物和凋落物的 Cd 储量随关键时期的变化

亚高山森林溪流的 Cd 储量介于 2.57—128.46  $mg/m^2$ 之间,所有森林溪流生态系统中,Cd 主要存储于沉积物中,约占森林溪流生态系统的 99.97%(图 2)。不同关键时期相比,沉积物中的 Cd 储量在秋季凋落高峰期最高,在春季凋落高峰期最低;凋落物中的 Cd 储量在春季凋落高峰期最高,在非凋落高峰期最低。溪流的

纵向分配位置与时间变化极显著影响了 Cd 总储量(表 1)。

表 1 亚高山森林溪流 Cd 储量与不同影响因子的双因素方差分析

Table 1 Two-way ANOVA analyses between different influence factors and subalpine forest streams Cd storage

因子 Factors	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>Sig.</i>
时间 Time	2	6.234	0.005 **
长度 Length	2	0.178	0.838
纵向分配 Vertical distribution	1	115.175	0.000 **
横向分配 Lateral distribution	2	0.440	0.644
时间×长度 Time×Length	4	0.132	0.970
纵向分配×横向分配 Vertical distribution×Lateral distribution	2	0.884	0.413

\*\* , $P < 0.01$ ;  $n = 390$

## 2.2 亚高山森林溪流上中下游的 Cd 储量随关键时期的变化

在集水区水平上,亚高山森林溪流上、中、下游的 Cd 储量比例分别为 37.15%、29.29%和 33.56%(图 3)。在不同关键时期,上、中、下游的 Cd 储量没有显著差异。不同关键时期相比,森林溪流 Cd 储量均以秋季凋落物高峰期最高,春季凋落物高峰期与非凋落物高峰期之间没有显著差异。溪流上游 Cd 储量与溪流总 Cd 储量的占比由 34.41%增加为 40.61%,中游占比没有显著变化,下游 Cd 储量占比由 37.32%下降为 30.11%。

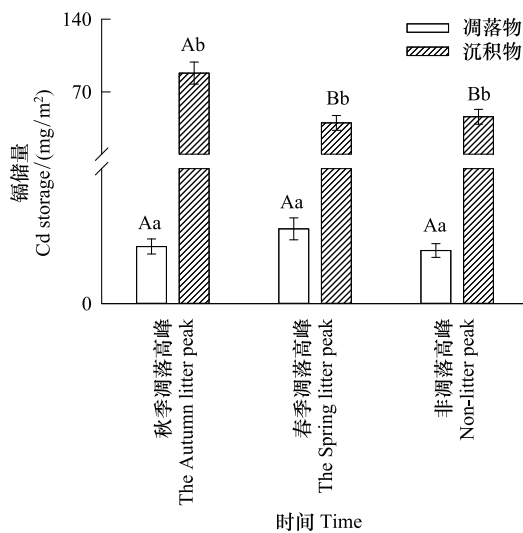


图 2 亚高山森林集水区 Cd 总储量与纵向分配动态变化

Fig.2 Changes in Cd storage and vertical distribution in the subalpine forest streams with critical periods (mean  $\pm$  SE,  $n = 5$ )

不同大写字母分别代表凋落物或沉积物在不同关键时期差异显著( $P < 0.05$ ),不同小写字母代表凋落物与沉积物间差异显著( $P < 0.05$ ),图中数据为平均值 $\pm$ 标准误差( $n = 5$ )

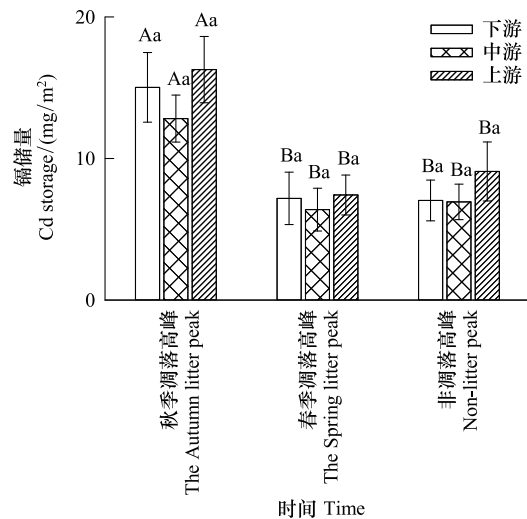


图 3 亚高山森林集水区 Cd 储量与分布位置动态变化

Fig.3 Changes in Cd storage and positions in the subalpine forest streams with critical periods (mean  $\pm$  SE,  $n = 5$ )

