

海螺沟冰川退缩区中铬的分布、累积与来源

杨闻强¹,曾熙雯¹,吕展¹,刘楠涛¹,陈霈嘉¹,王训²,申鸿^{1,3},王定勇^{1,3*}(1.西南大学资源环境学院,重庆 400715; 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,贵州 贵阳 550081; 3.重庆市农业资源与环境研究重点实验室,重庆 400716)

摘要:以青藏高原海螺沟冰川退缩区为研究对象,借助其长达 160a 的植被演替序列,探讨 Cr 的时空分布和累积循环特征,并解析其潜在来源。结果表明,退缩区 C 层土壤 Cr 含量为 $(155.17 \pm 32.68) \text{ mg/kg}$,显著高于 O 层 $(48.23 \pm 10.21) \text{ mg/kg}$ ($P < 0.05$)。随着植被的演替,O 层土壤 Cr 含量随淋溶作用的增强而逐渐降低。在植被系统中,各演替阶段优势种对 Cr 均无显著富集特征($\omega < 1$)。此外,土壤是冰川退缩区生态系统的主要 Cr 库 $(2269.90 \pm 234.57) \text{ mg/m}^2$,而各样地 O 层土壤 Cr 储量约为植被的 9~20 倍。随着演替的进行,土壤有机质含量升高而植被的“归还作用”减弱,导致 Oi、Oe 层土壤 Cr 储量逐渐减小而 Oa 层和植物 Cr 储量逐渐增大。研究发现,“高循环强度-低吸收利用”为冰川退缩区生态系统中 Cr 的主要循环策略。根据主成分解析结果,贡嘎山土壤 Cr 以母质土壤风化来源为主(68.89%),而大气沉降对其影响并不显著。

关键词:冰川退缩区; 时空分布; 循环特征; 源解析

中图分类号: X54 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2022)11-5229-10

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2022.0196

Distribution, accumulation and sources of chromium in Hailuogou glacier retreated area. YANG Wen-qiang¹, ZENG Xi-wen¹, LV Zhan¹, LIU Nan-tao¹, CHEN Pei-jia¹, WANG Xun², SHEN Hong^{1,3}, WANG Ding-yong^{1,3*} (1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 3. Chongqing Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Chongqing 400716, China). *China Environmental Science*, 2022,42(11): 5229~5238

Abstract: Given the complete succession sequence of glacier retreated area providing a novel platform to trace heavy metal cycles in the terrestrial ecosystems, we explored the distribution pattern, transportation and allocation among soil and vegetation components, and potential sources of chromium (Cr) at the Hailuogou, eastern of Tibetan Plateau. Cr concentration in C-horizon was $(155.17 \pm 32.68) \text{ mg/kg}$, which was significantly higher than that in O-horizon $(48.23 \pm 10.21) \text{ mg/kg}$ ($P < 0.05$). With the increase of retreated time, the concentration of Cr in O-horizon gradually decreased due to the increase of soil leaching induced the Cr lost. The dominant vegetation species in each succession stage had no obvious enrichment effect on Cr ($\omega < 1$). Moreover, the soil was the main Cr pool in the ecosystem of glacier retreated area $(2269.90 \pm 234.57) \text{ mg/m}^2$, whose Cr storage in the O-horizon of each stage up to 9~20times greater than that in vegetation. In the late period of succession, Cr storage in Oi-horizon and Oe-horizon gradually decreased but Cr storage of Oa-horizon and vegetation increased, because of the weak “return effect” of Cr, and increment of soil organic matter induced the enhanced Cr accumulation in organic soils. Moreover, we highlighted that the high cycling rate and low absorption-utilization efficiency was the main cycling strategy of Cr in Hailuogou glacier retreated area. The principal component analysis (PCA) results finally showed that Cr in soil of Gongga Mountain was mainly derived from weathering process of soil parent material (68.89%), but with the limited influence of atmospheric deposition.

Key words: glacier retreated area; time-space distribution; cycling characteristics; source analysis

铬(Cr)作为环境中重要的有毒重金属污染物,具有危害大、隐蔽性强、难降解等特征。人类活动和地质作用产生的 Cr 可通过风化堆积、大气沉降等方式进入土壤环境并在其中积累^[1~3]。一方面,土壤中过量的 Cr(特别是 Cr(VI))会抑制植物的生长,从而降低生态系统的初级生产力;另一方面,土壤中 Cr 可以通过食物链随生物富集放大,进一步对人体健康和生态安全造成威胁^[4~7]。

作为地球的“第三极”,青藏高原对全球环境和

气候的变化极为敏感。海螺沟冰川作为青藏高原东缘最具规模且海拔较低的海洋性冰川之一,其生态环境随冰川的退缩快速变化,且发育着自小冰期至今完整的植被演替序列^[8],因此可作为海洋性冰川退缩区的典型代表。随着全球气候变暖加剧,冰川加

收稿日期: 2022-04-02

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41977272);大学生创新创业项目(S202110635126)

* 责任作者, 教授, dywang@swu.edu.cn

速消融,冰川消融后所形成的冰川退缩带能够近似表征植被的原生演替过程,为研究 Cr 的历史变化与积累过程提供了天然平台^[9~11].由于植被演替和气候变化,重金属在冰川退缩区土壤-植被系统中的生物地球化学行为也会随之发生改变^[12~13],而冰川退缩后形成的森林土壤可能是重金属重要的汇^[14~17].如今有关冰川退缩区 Cr 的迁移累积机理尚不明晰,鲜有关于植被的演替如何影响群落凋落物中 Cr 的归还和植被系统对 Cr 的富集,进而改变 Cr 在土壤-植被系统中的分布,以及植被-土壤格局变化如何影响土壤 Cr 的累积,从而导致土壤 Cr 库的大小发生改变等问题的相关研究.

本研究以贡嘎山海螺沟冰川退缩区为研究对象,分析百年来植被演替各阶段土壤-植被系统中 Cr 的分布格局与积累过程,探讨了 Cr 在冰川退缩区生态系统中的循环特征,并对土壤 Cr 的主要来源进行了定量解析,旨在为高寒山区 Cr 积累过程的研究提供参考.

1 材料与方法

1.1 样地概况

贡嘎山(29°30'~30°20'N, 101°30'~102°15'E)位于四川盆地与青藏高原交界地区^[8],地处青藏高原寒带和温暖潮湿亚热带季风区域的过渡地带^[18].本研究区域海螺沟冰川退缩区(29°34'21"N, 102°59'42"E) (图 1),地处贡嘎山东坡,属山地寒温带气候类型,年平均气温 3.8°C, 年降水日数在 260d 以上,年平均降水量约 1960mm^[19].海螺沟冰川自小冰期开始退缩以来,受人为干扰较小,冰川退缩明显且无冰进过程,形成了长达 2km 的完整植被演替序列,同时具有连续的成土过程^[8,20].本研究通过样地优势木与原生裸地的关系确定冰川末端位置.对于退缩时间小于 80a 的样地,采用冬瓜杨优势木确定年代;退缩时间大于 80a 的样地,采用峨眉冷杉优势木确定年代.根据 Sun 等^[21]的研究,海螺沟冰川退缩区先后经历了先锋植物发展时期(1980~2005 年样地)—以冬瓜杨为主的阔叶林时期(1958~1980 年样地)—由先锋植物阔叶林群落向针叶林顶级群落的过渡时期(1930~1958 年样地)—以云冷杉为主的高山暗针叶林顶级群落时期(1860~1890 年样地).

