

引用格式:何晓丽,何俊波,吴艳宏. 滑坡体成土作用早期影响生物有效磷(Bio-P)含量的主要因素[J]. 山地学报, 2024, 42(6): 781-790.  
HE Xiaoli, HE Junbo, WU Yanhong. Major factors regulating bioavailable phosphorus (Bio-P) content at early stages of pedogenesis in landslide deposits [J]. Mountain Research, 2024, 42(6): 781-790.

# 滑坡体成土作用早期影响生物有效磷(Bio-P)含量的主要因素

何晓丽<sup>1</sup>,何俊波<sup>2,3</sup>,吴艳宏<sup>2\*</sup>

(1. 湖北文理学院 资源环境与旅游学院,湖北 襄阳 441053; 2. 中国科学院、水利部成都山地灾害与环境研究所,成都 610213;  
3. 中国科学院大学,北京 100049)

**摘要:**生物有效磷(Bio-P)是植物生长的关键营养元素,关系到植物的生长态势和生产水平,在土壤发育和生态系统功能调控中发挥核心作用。其释放、吸收及固定过程受到母岩类型、气候条件(特别是温度和降水状况)、土壤微生物活性及其酶促作用等多重因素的共同制约。然而,这些影响因素的交互作用及其对成土早期 Bio-P 循环的影响尚未得到充分阐释。本研究选取了川西地区 14 个年龄为 5~30 a 的滑坡堆积体,通过研究土壤微生物群落、母质特性及气候条件对 Bio-P 含量的影响,旨在探究成土早期影响 Bio-P 浓度的机制。研究结果显示,(1)滑坡堆积体土体 Bio-P 的含量呈现显著的空间异质性。大渡河泸定段与岷江上游地区的 Bio-P 浓度存在统计学上的显著差异( $U = 48$ ,  $p = 0.0012$ ),前者质量浓度区间为  $41.18 \sim 60.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,显著高于后者的  $27.88 \sim 44.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。(2)在影响 Bio-P 含量变异的诸多因素中,气候、母质及微生物的贡献各不相同,其中气候条件在土壤磷循环调控中占据主导地位,其解释度达到 57%。温度是决定 Bio-P 浓度的关键因素,其重要性权重为 0.24。温度不仅直接通过调控土壤中磷的化学过程(涵盖溶解、吸附与沉淀等)影响 Bio-P 含量,还间接通过增强土壤微生物活性发挥作用,且其直接效应值 0.49 明显高于间接效应值 0.30。(3)在生态系统管理与恢复实践中,应将温度调控作为成土早期调控土壤 Bio-P 浓度的基本策略。本研究成果可为土壤恢复和制定生态保护策略提供科学依据。

**关键词:**滑坡堆积体;成土早期;岷江上游;大渡河泸定段;生物有效磷

**中图分类号:** P951

**文献标志码:** A

土壤磷(P)是陆地生态系统的关键营养元素<sup>[1-2]</sup>,在土壤发育和生态系统功能形成中发挥核心调控作用<sup>[3]</sup>。土壤 P 含量是植被初期形成与发育的决定性因素,影响生态系统演替的路径与速度。土壤 P 循环效率显著影响植物群落结构和生态系统的稳定性<sup>[4]</sup>。

土壤 P 主要来源于岩石风化,这一过程与土壤

发育密切相关<sup>[5-6]</sup>。土壤 P 模型大多基于稳定地貌环境构建,并未充分纳入成土早期的特定环境变量,导致其预测的准确性和实用性有待进一步提升<sup>[7]</sup>。

在陆地生态系统中,尽管总磷(Pt)含量相对充裕,但生物有效磷(Bio-P)含量却处于较低水平<sup>[8-9]</sup>。Bio-P 指的是土壤中能够直接被植物和微生物吸收利用的无机磷(Pi)以及某些低分子量有机

收稿日期(Received date): 2024-06-12; 改回日期(Accepted date): 2024-12-07

基金项目(Foundation item): 湖北省自然科学基金(2022CFB783)。[Natural Science Foundation of Hubei Province (2022CFB783)]

作者简介(Biography): 何晓丽(1990-),女,湖北宜昌人,博士,副教授,主要研究方向:土壤养分元素的生物地球化学循环。[HE Xiaoli (1990-), female, born in Yichang, Hubei Province, Ph.D., associate professor, research on the biogeochemical cycling of soil nutrient elements] E-mail: xlhe@hbuas.edu.cn

\* 通讯作者(Corresponding author): 吴艳宏(1969-),男,博士,研究员,主要研究方向:自然地理学。[WU Yanhong (1969-), male, Ph.D., professor, specialized in physical geography] E-mail: yhwu@imde.ac.cn

磷(Po)化合物<sup>[10]</sup>。这类磷元素在诸多生命活动过程中扮演着主体角色,例如参与三磷酸腺苷(Adenosine triphosphate, ATP)生成、脱氧核糖核酸(Deoxyribonucleic acid, DNA)和核糖核酸(Ribonucleic acid, RNA)的合成以及细胞膜的构建。Bio-P不仅是植物生长的关键营养元素,关系到植物的生长态势和生产力水平,更对整个生态系统的功能起着调控作用<sup>[11]</sup>。

Bio-P的周转过程涵盖了多个环节,包括植物根系的吸收利用、微生物介导的Po矿化以及Pi的固定与释放等过程<sup>[12-13]</sup>。相关研究<sup>[1, 5, 10]</sup>表明,影响Bio-P含量的关键因素众多,主要包括母岩类型、气候条件(尤其是温度和降水)、土壤微生物活性及其产生的酶。其中,土壤微生物和母质对Bio-P的浓度具有直接调控作用,而气候条件则通过影响微生物活性以及母岩风化过程,间接地作用于Bio-P的浓度。这些复杂的过程共同影响P的释放、吸收和固定过程,决定Bio-P的循环和动态变化。然而,这些影响因素的交互作用及其对Bio-P循环的整体影响尚未得到充分阐释<sup>[5, 12, 14]</sup>,尤其是成土早期影响Bio-P浓度的关键机制仍不明确。因此,调查成土早期Bio-P的含量及其影响因素,分析土壤发育早期P循环机制,对土壤养分研究具有重要价值<sup>[9, 15]</sup>,将为生态系统管理和生态恢复提供关键的指导。

