

基于¹³⁷Cs 的青藏高原高寒草甸土壤侵蚀及碳流失估算

卢海涯¹, 栗文佳², 于世永¹

(1.江苏师范大学 地理测绘与城乡规划学院, 江苏 徐州 221116;

2.中国科学院 青藏高原研究所 青藏高原地球系统国家重点实验室, 北京 101408)

摘要: [目的] 定量分析青藏高原高寒草甸土壤侵蚀状况及其伴随的碳流失, 为全面评估土壤侵蚀影响, 实施有效水土保持措施提供参考。[方法] 结合¹³⁷Cs 示踪技术与前人研究, 对青藏高原高寒草甸土壤的整体侵蚀水平及其土壤有机碳流失进行了估算。[结果] 未受人为扰动的高寒草甸土壤自上而下表现出 3 个层次(A、B 和 C 层)的理化性质特征, 其¹³⁷Cs 分布遵循显著指数递减模式。目前, 高原草甸土壤年均侵蚀模数约为 77~230 t/km², 推测其每年直接导致的土壤有机碳损失量平均不低于 4.86 t/km²。[结论] 青藏高原高寒草甸土壤侵蚀水平整体较弱, 但因土壤侵蚀流失的有机碳不容忽视。在未来气候变化背景下, 升温导致的土壤湿度下降对植被生长的限制, 以及人类活动的影响, 较大可能成为诱使青藏高原草甸土壤退化和有机碳流失的潜在因素。

关键词: ¹³⁷Cs 示踪技术; 高寒草甸; 土壤侵蚀; 有机碳; 青藏高原

文献标识码: A **文章编号:** 1000-288X(2023)03-0330-08 **中图分类号:** F301.24, S157.1, X171.1

文献参数: 卢海涯, 栗文佳, 于世永. 基于¹³⁷Cs 的青藏高原高寒草甸土壤侵蚀及碳流失估算[J]. 水土保持通报, 2023, 43(3): 330-337, 348. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.03.037; Lu Haiya, Li Wenjia, Yu Shiyong. ¹³⁷Cs-based estimation of soil erosion and organic carbon loss in alpine meadow soil on Tibetan Plateau [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(3): 330-337, 348.

¹³⁷Cs-based Estimation of Soil Erosion and Organic Carbon Loss in Alpine Meadow Soil on Tibetan Plateau

Lu Haiya¹, Li Wenjia², Yu Shiyong¹

(1.School of Geography, Geomatics and Planning, Jiangsu Normal University,

Xuzhou, Jiangsu 221116, China; 2.Institute of Tibetan Plateau Research, Chinese

Academy of Sciences, State Key Laboratory of Tibetan Plateau Earth System, Beijing 101408, China)

Abstract: [Objective] Soil erosion and its associated carbon loss in an alpine meadow on the Tibetan Plateau were quantitatively analyzed in order to provide a reference for comprehensively evaluating the impact of soil erosion and for implementing effective soil and water conservation measures. [Methods] We used ¹³⁷Cs tracing technology combined with the results of previous research studies to determine erosion rate and consequent carbon loss for an undisturbed alpine meadow soil on the Tibetan Plateau. [Results] The undisturbed meadow soil exhibited three distinct layers (A, B, and C) of physiochemical properties, and the distribution of ¹³⁷Cs declined exponentially with increasing soil depth. The recent erosion rate of the alpine meadow soil was about 77—230 t/(km² · yr), and was estimated to result in an average annual soil organic carbon loss of not less than 4.86 t/km². [Conclusion] Even though the overall soil erosion rate of the alpine meadow on the Tibetan Plateau was low, it's organic carbon loss due to erosion cannot be underestimated. Both increased human activities and reduced meadow growth due to decreased soil moisture under future global warming are likely to result in further soil degradation and soil organic carbon loss in alpine meadows.