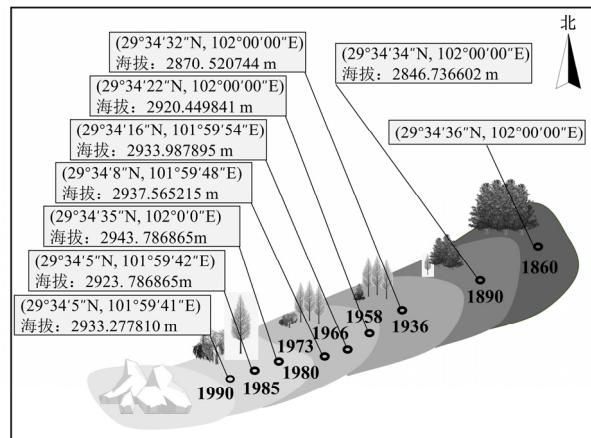


图 1 贡嘎山海螺沟冰川退缩区采样点

Fig.1 Sampling points of Hailuogou glacier retreated area in Gongga Mountain

1.2 样品采集与预处理

于 2016 年、2018 年分别集中采集了冰川退缩时间介于 1860~2005 年样地的土壤和植物样品^[22].鉴于同一时间采集的样品类型相同,不会对样品的可比性产生显著影响.其中包括 9 个土壤采样地(1990 年、1985 年、1980 年、1973 年、1966 年、1958 年、1936 年、1890 年和 1860 年)和 12 个植被采样地(2000 年、1990 年、1985 年、1980 年、1973 年、1970 年、1966 年、1958 年、1936 年、1930 年、1890 年和 1860 年).冰川退缩区中群落演替的各个阶段分别设置 2~4 个土壤及植被采集样方.具体而言,每个采样地大小为 10m×10m,在各重复样地内,采用蛇形布点的方式,混合 5~6 个采样点采集的凋落物(Oi 层),组成 500g 左右的样品,以减小空间异质性的影响.本研究的土壤样品按照层次分布采集了半分解层(Oe 层)、全分解层(Oa 层)和母质层(C 层,主要为冰碛沉积物)土壤,其中 Oi、Oe 和 Oa 层共同组成土壤有机质层(O 层),并测量其容重.由于演替序列时间较短,样地尚无明显矿质层土壤发育.其中各采样点 Oa 层土壤厚度:各样地 C 层土壤采样深度为 25cm.植物样品按部位采集了样地中乔木层的主要植被(包括冬瓜杨、云冷杉、沙棘和柳树)的树枝、树叶、树皮、树干和根(分为细根、中根、粗根).值得注意的是,部分采样点空间异质性较大,在高异质性样点采样仍不可避免存在误差.

采集的土壤样品于干燥阴凉无尘室内风干后,经玛瑙研钵研磨过 200 目筛(74μm),同一样品重复研磨过筛 5 次.采集的植物样品于 50°C 烘箱烘干后,

使用电动研磨机研磨并过 60 目筛($420\mu\text{m}$),同一样品重复操作直至全部过筛.不同样品研磨前用酒精擦洗玛瑙研钵、电动研磨机和筛网.处理后的风干土壤与植物样品分别称量并记录其干重,置于聚乙烯密封袋中保存.

1.3 化学分析

土壤和植物样品经消化预处理后用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定微量重金属含量(Cr、Li、Pb、Zn、Cd、As 等)^[14],具体步骤为:在高压密闭罐中,分别利用 HNO_3+HF 和 $\text{HNO}_3+\text{H}_2\text{O}_2$ 混合酸对土壤和植物样品进行消解处理,并采用 ICP-MS(Agilent-7900)对试样中微量重金属的含量进行测定.仪器稳定状态下,将每 10 个样品设置为一组并测定一次标准物质[土壤标准物质为 GBW07405(GSS-5)黄红壤土壤成分分析标准物质,植物标准物质为 GBW10020(GSB-11)柑橘叶生物成分分析标准物质].本研究土壤加标回收率为 102%~107%,植物加标回收率为 88%~103%.每组设置 1 个空白样品和 1 对平行样品.测定过程中,每个样品测定前使用 1% HNO_3 清洗进样管,以保证空白信号残余低于 0.1%.平行测定的两次数据标准偏差控制在 5%以内.

1.4 统计分析

本研究利用生物富集系数(ω)表示植物对土壤 Cr 的富集程度,计算公式如下:

$$\omega = C_{\text{植物}} / \bar{C}_{\text{土壤}} \quad (1)$$

式中: $C_{\text{植物}}$ 为植被各部位 Cr 含量; $\bar{C}_{\text{土壤}}$ 为土壤 O 层和 C 层 Cr 含量的加权平均值.若 $\omega > 1$,则表示 Cr 在植物体显著富集.

土壤和植被 Cr 储量(P)的计算如下:

$$P = C_{\text{植物或土壤}} \times M_{\text{植物或土壤}} \quad (2)$$

式中: C 为样品的 Cr 含量; M 为容量大小.

按照植物的生物量,对各乔木类植物的 Cr 含量进行加权平均,得到乔木类植物 Cr 的加权平均含量($\bar{C}_{\text{乔木}}$):

$$\bar{C}_{\text{乔木}} = (C_H \times B_H + C_S \times B_S + C_P \times B_P + C_A \times B_A) / (B_H + B_S + B_P + B_A) \quad (3)$$

式中: B 为生物量; H、S、P、A 分别代表云冷杉、冬瓜杨、柳树、沙棘.

采用元素生物循环平衡公式,描述 Cr 在生态系统中的循环特征^[23]:

$$f_C = \text{GPP} \times \bar{C}_{\text{乔木}}$$

$$\begin{aligned} f_R &= C_{\text{Oe}} \times D \\ f_A &= f_C + f_R \end{aligned} \quad (4)$$

式中:GPP 为植物的年生产力; C_{Oe} 为样地土壤凋落物层的 Cr 含量; D 为样地的年凋落物产量; f_C 、 f_R 、 f_A 分别为各样地植物 Cr 的年净积累量、年归还量和年吸收量.

元素的循环利用系数公式^[24]:

$$\begin{aligned} R_A &= f_A / P_{\text{Oe+Oe}} \\ R_T &= f_A / P_{\text{植物}} \\ R_C &= f_R / f_A \\ T &= P_{\text{乔木层}} / f_R \end{aligned} \quad (5)$$

式中: R_A 、 R_T 、 R_C 分别为 Cr 吸收系数、利用系数、循环系数; T 为周转时间.其中,循环特征系数在一定程度上可以反映生态系统中 Cr 的循环模式:循环系数值越大,表明循环强度越高,说明林分对土壤 Cr 的消耗越少,越有利于土壤 Cr 的积累;利用系数值越大,植被对 Cr 利用效率越低;吸收系数值越大,植被对 Cr 的吸收越强;周转时间反映了 Cr 在系统中经历一个循环所需的时间.