川西地区构造活跃,地质灾害频发,滑坡堆积体广泛分布。本研究以滑坡发生时间为土壤发育的起始时间<sup>[14, 16]</sup>,选取大渡河泸定段和岷江上游14个滑坡堆积体作为研究对象,这些堆积体的土壤年龄为5~30 a。通过研究土壤微生物群落、母质特性及气候条件对Bio-P含量的影响,旨在探究成土早期影响Bio-P浓度的关键因素。本研究成果可为土壤恢复和制定生态保护策略提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区及采样

研究区位于中国西部,是长江水系的重要分支区域(图1)。该区域的地貌特征以高山峡谷组成,地势险峻,河流湍急。该区域属于亚热带季风气候,夏季湿润多雨,降水集中;冬季相对干燥,气候受高山地形的显著影响,呈现明显的垂直气候特征<sup>[17]</sup>。在研究区内选择了14个滑坡堆积体作为研究对象

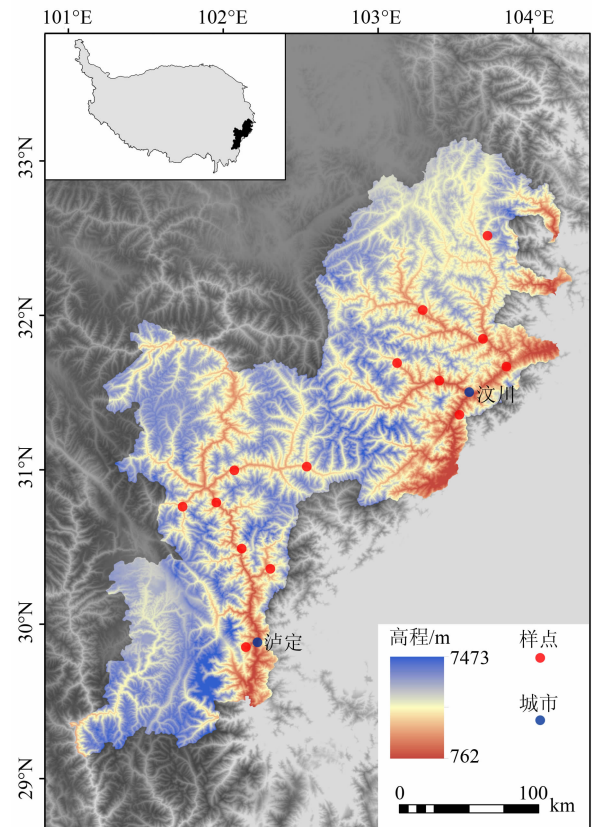


图1 研究区概况图

Fig. 1 Overview of the study area

(表1)。滑坡堆积体的岩土母质主要包括片麻岩、砂岩和页岩,土壤形成母质与滑坡类型密切相关。植被类型多样,分布有针叶林、阔叶林以及草本植被,植被覆盖度因滑坡发生时间而异。滑坡发生较早的堆积体已出现较厚的凋落物层,厚度约为2~5 cm,而新近滑坡的堆积体则主要以裸露地表为主。研究区的海拔范围为1200~3500 m。滑坡发生年代根据历史记录和前人研究<sup>[14]</sup>确定,涵盖近30 a内的多个时间点,从近期滑坡(约5 a)到稳定滑坡堆积体(约30 a)均有代表性。

本研究的所有土壤样本均来自滑坡事件后经历重塑的土壤。为减少人类活动对结果的干扰,采样点优先设置在滑坡堆积体的较低部位,且避免大型、完整的滑坡堆积体区域,以降低外部因素对土壤样本的潜在影响。在每个采样地点,建立一个10 m × 10 m的代表性样地,并在表层(0~10 cm)和母质层分别采集土壤样品。采样时严格按照土壤剖面特征进行分层,确保表层样本仅限于堆积体的上层土壤,以避免母质层土壤混入表层。每个滑坡堆积体的土壤样品由五个随机重复样品组成,以确保样品的代

表 1 采样点分布  
Tab. 1 Distribution of sampling points

流域	编号	地点	坐标		年龄/a	黏粒 含量/%	pH	温度/℃	降水/mm	干旱指数	参考文献
			经度/(°)	纬度/(°)							
大渡河泸定段	1	得妥	102.18	29.58	10~15	2.11	7.41	16.71	652	0.66	[18]
	2	加郡沟	102.26	29.61	20~30	2.09	7.31	14.62	582	0.68	[19]
	3	庄子上	102.23	29.83	10~25	2.55	8.01	15.84	594	0.64	[19]
	4	咱里	102.21	29.96	15~25	2.35	7.54	16.04	621	0.66	[20]
	5	姑咱镇	102.18	30.12	10~20	2.61	7.08	15.88	663	0.71	[21]
	6	小金县	102.36	31.01	10~30	2.55	7.54	14.98	707	0.80	[22]
	7	碳厂沟	102.06	31.48	15~30	2.24	7.61	16.11	719	0.76	[20]
岷江上游	8	羌锋村	103.49	31.34	15~20	2.45	7.77	11.31	505	0.76	[23]
	9	文镇村	103.59	31.48	10~25	2.63	8.02	11.80	608	0.87	[24]
	10	花红园	103.85	31.68	20~30	2.21	8.08	12.51	551	0.75	[25]
	11	新磨村	103.68	32.04	5~10	2.55	7.92	11.92	782	1.11	[26]
	12	上孟乡	103.14	31.67	10~30	2.21	7.66	12.34	625	0.86	[23]
	13	古尔沟镇	103.16	31.44	15~30	2.25	7.81	12.90	755	0.99	[27]
	14	芦花镇	102.99	32.07	15~25	2.14	8.38	12.21	689	0.96	[28]

表性和可靠性。在采集表层土壤样本时,剔除了凋落物层,以减少外源性有机物的干扰。母质层样品通常含有较多岩石,采集时分别称重较大的岩石(粒径>5 cm)和土壤,并取约1 kg的代表性土壤样品进行实验室分析。