不同大写字母分别代表上游、中游或下游在不同关键时期差异显著( $P < 0.05$ ),不同小写字母代表上中下游间差异显著( $P < 0.05$ ),图中数据为平均值 $\pm$ 标准误差( $n = 5$ )

## 2.3 亚高山森林溪流沉积物和凋落物 Cd 储量随溪流特征的动态变化

不同长度溪流 Cd 储量均以沉积物分配最多(图 4),沉积物 Cd 储量占总 Cd 储量的比例为 84.82%—100%,凋落物 Cd 储量占总 Cd 储量的比例为 0—15.18%,沉积物 Cd 储量为凋落物 Cd 储量的 45.11—2425.45 倍。不同关键时期相比,3 种长度范围的溪流沉积物 Cd 储量表现出一致的规律:秋季凋落高峰>非凋落高峰>春季凋落高峰(图 4)。其中,10—50m 的溪流沉积物 Cd 储量以秋季凋落高峰最高,而其他长度溪流的 Cd 储量在不同时期均无显著差异(图 4);长度为 10—150m 的溪流凋落物 Cd 储量呈现出春季凋落高峰>非凋落高

峰>秋季凋落高峰的变化规律,长度为 150—260m 的溪流 Cd 储量则在春季凋落高峰期最高,在非凋落高峰期最低,在时间动态与纵向分配上均无显著差异(图 2)。相关性分析表明,沉积物 Cd 储量与溪流水文特征相关性不显著,凋落物的 Cd 储量与溪流长、宽、面积以及流量呈极显著正相关关系(表 2)。