利用主成分分析(PCA)对 Cr 来源贡献的百分比进行解析^[25].在进行 PCA 分析前,通过相关性预分析选择了 Cr、Li、V、Mn、Ni、Cu、Sr、Tl、Co、Pb、Cd、Mo 和 Zn 共 13 种元素.KMO 统计检验表明,数据集合的 KMO 值为 0.829,因此本研究数据十分适合进行 PCA 分析.分析过程中采用凯撒正态化最大方差法旋转后,得出各成分的载荷因子 j ,并估算 Cr 的不同来源贡献百分率(C%):

$$C\% = j^2 \quad (6)$$

采用 SPSS 26.0 完成相关数据统计分析,同时采用 Origin 2021、EXCEL2021 完成图表制作.主要的统计方法包括:采用独立样本 T 检验和单因素方差对数据进行显著性分析;采用皮尔逊相关性分析、主成分分析进行源解析.

2 结果与讨论

2.1 演替序列中 Cr 含量的分布特征

演替序列中土壤平均 Cr 含量为 $(111.81 \pm 21.55)\text{mg/kg}$,其中,C 层土壤平均 Cr 含量为 $(155.17 \pm 32.68)\text{mg/kg}$,约为 O 层的 2 倍 $(48.23 \pm 10.21)\text{mg/kg}$ ($P < 0.05$, 独立样本 T 检验, 下同).在 O 层土壤各层中, Cr 平均含量由大到小依次为: Oe (57.02 ± 13.81)

$\text{mg/kg} > \text{O}_i(51.31 \pm 11.02) \text{ mg/kg} > \text{O}_a(33.25 \pm 9.76) \text{ mg/kg}$ ($P < 0.05$, 单因素方差分析, 下同), 表明除地质来源的影响之外, 外源 Cr 的输入可能是影响 O 层土壤 Cr 分布的重要因素。研究区乔木层中 Cr 较高的年归还量($12.65 \pm 2.92 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)也证实了这一观点。

演替序列中土壤 Cr 含量的分布是土壤-植被系统相互作用的结果^[26]。1990~2000 年的样地 C 层土壤 Cr 含量($190.68 \pm 41.10 \text{ mg/kg}$)显著高于其他样地(图 2a)。作为冰川退缩前缘土壤, 其 Cr 含量在一定程度上反映了当地的土壤背景值, 值得注意的是, 这一含量显著高于中国大陆土壤的 Cr 含量背景值(73 mg/kg)^[27]。在 1964 年样地中, O 层土壤 Cr 含量达到极大值(64.30 mg/kg)。这主要是由于在该演替阶段中, 冬瓜杨逐渐成为优势树种, 其凋落物产量和凋落物中的 Cr 含量不断增加。而阔叶树种凋落物具有较高的分解速率^[28], 故而促进了 Cr 在 O 层土壤中的积累。随着演替的进行, 在 1890~1964 年样地中, C 层土壤 Cr 含量逐渐增加, 而 O 层逐渐降低。退缩区群落演替后期, 土壤酸性逐渐增强且地表径流不断增加^[8, 17], 可导致 O 层土壤中的 Cr 所受的淋溶作用加强, 并增加 C 层土壤的 Cr 含量。

对于 O 层土壤, 在 1980 年样地中 Oi 层土壤 Cr 含量达整个演替阶段的最大值, 而 Oa 层达最小值(图 2b)。退缩时间晚于 1980 年的样地以柳树、沙棘等阔叶树为优势种, 而柳树树叶($3.10 \pm 1.63 \text{ mg/kg}$)和沙棘树枝($2.83 \pm 0.74 \text{ mg/kg}$)的 Cr 含量相对较高, 加之凋落物产量的增加, 使得 Oi 层土壤 Cr 含量迅速增加。而阔叶树种凋落物较快的分解速率^[28], 使得 1964~1980 年样地中 Oa 层土壤 Cr 含量迅速增加。

如图 3, 在植被系统中, Cr 的平均含量分别为: 冬瓜杨($5.83 \pm 3.10 \text{ mg/kg}$)、柳树($5.74 \pm 2.96 \text{ mg/kg}$)、沙棘($2.61 \pm 1.17 \text{ mg/kg}$)、云冷杉($1.06 \pm 0.70 \text{ mg/kg}$)。乔木类植物生物富集系数由大到小依次为: 冬瓜杨($\omega = 0.095 \pm 0.033$)> 沙棘($\omega = 0.045 \pm 0.022$)> 柳树($\omega = 0.044 \pm 0.019$)> 云冷杉($\omega = 0.026 \pm 0.008$)(图 4)。其中, 冬瓜杨的 Cr 含量与生物富集系数最大, 而云冷杉最小。这表明在演替序列各阶段优势种中, 冬瓜杨对 Cr 的吸收能力较强, 而云冷杉最弱。此外, 植物各部位的生物富集系数均小于 1(图 4), 这与 Shanker 等^[29]的研究结果一致。一般来说, Cr 为植物非必需元素, 因此植物

对其的吸收通常并不显著^[30~31]。

4 种乔木地下部平均 Cr 含量($6.42 \pm 4.52 \text{ mg/kg}$)为地上部的 1.5~4.5 倍, 且地下部生物富集系数($\omega = 0.084 \pm 0.059$)为地上部的 2~4 倍($P < 0.05$)。一方面, 根系是植物吸收 Cr 的主要部位^[30, 32~33]; 另一方面, 植物体内的 Cr(VI)向 Cr(III)的转化以及 Cr(III)与细胞壁的结合阻碍了 Cr 的纵向迁移, 降低了 Cr 的移动性^[34~36], 从而造成植物地上部与地下部 Cr 含量的显著差异。在地下部中, 柳树和冬瓜杨的粗根 Cr 含量最高, 而云冷杉和沙棘的细根 Cr 含量最高, 这可能是 Cr 在不同植物根系中迁移能力的差异所致。此外, 植物地上各部位 Cr 含量由大到小依次为: 树枝($4.24 \pm 0.90 \text{ mg/kg}$)> 树皮($2.71 \pm 2.40 \text{ mg/kg}$)> 树干($1.98 \pm 1.69 \text{ mg/kg}$)> 树叶($1.41 \pm 0.86 \text{ mg/kg}$)($P < 0.05$, 图 3)。特别地, 云冷杉树枝 Cr 含量($5.12 \pm 1.10 \text{ mg/kg}$)显著高于树叶、树皮和树干($P < 0.01$)。一般来说, 植物倾向于将重金属储存在生物活性较弱的组织中, 并以此作为解毒机制^[37]。而相对于树叶, 树枝活性较弱, 因此树枝 Cr 含量最高, 而树叶最低。