此外,本研究使用环刀(容积100 cm<sup>3</sup>)采集了一份未受干扰的土壤样品,以测量土壤的容重。在实验室分析之前,所有土壤样品经过严格处理,包括去除植物根系和岩石碎屑。新鲜土壤样品被筛分成两个子样品(筛孔直径为2 mm):一个子样品保存在4℃的环境中,用于分析土壤中的C、N和P含量及土壤微生物;另一个子样品在空气中风干,用于分析土壤的理化性质。

1.2 土壤基础理化性质

土壤含水量的测定采用烘干法。土壤质地的测定则使用激光粒度仪(Mastersizer 2000)。通过粒径分析,土壤颗粒被分类为砂粒(>20 μm)、粉砂粒(2~20 μm)和黏粒(<2 μm)。土壤中C和N的含量通过元素分析仪进行测定。主要元素(如铝、钙、铁、钾、镁、锰、钠和钛)的浓度采用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES, Leeman Labs, Profile)进行测定。

1.3 土壤生物有效磷的测定

采用 Hedley 的连续提取法测定土壤中的 Bio-P<sup>[29]</sup>。首先,取0.5 g干土样放入离心管中,加入两片树脂膜(1×3.5 cm, Anion 204UZRA)和30 ml超纯水,振荡16 h。随后,取出树脂膜并用0.5 M盐酸振荡洗涤1 h,测定洗涤液中的P含量,即为树脂态磷(Resin-P)。土壤 Bio-P 的含量即为 Resin-P 的质量浓度。

1.4 土壤微生物量及磷酸酶活性

在进行土壤微生物量C、N和P的测定时,采用氯仿熏蒸-提取法。这种方法广泛用于评估土壤微生物生物量<sup>[30]</sup>。提取的溶液通过德国 Elementar vario TOC select 元素分析仪测定C和N含量,而P含量则通过上海美普达 UV-1100 分光光度计在882 nm波长下测定。微生物量C和N的转换系数为0.45<sup>[31]</sup>,P的转换系数为0.4<sup>[29]</sup>。

土壤中磷酸酶活性(Phosphatase activity, AP)测定采用微孔板荧光法<sup>[32-33]</sup>。实验过程中使用了96孔板,并将其分为样品(Assay)、空白(Blank)、淬灭(Quench)、标准(Standard)和阴性(Negative)五个对照组。AP活性的准确测定可以更全面地了解土壤中微生物的代谢活动和底物转化过程。

## 1.5 化学蚀变指数

化学蚀变指数 (Chemical alteration index, CIA) 是评估土壤中主要矿物风化程度和养分释放潜力的重要指标。它通常用于表征土壤中主要矿物的化学成分和风化程度,能够反映土壤中矿物风化的程度和速率,以及土壤中养分的释放潜力<sup>[34]</sup>。

## 1.6 气象数据

利用中国气象局国家气象信息中心 (<http://data.cma.cn>) 提供的数据,获取四川西部地区的年均温度 (Mean annual temperature, MAT) 和年均降水量 (Mean annual precipitation, MAP) 数据。为了获得更精确的空间分布信息,使用了 ArcMap 10.3 (Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands) 中的 Kriging 插值方法,创建了分辨率为 10 km × 10 km 的 MAT 和 MAP 空间数据集。通过地理坐标,从空间数据集中提取了 14 个采样区的 MAT 和 MAP 值。

干旱指数 (Arid index, AI) 表示降水与潜在蒸散发之间的比值。为了计算该指数,从 CGIAR-CSI 全球干旱和全球潜在蒸散发数据库 (<http://www.cgiar-csi.org>) 中获取了相关数据。干旱度的计算则是将 1 减去 AI 的值<sup>[1]</sup>。通过以上途径,获得四川西部地区的 MAT 和 MAP 数据,并计算相应的干旱指数和干旱度。

## 1.7 统计方法

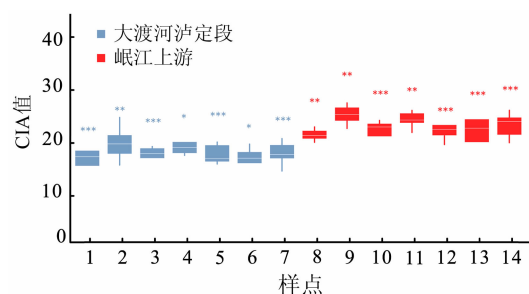
采用多种统计分析方法研究土壤微生物、母质特性及气候条件等环境因素对土壤 Bio-P 空间分布的影响。对于符合正态分布的数据,使用 Pearson 相关分析;对于不符合正态分布的数据,使用 Spearman 相关分析。此外,使用方差分解分析 (Variance Partitioning Analysis, VPA) 和随机森林模型 (Random Forest, RF) 来确定环境因素对 Bio-P 的贡献度。统计分析和作图使用了 SPSS 16.0、Origin 8.0 和 R 语言 4.0.5 等软件。

# 2 结果分析

## 2.1 母岩特征

在岷江上游和大渡河泸定段的滑坡堆积体研究中,母质层的 CIA 呈现明显的区域差异。岷江上游的 CIA 值范围为 18.22 ~ 26.31,而大渡河泸定段则为 15.11 ~ 19.28。这反映了两个地区土壤母质层

化学风化程度的不同 (图 2)。此外,两地滑坡堆积体母质层中的 C、N、P 质量浓度也显示出显著差异。大渡河泸定段的 C、N、P 质量浓度范围分别为 8.12 ~ 13.66、0.78 ~ 1.09、1.38 ~ 1.68 g · kg<sup>-1</sup>,显著高于岷江上游的 3.42 ~ 7.16、0.22 ~ 0.71、0.52 ~ 1.24 g · kg<sup>-1</sup> (图 3)。这可能与地区间生态系统初级生产力和有机质积累有关。关于 pH 值,大渡河泸定段的滑坡堆积体母质层 pH 值为 7.08 ~ 8.01,而岷江上游则为 7.66 ~ 8.38。粘土含量在两个地区相似,大渡河泸定段为 1.99% ~ 2.63%,岷江上游为 2.01% ~ 2.58% (表 1)。