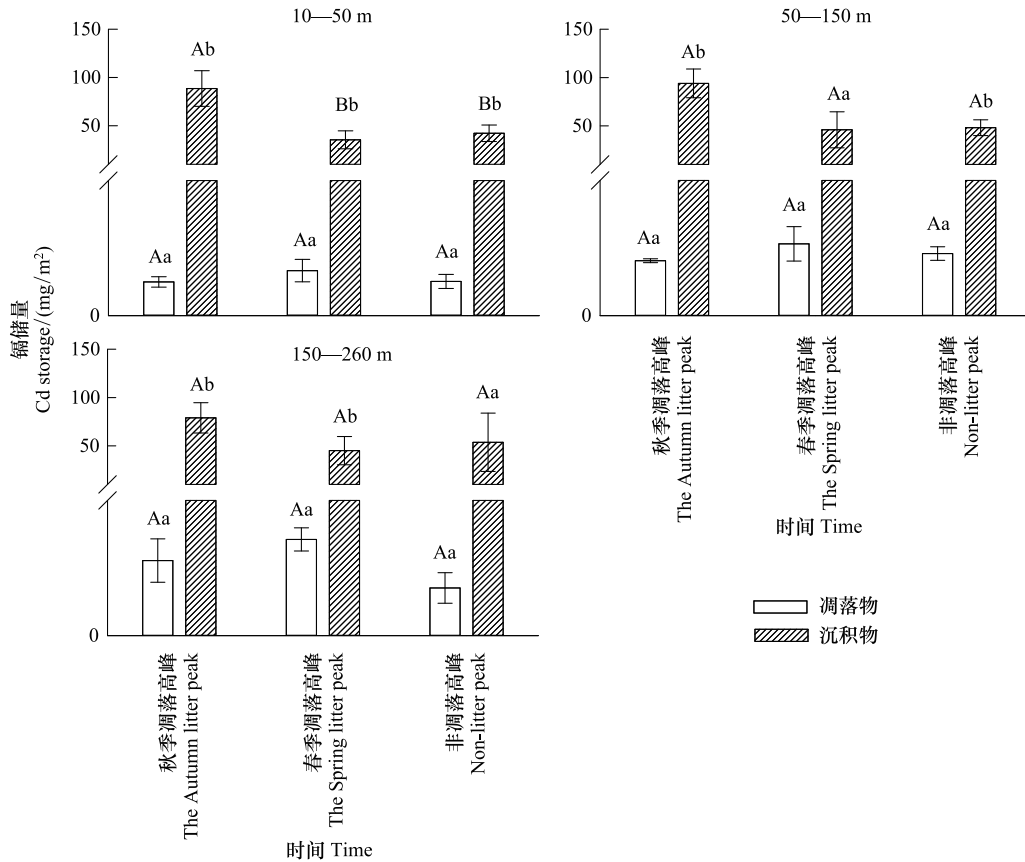


图 4 不同长度溪流 Cd 储量的纵向分配动态变化

Fig.4 Dynamics of vertical distribution of Cd storage in different length streams(mean± SE, n=5)

不同大写字母分别代表凋落物或沉积物在不同关键时期间差异显著(P<0.05),不同小写字母代表凋落物与沉积物间差异显著(P<0.05),图中数据为平均值±标准误差(n=5)

表 2 亚高山森林溪流不同分布位置 Cd 储量与溪流特征的 Pearson 相关性分析

Table 2 Pearson's correlation analyses between hydrological characteristics and Cd storage in the subalpine forest streams

分配位置 Distribution	溪流长 Length/m	水面宽 Width/m	水位 Depth/m	面积 Area/m <sup>2</sup>	流速 Velocity/(m/s)	流量 Discharge/(m <sup>3</sup> /s)
凋落物 Litter	0.322 **	0.175 **	0.038	0.268 **	0.056	0.219 **
沉积物 Sediment	0.003	0.044	0.077	0.001	0.084	-0.105
上游 Upper reaches	0.028	-0.028	0.103	0.007	0.101	-0.164
中游 Middle reaches	-0.054	-0.138	0.012	-0.083	0.101	-0.214 *
下游 Lower reaches	0.031	-0.056	0.057	0.018	0.197 *	-0.138
总储量 Total storage	0.029	0.033	0.092	0.009	0.112	-0.099

\* ,P<0.05, \*\* ,P<0.01. n=390

### 2.4 亚高山森林溪流上中下游的 Cd 储量随溪流特征的动态变化

在秋季凋落高峰期,长度小于 150m 的溪流表现出上游>下游>中游的分布规律,大于 150m 的溪流 Cd 储量分布由上游到下游依次增高(图 5)。在春季凋落高峰期,10—50m 长度的溪流 Cd 储量在中游的分布显著高于上游和下游;而 50—150m 的溪流呈现出下游>中游>上游的分布规律,其中下游 Cd 储量显著高于上、中

游;150—260m 的溪流 Cd 储量分布以中游最低,上游最高。在非凋落高峰期,长度为 10—150m 的溪流 Cd 储量从上游到下游的分布依次递增,150—260m 的溪流分布规律表现为上游>下游>中游。相关性分析表明,溪流中游 Cd 储量与溪流流量呈显著负相关关系,下游 Cd 储量与溪流流速呈显著正相关关系(表 2)。