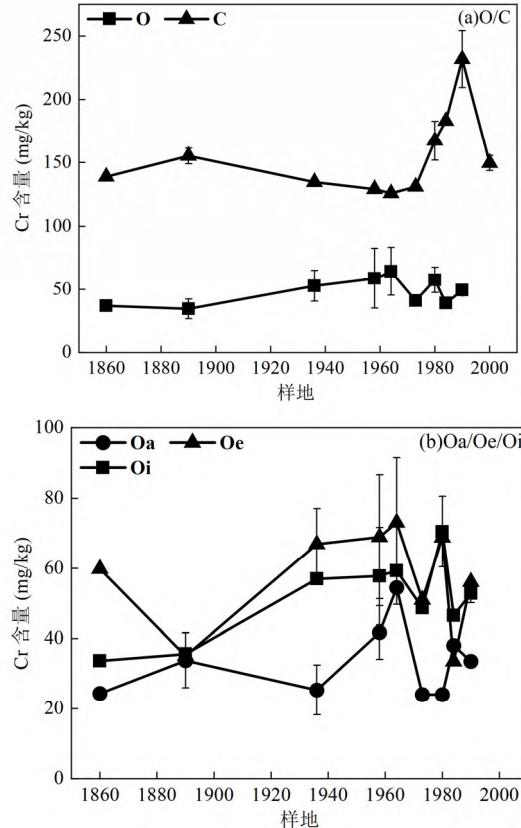


图 2 海螺沟冰川退缩区演替序列中土壤各层 Cr 含量
Fig.2 Cr concentration in soil layers in succession sequence of Hailuogou glacier retreated area

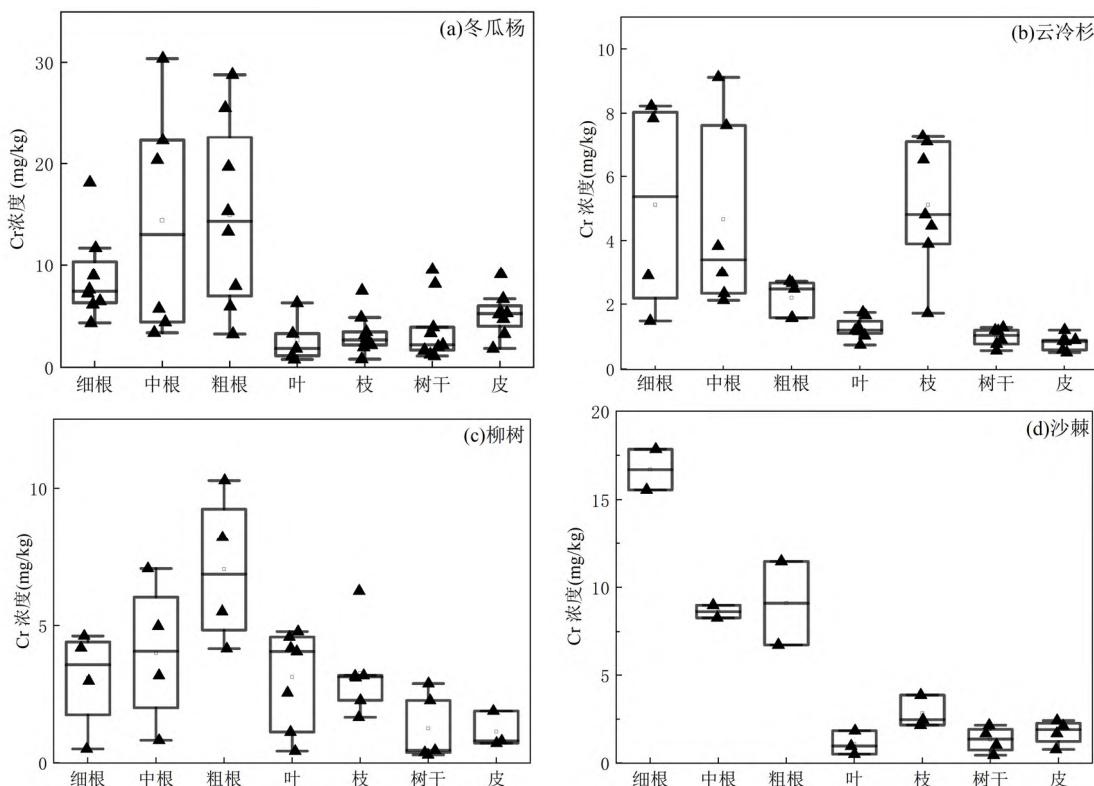


图3 海螺沟冰川退缩区冬瓜杨、云冷杉、柳树、沙棘的Cr含量

Fig.3 Cr concentration of poplar, picea, salix and hippophae rhamnoides in Hailuogou glacier retreated area

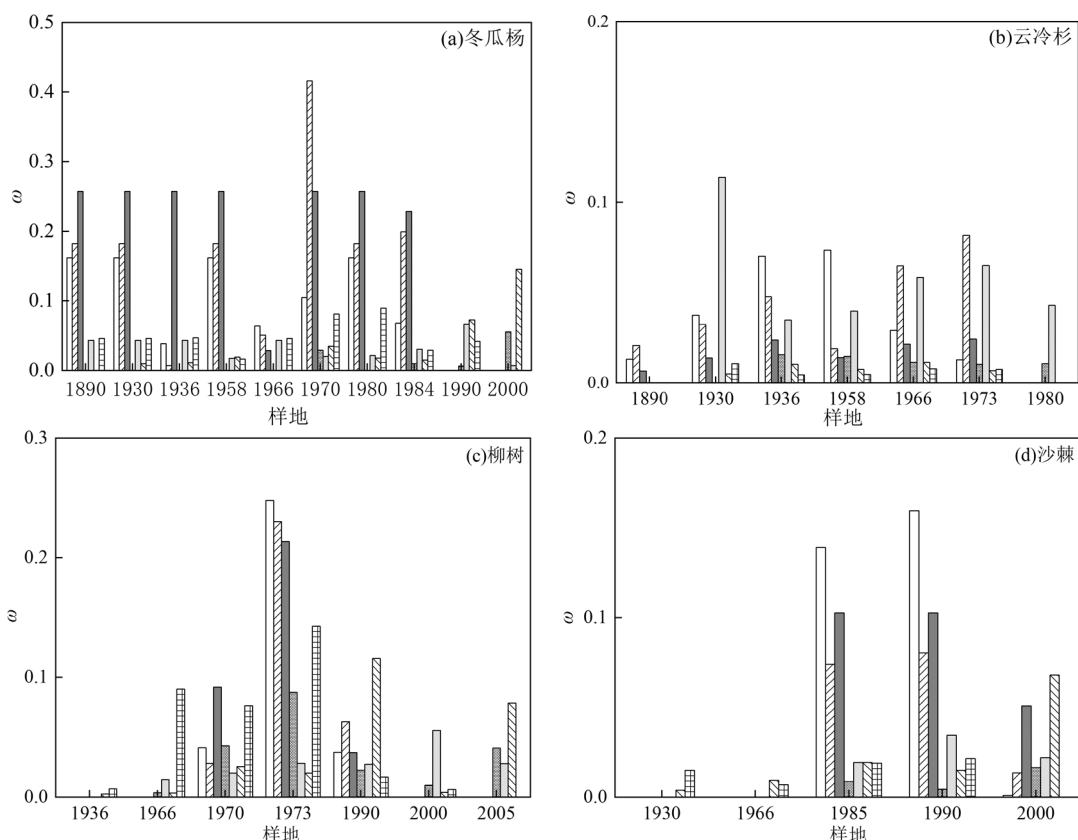


图4 海螺沟冰川退缩区冬瓜杨、云冷杉、柳树和沙棘对Cr的生物富集系数

Fig.4 Bioaccumulation factor of Cr by wax gourd poplar, spruce, willow and seabuckthorn in Hailuogou glacier retreated area