\*\*\* 表示  $p < 0.001$ ; \*\* 表示  $p < 0.01$ ; \* 表示  $p < 0.05$ 。

图 2 研究区土壤母质层化学蚀变指数

Fig. 2 Chemical alteration index of soil parent material in the study area

## 2.2 土壤微生物量

在大渡河泸定段与岷江上游的滑坡堆积体土壤中,微生物量 C、N、P 的质量浓度差异显著。大渡河泸定段土壤微生物量 C 的质量浓度范围为 84.49 ~ 306.76 mg · kg<sup>-1</sup>,微生物量 N 的质量浓度范围为 10.22 ~ 34.13 mg · kg<sup>-1</sup>,微生物量 P 的质量浓度范围为 5.89 ~ 14.77 mg · kg<sup>-1</sup>。相比之下,岷江上游的相应值分别为 58.99 ~ 104.47、5.28 ~ 8.17 和 4.96 ~ 8.08 mg · kg<sup>-1</sup> (图 4)。

## 2.3 土壤生物有效磷

在大渡河泸定段与岷江上游的滑坡堆积体中,Bio-P 的质量浓度表现出一定的地域差异。大渡河泸定段的土壤 Bio-P 质量浓度范围为 41.18 ~ 60.02 mg · kg<sup>-1</sup>,显示出较高的养分可利用性。相比之下,岷江上游区域的 Bio-P 质量浓度则较低,为 27.88 ~ 44.19 mg · kg<sup>-1</sup> (图 5)。

## 2.4 土壤生物有效磷的影响因素

土壤样品分析表明,大渡河泸定段的土壤 Bio-P 质量浓度显著高于岷江上游 (图 6)。为验证此差

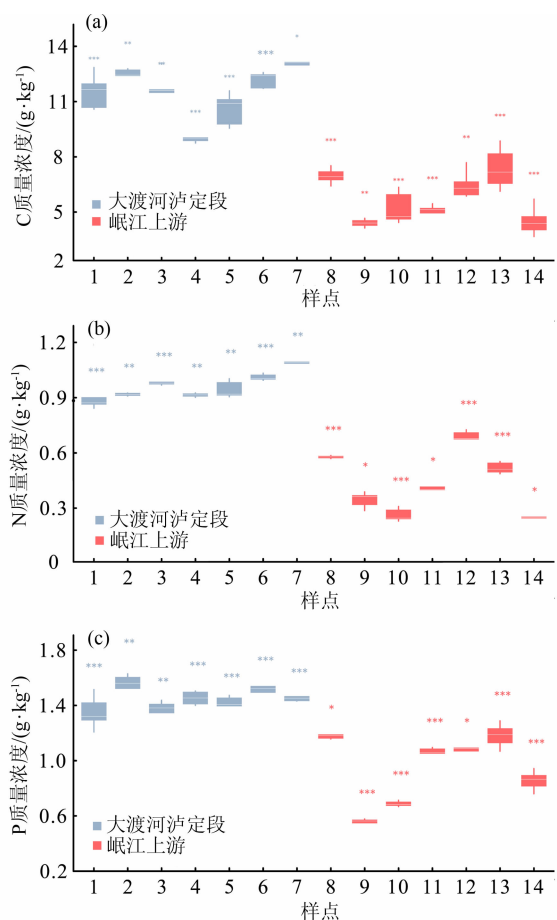


图3 研究区土壤母质层 C、N、P 质量浓度:(a)C;(b)N;(c)P

Fig. 3 Concentrations of C, N, P in soil parent material in the study area; (a) C; (b) N; (c) P

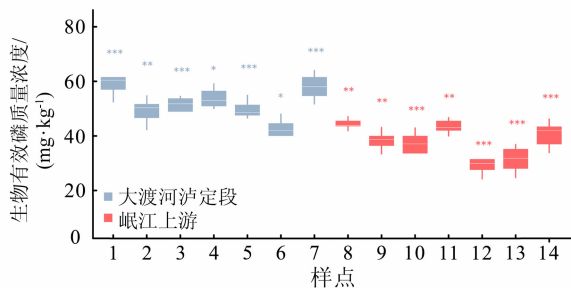


图5 研究区土壤 Bio-P 质量浓度

Fig. 5 Concentrations of Bio-P in the study area

异的统计显著性,采用曼-惠特尼 (Mann-Whitney) U 检验对两个流域的滑坡堆积体中 Bio-P 质量浓度进行了比较。检验结果显示,两地 Bio-P 质量浓度之间存在显著差异 ( $U=48$ ,  $p=0.0012$ )。通过地统计学方法与克里金插值法,本研究构建了土壤 Bio-P 质量浓度的空间分布图(图7)。结果显示,即便在同一流域内,土壤 Bio-P 质量浓度也呈

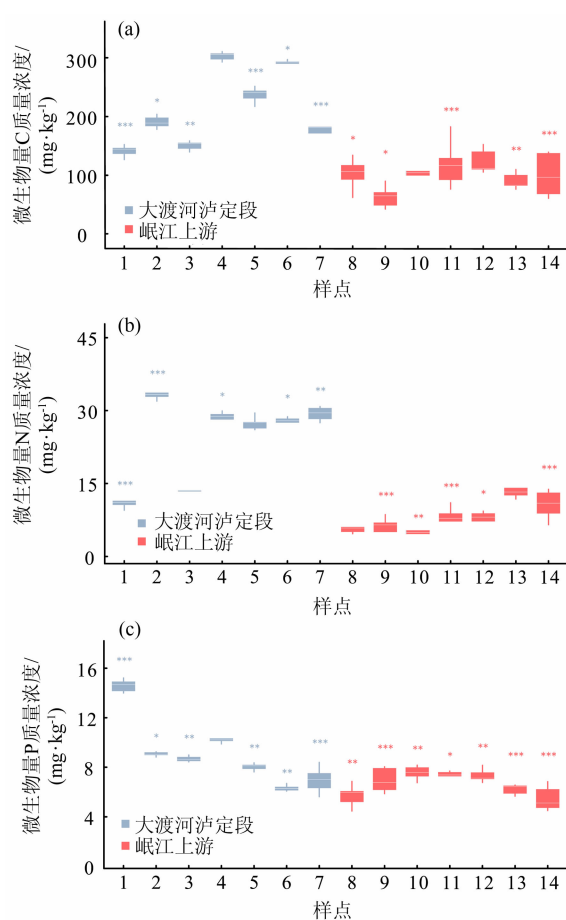


图4 研究区土壤微生物量 C、N、P 质量浓度:

(a) 微生物量 C; (b) 微生物量 N; (c) 微生物量 P

Fig. 4 Concentrations of microbial biomass C, N, P

in the study area; (a) microbial biomass C; (b) microbial biomass N; (c) microbial biomass P

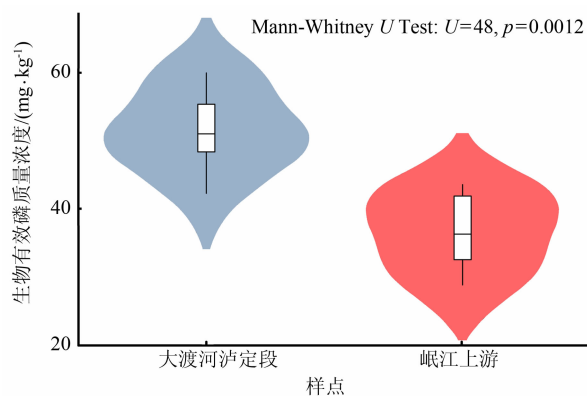


图6 大渡河泸定段与岷江上游土壤 Bio-P 的差异

Fig. 6 Differences in soil Bio-P between the Luding section of the Daduhe River and the Upper Minjiang River

现显著的空间异质性。

为进一步揭示影响 Bio-P 质量浓度的主要因素,采用随机森林模型和方差分解方法进行分析。



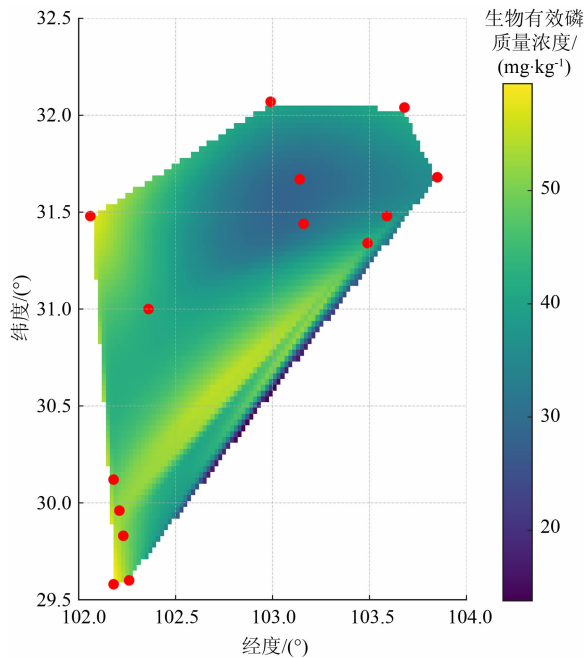


图7 研究区克里金插值法分析的 Bio-P 空间分布

Fig. 7 Kriging interpolation of Bio-P spatial distribution in the study area

结果表明,气候条件、土壤母质以及微生物活动对 Bio-P 质量浓度的变化具有较高的解释度,分别为 57%、21% 和 43% (图 8)。其中,温度被识别为决定 Bio-P 质量浓度的关键因素,其在模型中的重要性权重为 0.24,进一步强调了气候因素在土壤 Bio-P 变化中的主导作用。

为了深入理解温度对 Bio-P 质量浓度的直接和间接效应,本研究构建了结构方程模型(图 9)。模型结果表明,温度不仅直接影响土壤中 Bio-P 的质量浓度,还通过调控化学风化过程、土壤微生物量和磷酸酶活性,间接调节 Bio-P 质量浓度。这一结果强调了温度在调控土壤磷循环过程中的复杂作用,

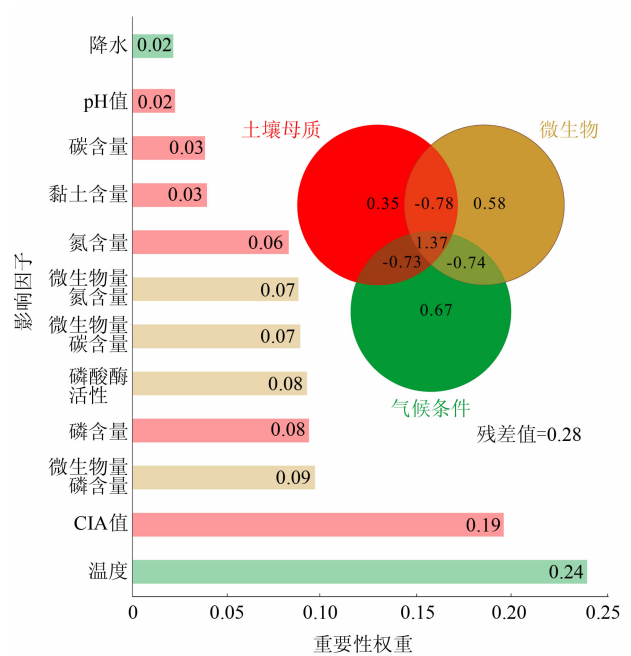


图8 土壤母质、微生物和气候条件对 Bio-P 浓度的影响

Fig. 8 Impacts of soil parent material, microbes, and climate conditions on the concentrations of soil Bio-P