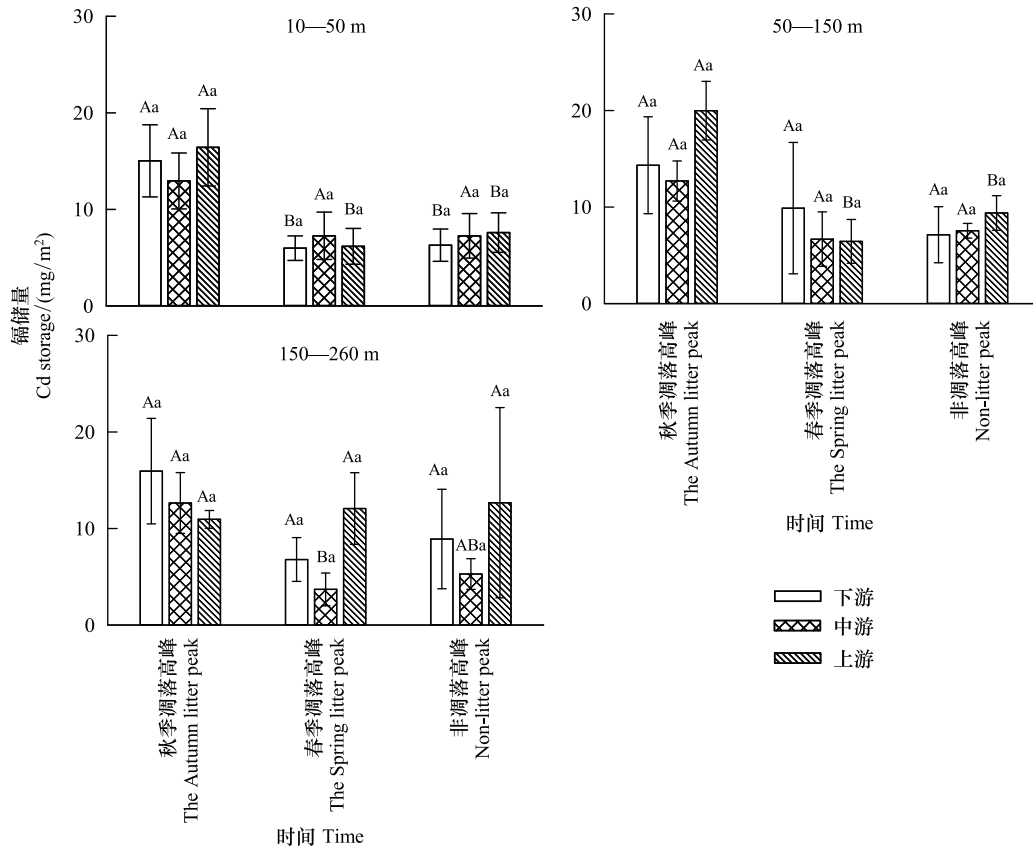


图 5 不同长度溪流 Cd 储量的分布位置的动态变化

Fig.5 Dynamics of lateral distribution of Cd storage in different subalpine forest streams (mean±SE, n=5)

不同大写字母分别代表上游、中游或下游在不同关键时期差异显著 ( $P < 0.05$ ), 不同小写字母代表上中下游间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 图中数据为平均值±标准误差 ( $n = 5$ )

### 3 讨论

#### 3.1 亚高山森林溪流 Cd 储量在不同分配位置的动态变化

本研究表明,在亚高山森林溪流生态系统中,Cd 主要存储在沉积物,这与已知研究结果一致<sup>[24-25]</sup>,即沉积物往往是重金属最后的归宿。沉积物动力学包括颗粒物质的夹带、运输、沉积和储存<sup>[26]</sup>,而沉积物重金属迁移的主要途径是泥沙颗粒吸附-解吸机械运动<sup>[27]</sup>。例如,有研究表明,进入溪流的木质残体迁移能够显著增加溪流重金属元素的输出量<sup>[18]</sup>,也证明了沉积物重金属元素的迁移主要依靠外来物质、泥沙颗粒和悬浮物等物质的物理搬作用。张慧玲等<sup>[28]</sup>的研究也发现,直径大于 10cm 的木质残体约为高山溪流木质残体总贮量的 87.48%,表明粗木质残体是森林溪流重金属的重要来源。本研究还表明,森林溪流生态系统中的凋落物 Cd 储量远远低于沉积物的 Cd 储量。可能的原因是凋落物移动性强,其分解过程中释放的 Cd 被直接沉积在溪流底部。此外,凋落物表面积相对于木质残体等其他物质较小,对于重金属元素的吸附能力就更弱<sup>[29]</sup>。这与 Liang 等<sup>[18]</sup>对亚高山森林溪流木质残体的其他几种重金属的研究结果相似。在本研究中,森林流水体未检测出 Cd 元素,符合中华人民共和国国家标准生活饮用水卫生标准<sup>[23]</sup>,表明来源于森林植物残体、渗漏水 and 地表径流输入溪流的 Cd 主要存储于溪流沉积物中,没有影响溪流水质。