Keywords: ¹³⁷Cs technology; alpine meadow; soil erosion; organic carbon; Tibetan Plateau

收稿日期: 2022-10-24

修回日期: 2023-02-06

资助项目: 江苏师范大学科研创新计划项目“青藏高原不同植被类型土壤碳流失研究”(2022XKT0083)

第一作者: 卢海涯(1997—), 男(苗族), 贵州省六盘水市人, 硕士研究生, 研究方向为环境演变与生态修复。Email: 2020211411@jsnu.edu.cn.

通信作者: 于世永(1969—), 男(汉族), 山东省青岛市人, 博士, 教授, 主要从事环境演变与生态修复方面的研究。Email: syu@jsnu.edu.cn.

受自然环境变化及人类活动的影响,土壤侵蚀已成为了威胁着全球土壤安全的严重问题。研究显示,土壤侵蚀造成的土壤退化导致了大幅度的土壤可耕作深度缩减、持水能力下降及粮食作物减产^[1-2]。同时,土壤作为地球上最活跃、最庞大的碳库^[3],土壤侵蚀过程也将导致土壤内部的有机碳流失,影响全球碳平衡。因此,如何准确估计土壤的侵蚀状况及其导致的碳流失过程,对评价区域性生态系统服务效能变化及推动科学有效治理至关重要。

当前,已有多种手段方法被开发应用于不同时空尺度的土壤侵蚀研究。如针对小尺度区域的侵蚀小区测量^[4]或运用侵蚀图进行大范围估算。但上述方法通常存在反映时间尺度短,或当空间尺度不同时外推精度难以保证等问题。¹³⁷Cs 作为一种人工核素,形成于 20 世纪 50 年代至 70 年代的大气核试验。大气中¹³⁷Cs 主要随降水沉降,并迅速被土壤表层吸收,其后续再分配多取决于土壤的空间流动和垂直迁移,基本不受植物吸附作用或淋溶过程影响^[5]。因此,通过对比分析研究区域土壤的¹³⁷Cs 实际含量与背景值,即可获取样区的自¹³⁷Cs 沉降以来的侵蚀或堆积信息。相较于需要建立长期观测的传统方法,¹³⁷Cs 示踪技术能在短期采样中追溯土壤的侵蚀过程,因而更加便捷并被广泛应用^[6-8]。

作为“亚洲水塔”和“世界第三极”地区,青藏高原土壤温度较低,有机质分解缓慢^[9],在全球碳循环中发挥着重要的碳汇作用^[10]。高寒草原(包括草甸和干草原)是青藏高原最主要的生态系统,覆盖了约 2/3 的面积。其中,高寒草甸土壤在草原类型中有机碳含量最高,对高原碳汇具有重要贡献。但高原的特殊环境使高寒草甸土壤易受风蚀、水蚀和冻融侵蚀的风险。长期侵蚀会造成土壤中 C 和 N 等元素流失,降低土壤质量。然而,由于缺乏直接测量,对高寒草甸土壤侵蚀导致的有机碳流失量化评估较少。另外,近几十年青藏高原气温以远高于全球平均的速率上升(0.3 °C/10 a)^[11]。这预计会改变高寒草甸土壤侵蚀环境、加速土壤有机碳(SOC)分解,进而影响高原草甸土壤的碳汇功能^[12]。因此,对高寒草甸土壤侵蚀和碳流失状况的估计,也可以为准确评估气候变化背景下的青藏高原土壤动态提供参考性信息。

本研究目的在于根据高寒草甸土壤的¹³⁷Cs 和 SOC 对其当前的土壤侵蚀状况及其土壤有机碳损失或累积状况进行评估,并尝试讨论在预测气候变化和人类活动影响背景下青藏高原高寒草甸土壤可能的