尤其在成土早期阶段,温度的调节作用对土壤 Bio-P 的积累具有显著影响。

### 3 讨论

研究区土壤 Bio-P 的空间分布特征(图 7)揭示,即使在同一流域内,土壤 Bio-P 质量浓度也呈现

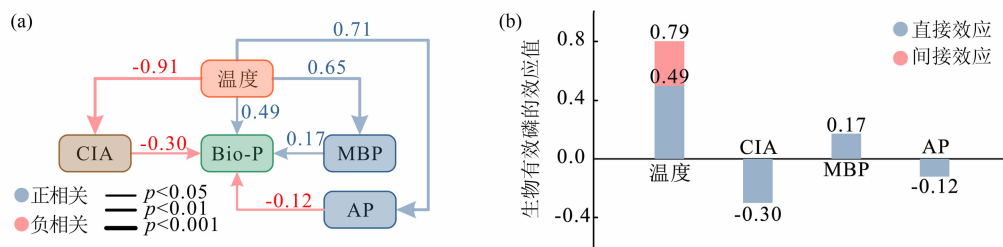


图9 气候、母质和微生物对土壤 Bio-P 的影响:

(a) 气候、母质和微生物与土壤 Bio-P 的显著性相关关系;(b) 气候、母质和微生物对土壤 Bio-P 的直接效应和间接效应

Fig. 9 Effects of climate, parent material, and microbes on soil Bio-P: (a) significant correlations among climate, parent material, microbes and soil Bio-P; (b) direct and indirect effects of climate, parent material, and microbes on soil Bio-P

显著的空间异质性。随机森林模型与方差分解分析(图8)表明,土壤母质对 Bio-P 质量浓度的空间差异具有重要影响。大渡河泸定段的土壤母质以高度风化的片麻岩与砂岩为主,风化程度较高,促进了 P 的释放<sup>[34]</sup>;而岷江上游母质以页岩与砂岩为主,风化程度较低,限制了 P 的释放与转化<sup>[12]</sup>。土壤微生物通过矿化作用将 Po 转化为可吸收的 Pi,进一步影响 Bio-P 质量浓度<sup>[15]</sup>。此外,随着风化作用的进行,更多的原生矿物磷被释放并转化为 Bio-P,支持植物与微生物的生长<sup>[6]</sup>。

通过土壤样品分析发现,大渡河泸定段土壤 Bio-P 质量浓度显著高于岷江上游(图6)。研究区横跨大渡河泸定段与岷江上游,气候差异显著,这些差异对成土早期土壤 Bio-P 的分布产生了重要影响。具体而言,大渡河泸定段与岷江上游在年降水量和干旱指数方面显示出显著差异(表1)。温度、降水和干旱指数等气候因子共同作用,导致两地 Bio-P 质量浓度的差异。温度是决定微生物活性和 P 矿化速率的关键因素<sup>[4]</sup>。大渡河泸定段较高的温度促进了微生物代谢及 Po 矿化,从而提升了 Bio-P 质量浓度。相比之下,岷江上游较低的温度抑制了微生物活性,限制了 P 的转化与释放,导致较低的 Bio-P 质量浓度。此外,降水量和干旱指数的差异也影响了 Bio-P 质量浓度<sup>[36]</sup>。大渡河泸定段较高的降水量有利于 P 的溶解与微生物活动,进一步提高了 Bio-P 质量浓度;而岷江上游降水不足,限制了水分供应与 P 的有效性。较高的干旱指数表明岷江上游水分紧张,微生物活性受限,导致 P 矿化速率低<sup>[12]</sup>。温度的调控作用不仅限于年平均温度,还包括极端温度和年际温差等因素。研究区年均温度范围为 8~16℃,岷江上游极端低温可达 -10℃,而高温则超过 25℃。这些极端温度显著影响微生物代谢活性与磷酸酶活性,进而调控 Bio-P 的动态变化<sup>[13]</sup>。低温抑制微生物活性,限制 Po 矿化,导致 Bio-P 供给不足<sup>[37]</sup>;而高温则促进微生物代谢,增强 Po 矿化,增加 Bio-P 质量浓度。结构方程模型分析结果显示(图9),温度对 Bio-P 质量浓度的直接影响效应值为 0.49,显著高于间接影响效应值 0.30。这表明,即使在成土早期,气候因素(特别是温度)仍对土壤 Bio-P 的调控至关重要。温度通过调节土壤微生物活性,促进有机物分解和 P 的转化,使其更易被植物吸收<sup>[31,38]</sup>。同时,温度还影响 P 的化学

反应过程,例如磷的溶解、吸附与沉淀<sup>[8]</sup>。

## 4 结论

(1)在气候、母质和微生物的共同作用下,即使是在同一流域内,Bio-P 的含量也表现出显著的空间异质性。气候、母质和微生物对 Bio-P 含量变异的贡献各异,其中气候因素,尤其是温度,对 Bio-P 含量的影响最为显著。

(2)温度的影响不仅通过调节土壤中 P 的化学过程(包括 P 的溶解、吸附和沉淀),直接影响 Bio-P 的含量,而且还通过增强土壤微生物活性间接影响 Bio-P 的含量。

(3)温度是成土早期调控土壤 Bio-P 质量浓度的一个主导因素,强调了在生态系统管理和恢复过程中,考虑气候变化尤其是温度变化的重要性。

## 参考文献(References)

- [1] DELGADO-BAQUERIZO M, MAESTRE F T, GALLARDO A, et al. Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands [J]. *Nature*, 2013, **502**(7473): 672–676. DOI: 10.1038/nature12670
- [2] BARROW N J. On the reversibility of phosphate sorption by soils [J]. *Journal of Soil Science*, 1983, **34**: 751–758. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1983.tb01069.x
- [3] BRADSHAW A D. Restoration: The acid test for ecology. [C]// JORDAN W R, GILPIN M E, ABER J D. Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research, Cambridge: Cambridge University Press, 1987: 23–29.
- [4] LAMBERS H, CAWTHRAY G R, GIAVALISCO P, et al. Proteaceae from severely phosphorus-impovertised soils extensively replace phospholipids with galactolipids and sulfolipids during leaf development to achieve a high photosynthetic phosphorus-use-efficiency [J]. *New Phytologist*, 2012, **196**(4): 1098–1108. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2012.04285.x
- [5] CREWS T E, KITAYAMA K, FOWNES J H, et al. Changes in soil phosphorus fractions and ecosystem dynamics across a long chronosequence in Hawaii [J]. *Ecology*, 1995, **76**(5): 1407–1424. DOI: 10.2307/1938144
- [6] CROSS A F, SCHLESINGER W H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems [J]. *Geoderma*, 1995, **64**(3–4): 197–214. DOI: 10.1016/0016-7061(94)00023-4
- [7] WALKER T W, SYERS J K. The fate of phosphorus during pedogenesis [J]. *Geoderma*, 1976, **15**(1): 1–19. DOI: 10.