□	细根	▨	中根	■	粗根	▨	叶	□	枝	▨	树干	▨	树皮
---	----	---	----	---	----	---	---	---	---	---	----	---	----

2.2 演替序列中 Cr 储量的动态变化

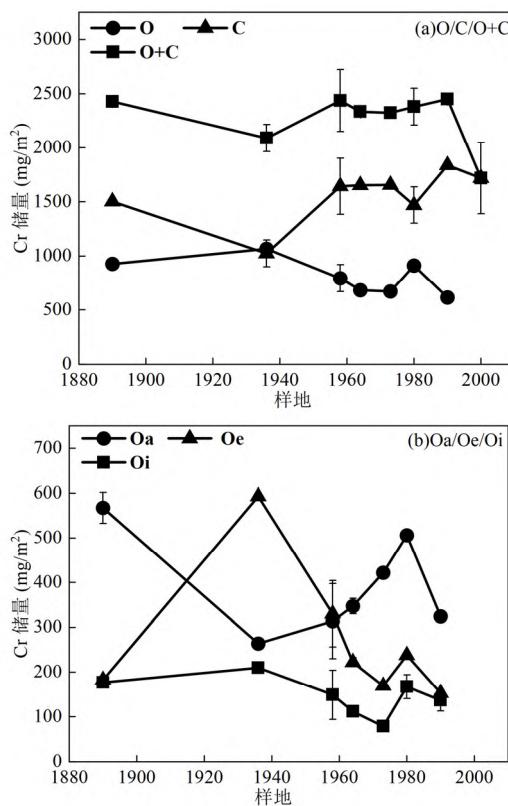


图 5 海螺沟冰川退缩区演替序列中土壤 Cr 储量

Fig.5 Soil Cr storage in succession sequence of Hailuogou glacier retreat area

冰川退缩区各样地 O 层土壤 Cr 储量约为植被的 9~20 倍,表明有机土壤是冰川森林主要的 Cr 储库。土壤 C 层 Cr 储量(1562.53 ± 230.97) mg/m² 约为 O 层(808.42 ± 153.29) mg/m² 的 2 倍($P < 0.05$),表明退缩区土壤中 Cr 的分布可能受地质来源的影响。C 层土壤 Cr 储量自退缩以来整体下降,而 O 层与之相反(图 5a)。就 O 层土壤中 Cr 储量的动态变化而言,在早于 1973 年的样地中,Oi 层土壤 Cr 储量随样地退缩时间而不断增加,并于 1936 年前后达到峰值,而 Oa 层与之相反(图 5b)。考虑到优势种的演替,推测在晚于 1936 年的样地中,冬瓜杨逐渐衰亡,使得凋落物产量不断增大,直接增加了 Oi 层 Cr 储量。此外,随着演替过程中退缩区土壤的发育,土壤有机酸不断积累、根际酸化作用不断加强,导致土壤酸性增强^[8],进而提升 Cr 的活化速率,导致 Cr 从 Oa 层土壤中流失。此后,在 1890~1936 年的样地中 Oi、Oe 层土壤 Cr 储量逐渐下降,而 Oa 层逐渐增加,这与土壤 Cr 含量在时间序列上的变化一致。本研究推测可能有两方面原因:

一方面,随着以冬瓜杨为主的阔叶林群落向针叶林顶级群落的发展,凋落物的 Cr 含量减小,从而导致 Cr 的“归还作用”减弱。另一方面,随着森林土壤的进一步发育,土壤有机质在湿冷的条件下快速积累^[8],而有机质对 Cr 具有强烈的吸附络合作用,故能促进 Cr 在土壤中的积累。

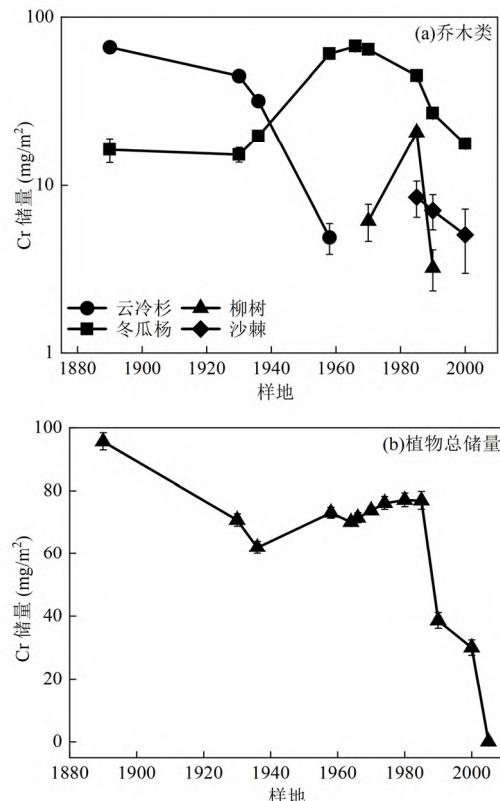


图 6 海螺沟冰川退缩区演替序列中不同乔木类植物 Cr 储量及植物 Cr 总储量

Fig.6 The Cr storage of different tree plants and the total Cr storage of plants in succession sequence of Hailuogou glacier retreated area

整个演替序列中,各群落优势种 Cr 储量依次为:冬瓜杨(517.84 mg/m^2)>云冷杉(153.26 mg/m^2)>柳树(65.29 mg/m^2)>沙棘(20.64 mg/m^2)($P < 0.05$)(图 6a)。其中,冬瓜杨在 1958~1974 年样地的植被 Cr 库中占据主导地位(>80%),其对 1966 年样地植被 Cr 储量的贡献率可达 94.07%。综合上述结果,说明冬瓜杨为乔木层中 Cr 储存的主要场所。对于植物不同部位,地下部 Cr 储量依次为:粗根(152.88 mg/m^2)>中根(13.32 mg/m^2)>细根(10.87 mg/m^2)。粗根 Cr 储量显著高于细根和中根,这与粗根较高的生物量直接相关。地上部 Cr 储量依次为:树干(294.64 mg/m^2)>树枝(55.51 mg/m^2)

m^2)>树皮($28.57\text{mg}/m^2$)>树叶($7.31\text{mg}/m^2$),其中,树干较大的生物量导致了其极高的Cr储量,而其他部位Cr储量的分布与含量基本一致。