侵蚀和碳流失潜力响应。

1 研究区概况

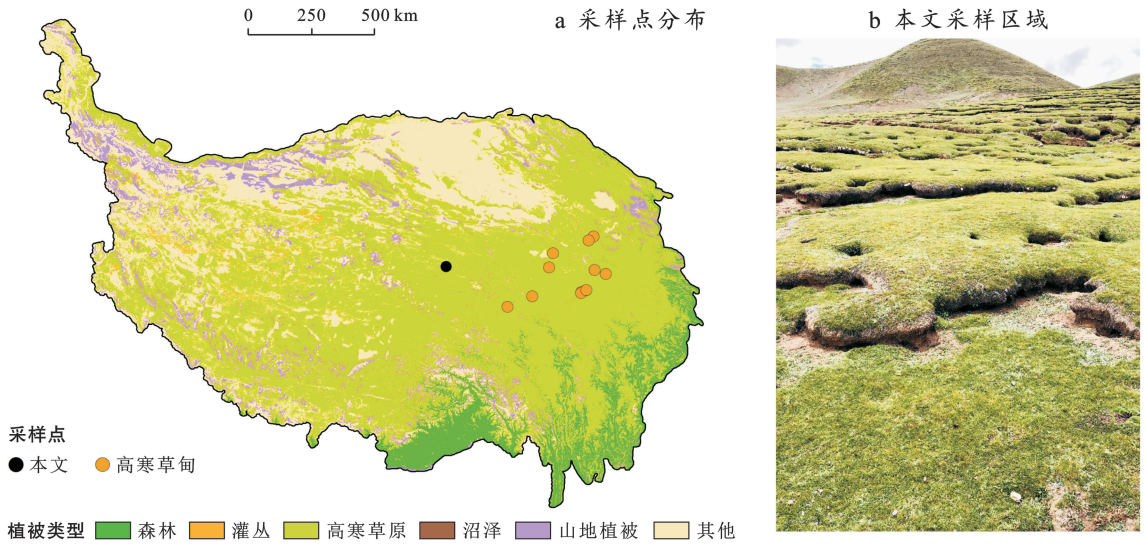
青藏高原位于中国西南部,平均海拔约 4 380 m,面积约 2.60×10^6 km²^[13],是世界上最大的高原。位于 26°—39° 47' N, 73° 19'—104° 47' E 之间,包括了西藏的全部以及青海、新疆、甘肃、四川和云南的部分地区。海拔极高使高原内气候与周围迥异,形成了辐射强、日照多,但少积温、日较差大的独特高原季风气候^[14]。年均温约为 1.6 °C,年降水约为 416 mm^[15]。高原内气候具有明显的东南—西北向梯度变化,因此由南至北,高原上依次分布着森林、灌丛、草地和荒漠等植被生态^[16]。高寒草原(包括草甸和干草原)为高原上最主要的植被类型,面积约占 60%,其中高寒草甸约占 2/5。

本文研究样地位于青海省玉树市沱沱河南面约 5.5 km 的山地地区,海拔 4 589 m,平均坡度 10°。年均温约 -3.86 °C,年降水量 440 mm。研究区域气候为典型高原大陆性气候,冷暖和干湿两季分明。植被类型属于典型高寒草甸,土壤为草甸土。以嵩草(*Carex myosuroides*)、团垫黄耆(*Astragalus arnoldii*)和丛生钉柱委陵菜(*Potentilla saundersiana* var. *caespitosa*)为群落优势种,伴随着白火绒草(*Leontopodium ochroleucum*)和矮生二裂委陵菜(*Potentilla bifurca* var. *humilior*)等散生草本植物,植被覆盖度 > 90%,裸地面积比例约占 2%^[17]。地表无凋落物、砾石、覆沙等,且无人类活动利用,但存在多处鼠、兔等啮齿类动物洞穴。

2 材料和方法

2.1 样品采集

土壤样品于 2020 年 8 月采集。在样地内沿顺坡方向设置 10 m × 10 m 样方。样方内沿对角和中心位置设置 3 个 1 m × 1 m 小样方,各小样方水平间隔 5 m 左右。各小样方内在随机位置使用直径 40 mm 土钻钻取一根钻孔,采集深度 0—50 cm。由于样地内裸露地段多分布有动物洞穴,样方内土壤样品钻取通常避开裸露位置(图 1)。受实际地形和植被限制,样区内无法判断是否存在无侵蚀的平坦地段,未进行背景值采样,后续将通过模型计算并结合前人研究结果对样区背景值进行估算和验证。同时,样区内调查与记录植被组成和盖度等信息,并使用 GPS 定位仪器记录采样位置的地理坐标与海拔高度。