- 1016/0016-7061(76)90066-5
- [8] VANCE C P, UHDE-STONE C, ALLAN D L. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource [J]. *New Phytologist*, 2003, **157** (3): 423-447. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2003.00695.x
- [9] CLEVELAND C C, LIPTZIN D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? [J]. *Biogeochemistry*, 2007, **85** (3): 235-252. DOI: 10.2307/20456544
- [10] HARIPAL K, SAHOO S. Microbial biomass Carbon, Nitrogen, and Phosphorus dynamics along a chronosequence of abandoned tropical agroecosystems [J]. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 2014, **3** (9): 956-970.
- [11] VITOUSEK P M, FARRINGTON H. Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory [J]. *Biogeochemistry*, 1997, **37**: 63-75. DOI: 10.1023/A:1005757218475
- [12] HINSINGER P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review [J]. *Plant and Soil*, 2001, **237** (2): 173-195. DOI: 10.1023/A:1013351617532
- [13] ZHANG Min, LI Chengliang, LI Y C, et al. Phosphate minerals and solubility in native and agricultural calcareous soils [J]. *Geoderma*, 2014, **232-234**: 164-171. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.05.015
- [14] HE Junbo, WU Yanhong, ZHU He, et al. Soil phosphorus fractions dynamics along a 22-ka chronosequence of landslides, western Sichuan, China [J]. *Catena*, 2024, **235** (204): 107674. DOI: 10.1016/j.catena.2023.107674
- [15] ZHAO Mengxin, XUE Kai, WANG Feng, et al. Microbial mediation of biogeochemical cycles revealed by simulation of global changes with soil transplant and cropping [J]. *The ISME Journal*, 2014, **8** (10): 2045-2055. DOI: 10.1038/ismej.2014.46
- [16] ELSER J J, BRACKEN M E S, CLELAND E E, et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems [J]. *Ecology Letters*, 2007, **10** (12): 1135-1142. DOI: 10.1111/J.1461-0248.2007.01113.X
- [17] 陈国光, 计凤桔, 周荣军, 等. 龙门山断裂带晚第四纪活动性分段的初步研究 [J]. *地震地质*, 2007, **29** (3): 657-673. [CHEN Guoguang, JI Fengju, ZHOU Rongjun, et al. Primary research of activity segmentation of Longmenshan fault zone since Late-Quaternary [J]. *Seismology and Geology*, 2007, **29** (3): 657-673]
- [18] 魏旭, 彭志忠, 刘兴臣, 等. 泸石高速公路沿线历史地震诱发滑坡遥感调查及发育分布规律 [J]. *地质科技通报*, 2024, **43** (2): 386-396. [WEI Xu, PENG Zhizhong, LIU Xingchen, et al. Remote sensing investigation and development distribution of historical earthquake-induced landslides along Lushi Expressway [J]. *Bulletin of Geological Science and Technology*, 2024, **43** (2): 386-396] DOI: 10.19509/j.cnki.dzkg.tb20220653
- [19] 吴俊峰. 大渡河流域重大地震滑坡发育特征与成因机理研究 [D]. 成都: 成都理工大学, 2013: 1-135. [WU Junfeng. Research on development characteristics and genetic mechanism of the seismic landslides in Daduhe River [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2013: 1-135]
- [20] 王晶晶. 基于深度学习的泸定县滑坡隐患识别与易发性评估方法研究 [D]. 武汉: 中国地质大学, 2023: 1-130. [WANG Jingjing. Research on deep learning methods for identifying potential landslides and assessing susceptibility in Luding County [D]. Wuhan: China University of Geosciences, 2023: 1-130] DOI: 10.27492/d.cnki.gzdzu.2023.000233
- [21] 刘江伟. 大渡河姑咱—得妥河段大型滑坡形成机制及危险性评价研究 [D]. 成都: 成都理工大学, 2021: 1-95. [LIU Jiangwei. Study on genetic mechanism and risk assessment of large-scale landslides in the Guza-Detuo section of the Dadu River [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2021: 1-95] DOI: 10.26986/d.cnki.gcdlc.2021.000241
- [22] 郝晓光, 刘根友, 王世敏, 等. 利用单频实时动态定位技术监测小金县春厂坝滑坡 [J]. *科学技术与工程*, 2019, **19** (19): 8-11. [HAO Xiaoguang, LIU Genyou, WANG Shimin, et al. Monitoring the Chunchang dam landslide in Xiaojin County using single epoch real time kinematic technology [J]. *Science Technology and Engineering*, 2019, **19** (19): 8-11]
- [23] 祝浩然. 阿坝州地质灾害演化规律及风险性评价 [D]. 成都: 成都理工大学, 2021: 1-89. [ZHU Haoran. Evolution law and risk assessment of geological hazards in Aba Prefecture [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2021: 1-89] DOI: 10.26986/d.cnki.gcdlc.2021.001091
- [24] 晏鄂川, 刘汉超, 张悼元. 茂汶—汶川段岷江两岸滑坡分布规律 [J]. *山地研究*, 1998, **16** (2): 109-113. [YAN Echuan, LIU Hanchao, ZHANG Zhuoyuan. A study on the distribution regularity of landslide in the Minjiang River between Maowen and Menchuan County [J]. *Mountain Research*, 1998, **16** (2): 109-113]
- [25] 柴贺军, 刘汉超. 岷江上游多级多期崩滑堵江事件初步研究 [J]. *山地学报*, 2002, **20** (5): 616-620. [CAI Hejun, LIU Hanchao. Study on landslide damming of river in upper of Mingjiang River [J]. *Mountain Research*, 2002, **20** (5): 616-620] DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.2002.05.019
- [26] 陈理. 四川茂县新磨村高速滑坡启动机理研究 [D]. 成都: 西南交通大学, 2015: 1-71. [CHEN Li. Study on the initiation mechanism of Xinmo high-speed rockslide in Mao Xian, Sichuan [D]. Chengdu: Southwest Jiaotong University, 2015: 1-71] DOI: 10.27414/d.cnki.gxjnu.2020.000625
- [27] 陈鸣明, 松涛. 理县全面排查 255 个地质灾害点 [N]. *四川日报*, 2010-06-26 (006). [CHEN Mingming, SONG Tao. A total of 255 geological disaster sites were investigated in Lixian County