演替过程中植被系统(包括乔木植物、灌木植物和低等植物)Cr总储量的变化如图6b所示。演替初期,由于裸地逐渐消失,先锋树种不断发展,导致在晚于1980年的样地中植被Cr储量随演替的进行而迅速增加。随后,由于以冬瓜杨为优势种的群落具有较大的Cr归还量(图7a),致使在1936~1980年样地中植物Cr总储量下降。在早于1936年的样地中,植被Cr总储量不断增加,并于1890年前后达最大值($95.63\text{mg}/m^2$)。这是由该阶段的优势种云冷杉生物量不断增大而植被Cr归还量逐渐减少所致(图7a)。

2.3 土壤-植被系统中Cr的循环策略

海螺沟冰川退缩区植被演替过程中,Cr的年归还量($12.65\pm2.92\text{ mg}/(m^2\cdot a)$)显著大于年净积累量($2.86\pm0.54\text{ mg}/(m^2\cdot a)$)($P<0.05$,图7a)。此外,研究样地中Cr的循环系数($R_C=0.81\pm0.06$)显著大于吸收系数($R_A=0.024\pm0.004$)和利用系数($R_T=0.25\pm0.06$)($P<0.01$,图7b),表明了Cr较大的循环强度。此外,1890年、1936年、1958年、1964年、1973年、1980年、1990年样地中Cr的周转时间为 $8.68, 3.23, 3.69, 4.19, 8.10, 5.25$ 和 4.60a ,说明研究样地中Cr的周转时间较短($T=(5.39\pm1.99)\text{ a}$)。综上所述,“高循环强度-低吸收利用”为海螺沟冰川退缩区生态系统中Cr的循环策略,这使得Cr不易在植物体内积累,成为了退缩区植被防止自身受Cr毒害的天然对策,同时也指示了生态系统中Cr较高的流动性。退缩区乔木类植物较低的生物富集程度也进一步证实了这一观点。

Cr在土壤-植被系统中的循环过程遵循“吸收=存留+归还”的平衡原理^[38]。乔木层作为生态系统Cr生物地球化学循环的主要载体,其在不同演替阶段所显示出的循环特征反映了该阶段生态系统Cr的循环策略^[39]。退缩区演替初期(晚于1980年的样地中),循环系数逐渐增大并于1980年前后达整个演替阶段的最大值,而吸收系数相对较低。这是由于在演替前期,样地中裸地逐渐消失,以柳树和沙棘为代表的先锋植物不断发展,导致生物循环不断加强。在演替初期,上述变化有利于阔叶树种适应较高Cr含量的土地,以防止植被受Cr胁迫。对于优势种由柳树、沙棘等先锋植物向冬瓜杨转变的过渡期(1958~1980

年样地中),前阶段Cr的吸收系数增加而利用系数减小,这是冬瓜杨生物量不断增大所致。与此同时,冬瓜杨和其他先锋植物共存,植物衰亡较少,生物循环不显著,造成Cr循环系数减小。过渡期后期,冬瓜杨物种优势逐渐明显,其他先锋植物相继衰亡,使得生态系统中Cr的生物循环逐渐加快,循环系数回升。

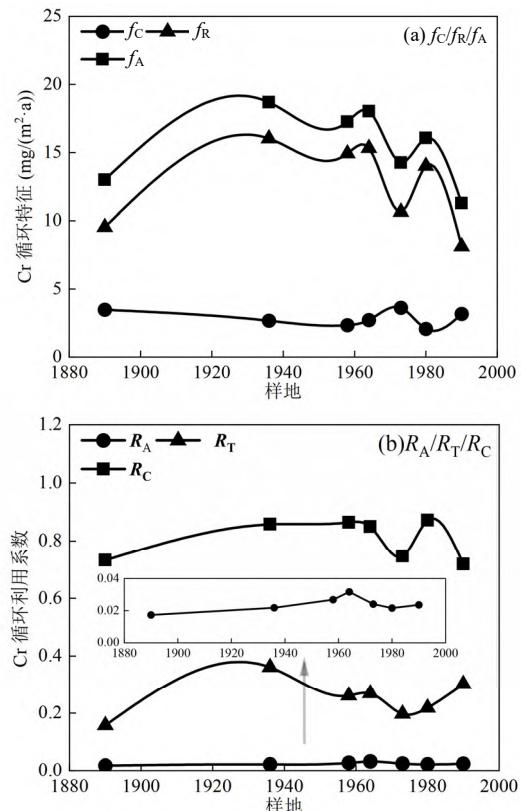


图7 海螺沟冰川退缩区Cr的循环特征
Fig.7 The cyclic characteristics of Cr in Hailuogou glacier retreated area

2.4 Cr的来源解析

如表1所示,共提取3个特征值大于1的主成分,解释了原始数据87.33%的变异度。第一主成分(PC1)占总变异度的52.59%,主要载荷因子为Cr(0.830)、Li(0.891)、V(0.984)、Mn(0.948)、Ni(0.877)、Cu(0.682)、Sr(0.941)、Tl(0.915)和Co(0.721)。Li、V、Mn、Ni和Sr等元素主要来自于土壤母质或岩石的风化等过程,属于典型的“亲石”元素^[40]。Li^[41]研究表明,海螺沟冰川退缩区中Cu主要受成土母质影响较大,而Co的自然源与人为源的比例相似,因此推断PC1主要代表重金属的地质来源。第二主成分(PC2)占总变异度的26.83%,主要载荷因子为Co(0.672)、

Pb(0.973)、Cd(0.972)和Mo(0.894).第三主成分(PC3)占总变异度的7.91%,主要载荷因子为Zn(0.988).先前的研究表明,海螺沟冰川退缩区中 Cd、Pb 和 Zn 主要来自人为排放的大气沉降过程^[10,16,42-43].此外,研究表明,海螺沟冰川退缩区中土壤 Mo 存在较为显著的大气沉降来源^[41],因此推断 PC2~PC3 代表人为排放的大气沉降源.据公式(6)估算,海螺沟冰川退缩区 Cr 的地质来源贡献为 68.89%.何永梅等^[44]基于年轮化学分析法对海螺沟冰川退缩区微量元素进行源解析,得到土壤中 Cr 的地质来源贡献约为 83.13%,与本研究所得的源解析值相近.此外,刘旭等^[45]在同样位于中国西南背景山区的哀牢山的研究结果表明,哀牢山土壤 Cr 的壳源贡献百分率为 70.90%,与本研究样地极为接近.结合 C 层土壤 Cr 较高的含量和储量,表明地质作用为贡嘎山土壤 Cr 的主要来源,同时也说明该区域土壤 Cr 受人为排放的影响较弱.