注:①图 a 数据来源于青藏高原植被图(2020)^[17]、国家青藏高原科学数据中心,并基于自然资源部标准地图服务系统 GS(2020)4634 号标准地图校准制作。②黑点为本文采样区域;橙点为其他研究的高寒草甸土壤¹³⁷Cs 采样位置^[18-23]。

图 1 青藏高原植被类型及高寒草甸样点位置

Fig.1 Vegetation types and alpine meadow sample sites on Tibetan Plateau

2.2 试验测量与分析

2.2.1 土壤理化性质与 C, N 测量 将钻孔样品按 2 cm 为间隔进行分割,记录各层土样重量,并于 50 °C 烘箱内烘干 24 h,再次称重,用于计算土壤含水量和土壤容重。

土壤 C, N 使用 EMA3000 元素分析仪(Thermo Fisher Scientific, USA)测量。样品烘干后研磨过 100 目筛,取 1/2 上机测进行 C, N 测量,得到土壤总碳、总氮。另外 1/2 加入过量 HCl,放置反应 24 h 去除碳酸盐,加入蒸馏水不断离心直至样品呈中性(pH > 7)。于 50 °C 烘干 48 h,研磨过 100 目筛网后,再次测量得到土壤有机碳。实验室标准重复分析典型标准差为 ±0.1%。

2.2.2 ¹³⁷Cs 测量和计算 0—40 cm 土层的土样以 2—4 cm 为间隔按深度混合土样,剩余 40—50 cm 为组样,在 50 °C 烘箱中放置约 24 h。烘干后,过 2 mm 筛,去除植物残体和砾石。研磨过 0.074 mm 筛网,混合均匀后填充入长 7 cm 和直径 1.5 cm 的聚氯乙烯标准管中压实进行 ¹³⁷Cs 测量。采用美国 Ametek 公司的 ORTEC 高纯锗 γ 能谱测量系统(HPGe, Despec),在峰值分辨率(FWHM)为 662 keV 时检测土样的 ¹³⁷Cs 活度,测试累积时间大于 40 000 秒,误差控制标准为 ±5%。

直接测量结果为单位质量上的活度(Bq/kg),需要将其转化为基于面积的样点 ¹³⁷Cs 库存容量(Bq/m²),公式如下^[24]:

$$CPI = 10^3 \sum_{i=1}^n C_i \cdot B_i \cdot D_i \quad (1)$$

式中:CPI 为样点的¹³⁷Cs 库存容量(Bq/m²); *i* 为样土的土层编号; *n* 为样土层数; *C_i* 为 *i* 层的¹³⁷Cs 活度(Bq/kg); *B_i* 为 *i* 层的土壤容重(g/cm³); *D_i* 为 *i* 层的土壤厚度(m)。

所有试验于 2022 年 1 月至 6 月开始和完成。试验数据运用 Excel 和 Origin 2018 进行处理与分析,图形绘制使用 ArcGIS 10.2 和 Origin 2018 软件。

2.3 ¹³⁷Cs 背景值确定

确定¹³⁷Cs 背景值是利用¹³⁷Cs 技术准确计算样点土壤侵蚀速率的基础。理论上,应当选择样点周围地形平坦,地表植被覆盖充足,且无侵蚀和堆积作用的地段作为计算¹³⁷Cs 背景值的区域^[25]。但实际过程中,受复杂骤变的地形地势、局地小气候和植物演替影响,限制的空间范围内这种理想的¹³⁷Cs 背景地块很难满足和确定。在缺少理想¹³⁷Cs 背景值地段选择的情况下,模型计算是一种较好的替代性选择。前人研究表明,结合区域样点的¹³⁷Cs 数据集和相关模型,通过对¹³⁷Cs 分布模式函数进行模型拟合,即可得到区域的¹³⁷Cs 背景值及其剖面形状参数。拟合函数^[26-27]如下:

$$A(x) = A_{ref}(1 - e^{-x/h_0}) \quad (2)$$

式中:*x* 为质量深度(kg/m²); *A(x)* 为质量深度 *x* 对应的¹³⁷Cs 累计总量(Bq/m²); *A_{ref}* 为样区的¹³⁷Cs 背景值(Bq/m²); *h₀* 为¹³⁷Cs 的剖面形状参数。