不同关键时期相比,亚高山森林溪流的 Cd 储量以春季凋落物高峰期最小,秋季凋落物高峰期最高。这是因为森林溪流的 Cd 储量受到输入和输出动态的控制。有研究表明,重金属元素的释放与温度因子呈显著正相关关系<sup>[30]</sup>,而 11 月—翌年 4 月是本研究区域的冬季冻融期<sup>[31]</sup>,春季凋落高峰则开始进入研究区域的雪被融化期<sup>[32]</sup>,温度回升,沉积物重金属元素随之释放进入水体流出溪流,因而 Cd 储量较低;Cd 储量在本研究采样的非凋落高峰期(2016 年 7—8 月)缓慢上升,研究表明降雨和地表径流是重金属元素的重要来源途径之一<sup>[33]</sup>,而森林生态系统大气降水水中包含一定质量分数的 Cd 元素<sup>[34]</sup>,因此降水量最大的 8 月能够解释 Cd 储量增高<sup>[27]</sup>,Cd 还随着地表径流、树干茎流、穿透水等方式汇入溪流中<sup>[35]</sup>,增加了溪流中的 Cd 含量,也在一定程度上导致了 Cd 储量的增高;秋季凋落高峰期间(2015 年 9—11 月)溪流 Cd 储量最大,这与秋季输入溪流的凋落量最大有关,其吸附一部分 Cd 元素沉积在溪流底部<sup>[18]</sup>,增加了森林溪流的 Cd 储量。这表明,秋季凋落物输入也是亚高山森林溪流 Cd 的重要来源之一。

### 3.2 亚高山森林溪流 Cd 储量在不同分布位置的动态变化

亚高山森林溪流上、中、下游的 Cd 储量无显著差异。这是因为水温、pH 等环境因子的改变能够显著影响沉积物重金属含量<sup>[31]</sup>,而本研究区域溪流上、中、下游的环境因子差异较小,溪流 pH 值偏向中性<sup>[36]</sup>,并且自然沉积物在河流能保持较为稳定的状态<sup>[37]</sup>。而且,Cd 元素具有相对稳定的化学性质<sup>[38]</sup>。上中下游 Cd 储量均以秋季凋落高峰最高,上、中游以春季凋落高峰最低,长、中游 Cd 储量的变化与集水区总 Cd 储量变化规律一致。下游 Cd 储量在非凋落高峰期最低,这可能是因为溪流下游的水体侵蚀与冲刷作用导致水位更深,使下游流速变慢,而巳知溪流流速与下游 Cd 储量呈显著正相关关系,下游 Cd 储量也随之降低,并且非凋落高峰期(2016 年 7—8 月)较大的降水量使溪流下游汇入的外来物质总量更多,一些输入溪流上游以及中游的物质还未来得及分解,在吸附部分沉积物的 Cd 元素后,随水体流出了溪流。本研究对于溪流 Cd 储量在不同分布位置的动态变化结果与张俊华等<sup>[39]</sup>的研究结果不同,张俊华发现城郊河道下游较上游的 Cd 有显著增多的趋势,这是因为其下游流域靠近人工污染区域,这也证明了远离工业污染与人为干扰的溪流生态系统具有一定的自我净化能力,呈现出与城郊流域相反的规律。

## 4 结论

亚高山森林溪流生态系统的 Cd 主要存储于沉积物,其次为凋落物;森林溪流上、中、下游的 Cd 储量无显著差异,中游的 Cd 储量与溪流流量呈显著负相关关系,下游的 Cd 储量与溪流流速呈显著正相关关系;秋季凋落物高峰期间,森林溪流的 Cd 储量最高,表明凋落物是森林溪流 Cd 的重要来源之一;亚高山森林溪流具有一定的自我净化能力且具有稳定性。这些结果为深入理解陆-水生态系统重金属生物地球化学循环提供了基础数据,也为亚高山林区生态管理提供了新的思路和科学依据。然而,有关亚高山森林溪流重金属元素的源-汇-库格局还有待进一步研究。

### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 张铤, 薛彬, 魏雪涛, 雷志明, 刘湛, 周弘. 镉免疫毒性机理的初步探讨. 中国环境科学, 1999, 19(6): 530-535.
- [ 2 ] Sinhal V K, Srivastava A, Singh V P. EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold. Journal of Environmental Biology, 2010, 31(3): 255-259.
- [ 3 ] Porter S K, Scheckel K G, Impellitteri C A, Ryan J A. Toxic metals in the environment: thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2004, 34(6): 495-604.
- [ 4 ] Fisher N S, Bohé M, Teyssié J L. Accumulation and toxicity of Cd, Zn, Ag, and Hg in four marine phytoplankters. Marine Ecology-Progress Series, 1984, 18(3): 201-213.
- [ 5 ] Gagnaire B, Thomas-Guyon H, Renault T. In vitro effects of cadmium and mercury on Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), haemocytes. Fish & Shellfish Immunology, 2004, 16(4): 501-512.
- [ 6 ] Goix S, Lévêque T, Xiong T T, Schreck E, Baeza-Squiban A, Geret F, Uzu G, Austruy A, Dumat C. Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: assessment of threat scores. Environmental Research, 2014, 133: 185-194.
- [ 7 ] Clark M W. Management implications of metal transfer pathways from a refuse tip to mangrove sediments. Science of the Total Environment, 1998, 222(1/2): 17-34.