表 1 海螺沟冰川退缩区土壤微量元素主成分分析

Table 1 Principal component analysis results of trace heavy metals in soil of Hailuogou glacier retreated area

元素	主成分(变异性解释程度:87.33%)		
	PC1(52.59%)	PC2(26.83%)	PC3(7.91%)
Cr	0.830	-0.014	0.047
Li	0.891	0.346	0.027
V	0.984	0.033	0.012
Mn	0.948	-0.134	0.032
Ni	0.877	0.311	0.081
Cu	0.682	0.285	0.028
Sr	0.941	-0.074	0.049
Tl	0.915	-0.111	0.050
Co	0.721	0.672	0.015
Pb	0.019	0.973	-0.062
Cd	-0.008	0.972	0.071
Mo	0.048	0.894	-0.162
Zn	0.096	-0.100	0.988

注:黑体数字表示显著载荷因子.

3 结论

3.1 在冰川退缩区演替序列中,土壤淋溶作用逐渐增强导致 O 层土壤 Cr 含量随退缩时间而降低.植被系统中,植物地下部 Cr 含量显著高于地上部($P<0.05$),但均未呈现显著富集($\omega<1$).

3.2 随演替序列的发展,土壤有机质含量的升高和植被“归还作用”的减弱,导致 Oi、Oe 层土壤 Cr 储量减小,而 Oa 层增大.植被 Cr 储量在演替后期随生物

量的增加和 Cr 归还量的减少而逐渐增大.

3.3 循环强度高-吸收利用低为海螺沟冰川退缩区 Cr 的循环策略($R_C=(0.81\pm 0.06)$; $T=(5.39\pm 1.99)$ a; $R_A=(0.024\pm 0.004)$; $R_T=(0.25\pm 0.06)$),这使 Cr 不易在植物体内积累,有利于植被免受 Cr 的毒害.

3.4 贡嘎山表层土壤 Cr 以土壤基岩和母质的风化为主要来源(69%),而人为排放的大气 Cr 沉降贡献较小.

参考文献:

- Coetzee J J, Neetu B, Chirwa E M N. Chromium in environment, its toxic effect from chromite-mining and ferrochrome industries, and its possible bioremediation [J]. Exposure & Health, 2018, 12(1):1-12.
- Rajapaksha A U, Vithanage M, Ok Y S, et al. Cr(VI) formation related to Cr(III)-muscovite and birnessite interactions in ultramafic environments [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(17): 9722-9729.
- Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, et al. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals [J]. Interdisciplinary toxicology, 2014, 7(2):60-72.
- Dazy M, Beraud E, Cotelle S, et al. Antioxidant enzyme activities as affected by trivalent and hexavalent chromium species in fontinalis antipyretica Hedw [J]. Chemosphere, 2008, 73(3):281-290.
- Zhao M D, Xu J, Li A, et al. Multiple exposure pathways and urinary chromium in residents exposed to chromium [J]. Environ Int, 2020, 141(8):105753.
- Chain EPOCI. Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water [J]. EFSA Journal, 2014, 12(3):3595.
- Calderas C, Bort J, Febrero A. Ultrastructure and subcellular distribution of Cr in Iris pseudacorus L. using TEM and X-ray microanalysis [J]. Cell Biology and Toxicology, 2012, 28(1):57-68.
- 余佳. 贡嘎山海螺沟冰川退缩区镉的生物地球化学特征 [D]. 成都: 中科院成都山地灾害与环境研究所, 2014.
- She J. Biogeochemical characteristics of cadmium in Hailuogou glacial retreated area [D]. Chengdu: Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, 2014.
- Radic V, Hock R. Regionally differentiated contribution of mountain glaciers and ice caps to future sea-level rise [J]. Nature Geoscience, 2011, 4(2):91-94.
- Huang J, Kang S C, Guo J M, et al. Mercury distribution and variation on a high-elevation mountain glacier on the northern boundary of the Tibetan Plateau [J]. Atmospheric Environment, 2014, 96(20):27-36.
- He Y Q, Li Z X, Yang X M, et al. Changes of the Hailuogou glacier, Mt. Gongga, China, against the background of global warming in the last several decades [J]. Journal of China University of Geosciences, 2008, 19(3):271-281.
- Wang X, Luo J, Lin C J, et al. Elevated cadmium pollution since 1890s recorded by forest chronosequence in deglaciated region of Gongga, China [J]. Environmental Pollution, 2020, 260(8):114082.