2.4 ¹³⁷Cs 土壤侵蚀转换模型

利用¹³⁷Cs 技术估算土壤样点的侵蚀速率,关键在于建立¹³⁷Cs 损失量或累积量与土壤空间迁移和流

动间的联系。在没有或较少人为扰动土壤中,¹³⁷Cs 的分布通常为随深度指数减小。因此,20 世纪 90 年代提出了一种典型的剖面形状模型用以描述这种特征^[24],并被广泛应用于各地区未受干扰土地的土壤侵蚀评价。然而,¹³⁷Cs 对土壤黏粒具有依附性,其后续重新分布还会受到土壤细粒垂直运动影响。由于上述模型没有考虑这一过程导致的¹³⁷Cs 损失,可能存在土壤侵蚀的高估。基于此,Zhang 等在 Walling 和 He 的侵蚀模型^[28]基础上,发展了一种简化的¹³⁷Cs 剖面迁移模型(STM)^[29],有效减少了计算中的冗余和误差,提高了未扰动土地土壤侵蚀评价的精度。同时已有研究表明,剖面迁移模型在青藏高原和云贵高原山地地区具有较好适用性^[20-21,23,30]。因此,本研究采用 STM 转换模型计算土壤侵蚀速率,相关公式如下:

$$K = 1 - \prod_{i=1}^T \operatorname{erfc}\left[\frac{H}{2\sqrt{D \cdot i}}\right] \quad (3)$$

式中: H 为 1963 年以来的年均侵蚀深度(cm/a); T 为采样年份与 1963 年的差值,本研究中值为 57; D 为¹³⁷Cs 扩散系数; K 为¹³⁷Cs 损失比例;erfc 为补余误差函数。

其中,¹³⁷Cs 损失比例 K 值计算公式如下:

$$K = \frac{A_{\text{ref}} - A}{A_{\text{ref}}} \cdot 100\% \quad (4)$$

式中: A_{ref} 为¹³⁷Cs 背景值; A 为样点的 CPI 值。

扩散系数 D 通过¹³⁷Cs 的深度分布数据集进行模型拟合得到,拟合公式^[29]如下:

$$C(z, T) = C(0, T)e^{-z^2/4DT} \quad (5)$$

式中: z 为土层深度(cm); $C(z, T)$ 为 T 对应年份土壤 z 深度处的¹³⁷Cs 活度含量(Bq/kg); $C(0, T)$ 即 T 年份的土壤表层¹³⁷Cs 活度含量; λ 为半衰期常数($\lambda = 0.023$)。

土壤年均侵蚀深度 H 通过 Excel 软件对 erfc 函数(补余误差积分函数)进行单变量求解得出,通过以下公式转换为侵蚀模数单位 $E[t/(km^2 \cdot a)]$:

$$E = H \cdot B \cdot 10^4 \quad (6)$$

式中: B 为样点的土壤容重(g/cm^3); 10^4 为单位转换常量。

3 结果与分析

3.1 高寒草甸土壤理化特征

高寒草甸样点剖面的土壤含水量、干密度、有机碳(TOC)和总碳(TN)分布见图 2。结果显示,高寒草甸土壤剖面的物理和化学性质随深度呈现出规律变化,凸显了 3 个主要的土壤层次特征(A, B 和 C

层)。具体上看,A 层(0—10 cm)土壤含水量最高,在 6—8 cm 深度时出现了最大峰值,达 53.10%。同时在 A 层,土壤干密度随着深度的增加而逐渐上升,至 A, B 层交界时达 $0.97 g/cm^3$ 。TN 和 TOC 含量在 A 层最高,均表现出随深度减少的规律。TOC 在土壤表面最高,到 A 层 6 cm 以下大幅降低(49.14%);TN 最高峰出现在 6 cm 处而非土壤表面,之后也随深度增加大幅减少(52.62%)。B 层中 4 个方面的性质相对稳定,除土壤容重呈现了细微的波动增加外,土壤含水量、TN 和 TOC 基本稳定。至 C 层,各深度土层的理化性质再次出现了显著差异。土壤含水量随深度不断减小,至 45 cm 处减小到剖面最低值 13.97%,之后有所增加;土壤干密度波动上升,45 cm 左右最大。土壤 TN 和 TOC 在 C 层中呈现出了比较一致的特征,均随深度呈指数减少趋势。在 42 cm 处 TN 和 TOC 含量最低,分别为 0.07, 1.80 g/kg。