- [N]. Sichuan Daily, 2010-06-26(006)]
- [28] 文静. R 语言与 GIS 支持下的理县滑坡空间分布研究[D]. 绵阳: 西南科技大学, 2015: 1 – 62. [WEN Jing. Study on the landslide spatial distribution of Lixian County under the support of GIS and R language [D]. Mianyang: Southwest University of Science and Technology, 2015: 1 – 62]
- [29] HEDLEY M J, STEWART J W B. Method to measure microbial phosphate in soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, **14** (4): 377 – 385. DOI: 10.1016/0038 – 0717(82)90009 – 8
- [30] LOGAH V, SAFO E Y, QUANSAH C, et al. Soil microbial biomass Carbon, Nitrogen and Phosphorus dynamics under different amendments and cropping systems in the semi-deciduous forest zone of Ghana [J]. *West African Journal of Applied Ecology*, 2010, **17**(1): 121 – 133.
- [31] WU J, JOERGENSEN R G, POMMERENING B, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, **22**(8): 1167 – 1169. DOI: 10.1016/0038 – 0717 (90) 90046 – 3
- [32] GIANFREDA L, RAO M A, PIOTROWSKA A, et al. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations; Intensive agricultural practices and organic pollution [J]. *Science of the Total Environment*, 2005, **341**(1 – 3): 265 – 279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.10.005
- [33] ALLISON V J, CONDRON L M, PELTZER D A, et al. Changes in enzyme activities and soil microbial community composition along carbon and nutrient gradients at the Franz Josef chronosequence, New Zealand [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, **39**: 1770 – 1781. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.02.006
- [34] TURNER B L, LALIBERTÉ E. Soil development and nutrient availability along a 2 million-year coastal dune chronosequence under species-rich mediterranean shrubland in southwestern Australia [J]. *Ecosystems*, 2015, **18**(2): 287 – 309. DOI: 10.1007/s10021 – 014 – 9830 – 0
- [35] NESBITT H W, YOUNG G M. Prediction of some weathering trends of plutonic and volcanic rocks based on thermodynamic and kinetic considerations [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1984, **48**(7): 1523 – 1534. DOI: 10.1016/0016 – 7037 (84) 90408 – 3
- [36] DESLIPPE J R, BENTLEY S B. The role of wetland restoration in mediating phosphorus ecosystem services in agricultural landscapes [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2025, **91**: 103227. DOI: 10.1016/j.copbio.2024.103227
- [37] CONANT R T, RYAN M G, AGREN G I, et al. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward [J]. *Global Change Biology*, 2011, **17**(11): 3392 – 3404. DOI: 10.1111/j.1365 – 2486.2011.02496.x
- [38] LI Ye, ZHANG Liping, FANG Shengzuo, et al. Variation of soil enzyme activity and microbial biomass in poplar plantations of different genotypes and stem spacings [J]. *Journal of Forestry Research*, 2018, **29**: 963 – 972. DOI: 10.1007/s11676 – 017 – 0524 – 2

## Major Factors Regulating Bioavailable Phosphorus (Bio-P) Content at Early Stages of Pedogenesis in Landslide Deposits

HE Xiaoli<sup>1</sup>, HE Junbo<sup>2,3</sup>, WU Yanhong<sup>2\*</sup>

(1. College of Resource Environment and Tourism, Hubei University of Arts and Science, Xiangyang 441053, Hubei, China;

2. Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences & Ministry of Water Resources, Chengdu 610213, China;

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Bioavailable phosphorus (Bio-P) is a decisive nutrient element in soil, governing plant growth and productivity levels, and plays a central role in soil evolution and regulation of ecosystem functions. Its release, absorption, and fixation processes are regulated by a combination of factors such as parent rock type, climatic conditions (especially temperature and precipitation), soil microbial activity and its enzymatic role. Unfortunately, the interactions among these influencing factors and their effects on Bio-P cycling during early pedogenesis had not been fully elucidated.

In this study, soils at 14 landslide deposits with ages ranging from 5 to 30 years in western Sichuan, China

were collected for testing, and the effects of soil microbial community, parent rock properties and climatic conditions on Bio-P content were studied, so as to explore the mechanism of influencing Bio-P concentration in the early stage of soil formation.

(1) The content of Bio-P in the soils of landslide deposits exhibited significant spatial heterogeneity. There was a statistically significant difference in Bio-P concentrations between the soils sampled at the Luding section of the Daduhe River and the upper reaches of the Minjiang River ( $U=48$ ,  $p=0.0012$ ). The concentration range of the former was  $41.18 - 60.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , which was significantly higher than that of the latter,  $27.88 - 44.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

(2) Among the many factors influencing the variability of Bio-P content, the contributions of climate, parent rock and microorganisms varied, with climatic conditions dominating the regulation of soil phosphorus cycle, with a 57% degree of explanation. Temperature was a key factor determining Bio-P concentration with a relative importance weight of 0.24. Temperature not only affected Bio-P content directly by regulating the chemical processes of phosphorus in soils (covering dissolution, adsorption and precipitation, etc.), but also indirectly by enhancing soil microbial activity, and its direct effect (0.49) was significantly higher than the indirect effect (0.30).

(3) Temperature regulation should be used as a basic strategy for regulating soil Bio-P concentration during the early stages of soil formation in ecosystem management and restoration practices.

The results of this research can provide a scientific basis for soil restoration and the development of ecological conservation strategies.

**Key words:** landslide deposit; early pedogenesis; the upper Minjiang River; the Luding section of the Daduhe River; bioavailable phosphorus

(责任编辑 朱颖彦 钟雨倩)