- [13] Luo J, Tang R G, Sun S G, et al. Lead distribution and possible sources along vertical zone spectrum of typical ecosystems in the Gongga Mountain, eastern Tibetan Plateau [J]. Atmospheric Environment, 2015,115(16):132–140.
- [14] Bing H J, Wu Y H, Zhou J, et al. Atmospheric deposition of lead in remote high mountain of eastern Tibetan Plateau, China [J]. Atmospheric Environment, 2014,99(24):425–435.
- [15] EPA USMethod 6020B (SW-846): Inductively coupled plasma-mass spectrometry [S].
- [16] 何清清, 郭海健, 吴艳宏, 等. 海螺沟冰川退缩区土壤元素分布特征及影响因素 [J]. 山地学报, 2017,35(5):698–708.
He Q Q, Bing H J, Wu Y H, et al. Distribution characteristics and influencing factors of soil elements in the retreated area of Hailuogou glacier, SW China [J]. Mountain Research, 2017,35(5):698–708.
- [17] 杨丹荔, 罗辑, 李伟, 等. 海螺沟冰川退缩区原生演替中土壤重金属的积累 [J]. 地球与环境, 2020,48(4):424–431.
- [18] Yang D L, Luo J, Li W, et al. Accumulation of heavy metals in soil during primary succession in Hailuogou glacier retreat area [J]. Earth and Environment, 2020,48(4):424–431.
- [19] 杜流姗, 陆琦, 梁紫嫣, 等. 贡嘎山海螺沟冰川退缩区原生演替不同阶段优势植物光合生理特征 [J]. 生态环境学报, 2019,28(12):2356–2363.
Du L S, Lu Q, Liang Z Y, et al. Changes in photosynthetic characteristics of dominant plants at different primary successional stages on Hailuogou glacier foreland, Mt. Gongga, China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019,28(12):2356–2363.
- [20] 李宗省, 何元庆, 庞洪喜, 等. 中国典型季风海洋性冰川区雪坑中主要阴、阳离子的来源研究 [J]. 地理学报(英文版), 2008,19(1):115–125.
Li Z X, He Y Q, Pang H X, et al. Source of major anions and cations of snowpacks in Hailuogou No.1 glacier, Mt. Gongga and Baishui No.1 glacier, Mt. Yulong [J]. Journal of Geographical Sciences, 2008, 19(1):115–125.
- [21] 杨丹荔, 罗辑, 余佳, 等. 贡嘎山海螺沟冰川退缩区原生演替序列植被生物量动态 [J]. 生态环境学报, 2015,24(11):1843–1850.
Yang D D, Luo J, She J, et al. Dynamics of vegetation biomass along the chronosequence in Hailuogou glacier retreated area, Mt. Gongga [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015,24(11):1843–1850.
- [22] Sun S Q, Wu Y H, Wang J X, et al. Bryophyte species richness and composition along an altitudinal gradient in Gongga Mountain, China [J]. Plos One, 2013,8(3):e58131.
- [23] Wang X, Luo J, Yuan W, et al. Global warming accelerates uptake of atmospheric mercury in regions experiencing glacier retreat [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2020,117(4):2049–2055.
- [24] 俞月凤, 何铁光, 彭晚霞, 等. 喀斯特峰丛洼地不同类型森林养分循环特征 [J]. 生态学报, 2015,35(22):7531–7542.
Yu Y F, He T G, Peng W X, et al. Dynamics of nutrient elements in different types of forests in depressions between karst hills [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015,35(22):7531–7542.
- [25] 罗辑, 程根伟, 李伟, 等. 贡嘎山天然林营养元素生物循环特征 [J]. 北京林业大学学报, 2005,27(2):13–17.
Luo J, Cheng G W, Li W, et al. Characteristics of nutrient biocycling of natural forests on the Gongga Mountain [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2005,27(2):13–17.
- [26] Larsen RK, Baker JE. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods [J]. Environmental Science & Technology, 2003,37(9):1873–1881.
- [27] Xia X Q, Yang Z F, Cui Y J, et al. Soil heavy metal concentrations and their typical input and output fluxes on the southern Songnen Plain, Heilongjiang Province, China [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2014,139(1):85–96.
- [28] 余大富. 贡嘎山土壤中一些元素的背景值 [J]. 生态学报, 1984,4(3):201–206.
Yu D F. Background values of some elements in soil of Gongga Mountain [J]. Acta Ecologica Sinica, 1984,4(3):201–206.
- [29] Kaste J M, Friedland A J, Stürup S. Using stable and radioactive isotopes to trace atmospherically deposited Pb in montane forest soils [J]. Environmental Science & Technology, 2003,37(16):3560–3567.
- [30] Shanker AK, Cervantes C, Loza-Tavera H, et al. Chromium toxicity in plants [J]. Environ Int, 2005,31(5):739–753.
- [31] Ding G T, Jin Z J, Han Y H, et al. Mitigation of chromium toxicity in *Arabidopsis thaliana* by sulfur supplementation [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,182(10):109379.
- [32] Adhikari A, Adhikari S, Ghosh S, et al. Imbalance of redox homeostasis and antioxidant defense status in maize under chromium (VI) stress [J]. Environmental and Experimental Botany, 2019,169(3):103873.
- [33] De Oliveira LM, Gress J, De J, et al. Sulfate and chromate increased each other's uptake and translocation in As-hyperaccumulator *Pteris vittata* [J]. Chemosphere, 2016,147(10):36–43.
- [34] de Oliveira LM, Ma LQ, Santos JAG, et al. Effects of arsenate, chromate, and sulfate on arsenic and chromium uptake and translocation by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L [J]. Environmental Pollution, 2013, 184C(1):187–192.
- [35] Adrees M, Ali S, Iqbal M, et al. Mannitol alleviates chromium toxicity in wheat plants in relation to growth, yield, stimulation of anti-oxidative enzymes, oxidative stress and Cr uptake in sand and soil media [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2015,122(20):1–8.
- [36] Sinha V, Pakshirajan K, Chaturvedi R. Chromium tolerance, bioaccumulation and localization in plants: An overview [J]. Environ Manage, 2018,206(14):715–730.
- [37] Usman K, Al Jabri H, Abu-Dieyeh MH, et al. Comparative assessment of toxic metals bioaccumulation and the mechanisms of chromium (Cr) tolerance and uptake in *Calotropis procera* [J]. Front Plant Sci, 2020, 11(1):883.
- [38] Liu J J, Yin T M, Ye N, et al. Transcriptome analysis of the differentially expressed genes in the male and female shrub willows (*Salix suchowensis*) [J]. Plos One, 2013,8(4): e60181.
- [39] 庞学勇, 胡泓, 乔永康, 等. 川西亚高山云杉人工林与天然林养分分布和生物循环比较 [J]. 应用与环境生物学报, 2002,8(1):1–7.
Pang X Y, Hu H, Qiao Y K, et al. Nutrient distribution and cycling of artificial and natural subalpine spruce forests in western Sichuan [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2002,8(1):1–7.
- [40] 杨丹荔, 罗辑, 贾龙玉, 等. 青藏高原东缘海螺沟冰川退缩区植被原生演替的氮磷动态 [J]. 应用生态学报, 2021,32(5):1699–1708.

- Yang D L, Luo J, Jia L Y, et al. Nitrogen and phosphorus dynamics along the primary succession in the Hailuogou Glacier retreat area, eastern Tibetan Plateau, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021,32(5):1699–1708.
- [41] Tchounwou PB, Yedjou CG, Patlolla AK, et al. Heavy metal toxicity and the environment [J]. Molecular, Clinical and Environmental Toxicology, 2012,101(11):133–164.
- [42] 李雷明.青藏高原东北部土壤痕量元素环境地球化学行为 [D]. 北京:中国科学院大学, 2020.
- Li L M. Environment geochemical behaviors of trace elements in soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2020.
- [43] 陈需嘉,王训,王定勇.典型冰川退缩区铅的来源,累积及历史沉降——以青藏高原海螺沟冰川退缩区为例 [J]. 中国环境科学, 2021, 41(8):3704-3713.
- Chen P J, Wang X, Wang D Y. Lead sources, accumulation and historical deposition in typical glacial retreat area: A case study of Hailuogou glacial retreat area, Qinghai-Tibet Plateau. [J]. China Environmental Science, 2021,41(8):3704-3713.
- [44] Wang X, Yuan W, Feng X, et al. Moss facilitating mercury, lead and cadmium enhanced accumulation in organic soils over glacial erratic at Mt. Gongga, China [J]. Environmental Pollution, 2019,254(9):112974.
- [45] 何咏梅,罗辑,李伟,等.基于年轮年代学重建青藏高原东缘百年来重金属污染历史 [J]. 长江流域资源与环境, 2021,30(1):191-201. He Y M, Luo J, Li W, et al. Reconstruction of heavy metal deposition history in the eastern margin of Qinghai-Tibet Plateau based on ring chronology [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021,30(1):191–201.
- [46] 刘旭,王训,王定勇.亚热带高山森林土壤典型重金属的空间分布格局及其影响因素:以云南哀牢山为例 [J]. 环境科学, 2021, 42(7):3507–3517.
- Liu X, Wang X, Wang D Y. Spatial distribution trends and influencing factors of typical heavy metals in subtropical alpine forest soils: A case study from Ailao Mountain in Yunnan province [J]. Environmental Science, 2021,42(7):3507-3517.

作者简介: 杨闻强(2001-),男,福建南平人,西南大学本科生,研究方向为环境污染化学.发表论文 1 篇.