- [ 8 ] Sherrell R M, Ross J M. Temporal variability of trace metals in New Jersey Pinelands Streams: relationships to discharge and pH. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999, 63(19/20): 3321-3336.
- [ 9 ] Nimick D A, Gammons C H, Cleasby T E, Madison J P, Skaar D, Brick C M. Diel cycles in dissolved metal concentrations in streams: occurrence and possible causes. *Water Resources Research*, 2003, 39(9): 1247.
- [ 10 ] Shafiq M, Iqbal M Z, Mohammad A. Effect of lead and cadmium on germination and seedling growth of *Leucaena leucocephala*. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 2010, 12(3): 61-66.
- [ 11 ] Wu F Z, Yang W Q, Zhang J, Zhou L Q. Cadmium accumulation and growth responses of a poplar (*Populus deltoids* × *Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177(1/3): 268-273.
- [ 12 ] Tyler G. Changes in the concentrations of major, minor and rare-earth elements during leaf senescence and decomposition in a *Fagus sylvatica* forest. *Forest Ecology and Management*, 2005, 206(1/3): 167-177.
- [ 13 ] Lomander A, Johansson M B. Changes in concentrations of Cd, Zn, Mn, Cu and Pb in Spruce (*Picea abies*) needle litter during decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2001, 132(1/2): 165-184.
- [ 14 ] Zhang M F, Wei X H, Sun P S, Liu H R. The effect of forest harvesting and climatic variability on runoff in a large watershed: The case study in the Upper Minjiang River of Yangtze River basin. *Journal of Hydrology*, 2012, 464-465: 1-11.
- [ 15 ] Zhou X Y, Wang X R. Cd contamination status and cost-benefits analysis in agriculture soils of Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 2019, 254(1): 112962.
- [ 16 ] Zhao C D, Chen F R, Chen X R, Zhao H C, Xia W L, Ni H F, Kong M, Liu F, Yang K. Methodology of tracking source of cadmium anomalies and their quantitative estimation in the Yangtze river basin. *Earth Science Frontiers*, 2008, 15(5): 170-194.
- [ 17 ] 成杭新, 杨忠芳, 奚小环, 赵传冬, 吴新民, 庄广民, 刘英汉, 陈国光. 长江流域沿江镉异常源追踪与定量评估的研究框架. *地学前缘*, 2005, 12(1): 261-272.
- [ 18 ] Liang Z Y, Wu F Z, Ni X Y, Tan B, Zhang L, Xu Z F, Hu J Y, Yue K. Woody litter increases headwater stream metal export ratio in an Alpine forest. *Forests*, 2019, 10(5): 379.
- [ 19 ] 吴俊威, 杨万勤, 梁子逸, 杨帆, 张钰. 降雨季节川西高山森林溪流硫分布与输出特征. *山地学报*, 2017, 35(3): 283-290.
- [ 20 ] 刘虹, 文仕知. 枫香人工林枯落物和土壤层重金属含量的季节变化. *湖南林业科技*, 2016, 43(2): 118-121.
- [ 21 ] Hall Jr R O, Peterson B J, Meyer J L. Testing a nitrogen-cycling model of a forest stream by using a nitrogen-15 tracer addition. *Ecosystems*, 1998, 1(3): 283-298.
- [ 22 ] 刘新梅. 《水和废水监测分析方法》问题探讨. *中国环境监测*, 1993, 9(1): 63-64.
- [ 23 ] 中华人民共和国卫生部, 国家标准化管理委员会. 中华人民共和国国家标准生活饮用水卫生标准. *城镇供水*, 2007, (4): 27-31.
- [ 24 ] Peng J F, Song Y H, Yuan P, Cui X Y, Qiu G L. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2/3): 633-640.
- [ 25 ] Huang X F, Hu J W, Li C X, Deng J J, Long J, Qin F X. Heavy-metal pollution and potential ecological risk assessment of sediments from Baihua Lake, Guizhou, P.R. China. *International Journal of Environmental Health Research*, 2009, 19(6): 405-419.
- [ 26 ] Wohl E, Scott D N. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2017, 42(1): 5-23.
- [ 27 ] 黄岁梁, 万兆惠, 张朝阳. 冲积河流重金属污染物迁移转化数学模型研究. *水利学报*, 1995, (1): 47-55.
- [ 28 ] 张慧玲, 杨万勤, 汪明, 岳楷, 王滨, 彭艳, 张川, 吴福忠. 岷江上游高山森林河道与溪流木质残体贮量特征. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(S1): 123-130.
- [ 29 ] Balkis N, Çağatay M N. Factors controlling metal distributions in the surface sediments of the Erdek Bay, Sea of Marmara, Turkey. *Environment International*, 2001, 27(1): 1-13.
- [ 30 ] Li H Y, Shi A B, Li M Y, Zhang X R. Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *Journal of Chemistry*, 2013: 1-11.
- [ 31 ] 苟小林, 吴福忠, 杨万勤, 谭波, 徐振锋, 刘金铃, 李志萍, 黄莉. 季节性冻融格局变化对高山森林土壤氮素淋溶损失的影响. *环境科学学报*, 2014, 34(2): 439-448.
- [ 32 ] 倪祥银, 杨万勤, 李晗, 徐李亚, 何洁, 吴福忠. 雪被斑块对川西亚高山森林6种凋落叶冬季腐殖化的影响. *植物生态学报*, 2014, 38(6): 540-549.
- [ 33 ] Dragović S, Mihailović N. Analysis of mosses and topsoils for detecting sources of heavy metal pollution: multivariate and enrichment factor analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 157(1/4): 383-390.
- [ 34 ] 张胜利. 秦岭火地塘林区森林生态系统对降水中重金属的作用. *林业科学*, 2009, 45(11): 55-62.
- [ 35 ] Tian W J, Wang L J, Li D, Li F S. Leachability of phenanthrene from soil under acid rain and its relationship with dissolved organic matter. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(7): 3675-3681.
- [ 36 ] Peng Y, Yang W Q, Wang B, Zhang H L, Yue K, Wu F Z. Heavy metal output and content of headwater streams in an alpine forest in the upper reaches of the Yangtze River. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2015, 24(1): 132-138.
- [ 37 ] Montes-Avila I, Espinosa-Serrano E, Castro-Larragoitia J, Lázaro I, Cardona A. Chemical mobility of inorganic elements in stream sediments of a semiarid zone impacted by ancient mine residues. *Applied Geochemistry*, 2018, 100: 8-21.
- [ 38 ] Muehe E M, Adaktylou I J, Obst M, Zeitvogel F, Behrens S, Planer-Friedrich B, Kraemer U, Kappler A. Organic carbon and reducing conditions lead to cadmium immobilization by secondary Fe mineral formation in a pH-neutral soil. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(23): 13430-13439.
- [ 39 ] 张俊华, 卢翠玲, 刘玉寒, 王洪涛. 开封城郊河道底泥重金属形态垂向分布特征及风险评价. *农业环境科学学报*, 2017, 36(6): 1192-1201.