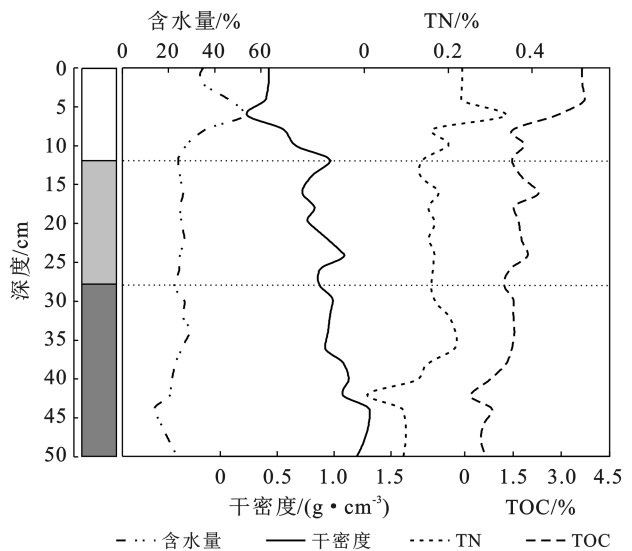


图 2 高寒草甸土壤剖面理化性质

Fig.2 Physicochemical properties of soil profile of alpine meadow soil

3.2 ¹³⁷Cs 背景值

运用 Origin 2018 软件,结合样点的¹³⁷Cs 分布数据集,对公式 2 进行了拟合得到样点¹³⁷Cs 背景值范围为 $1713.47 \pm 108.26 Bq/m^2$ 。为了验证模拟的¹³⁷Cs 背景值的可靠性,与前人研究在邻近的高寒草甸测量得到的¹³⁷Cs 背景值进行了对比(表 1)。整体上看,高寒草甸样点的¹³⁷Cs 背景值符合 K.T 等^[31]对亚洲 $30^\circ - 40^\circ N$ 范围内的统计。邵全琴等^[21]在玉树县样点($32^\circ 58' N, 96^\circ 19' E$)测量得到背景值为 $1 616.76 Bq/m^2$,在玛多县($34^\circ 27' N, 97^\circ 58' E$)测得值为 $1 926.45 Bq/m^2$;严平等^[32]在五道梁地区($35^\circ 0' N, 92^\circ 30' E$)的测量背景值为 $1 400.90 Bq/m^2$ 。

由于降水和纬度位置的影响, ^{137}Cs 参考值在青藏高原上的分布基本符合南部低,中北部高,且随降水呈自东向西减少的趋势^[33]。鉴于本研究区在青藏高原中部,位于上述区域之间。本文认为将 1713.47 Bq/m^2 作为研究区的 ^{137}Cs 背景值具有一定的可行性和合理性。

表 1 本文和其他研究高寒草甸的 ^{137}Cs 背景值对比

Table 1 Comparison of ^{137}Cs reference values between this study and other studies on alpine meadow

样点位置	降水量/ mm	^{137}Cs 背景值/ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$)	文献来源
34°09'N,93°31'E	440	$1\ 713.47 \pm 108.26$	本文
32°58'N,96°19'E	479	1 616.76	[21]
34°27'N,97°58'E	508	1 926.45	[21]
35°0'N,92°30'E	265	1 400.90	[32]
30°—40°N(亚洲)	—	821.00~3 563.00	[31]

3.3 高寒草甸土壤 ^{137}Cs 垂直分布

^{137}Cs 测量结果表明,研究样区剖面 ^{137}Cs 含量具

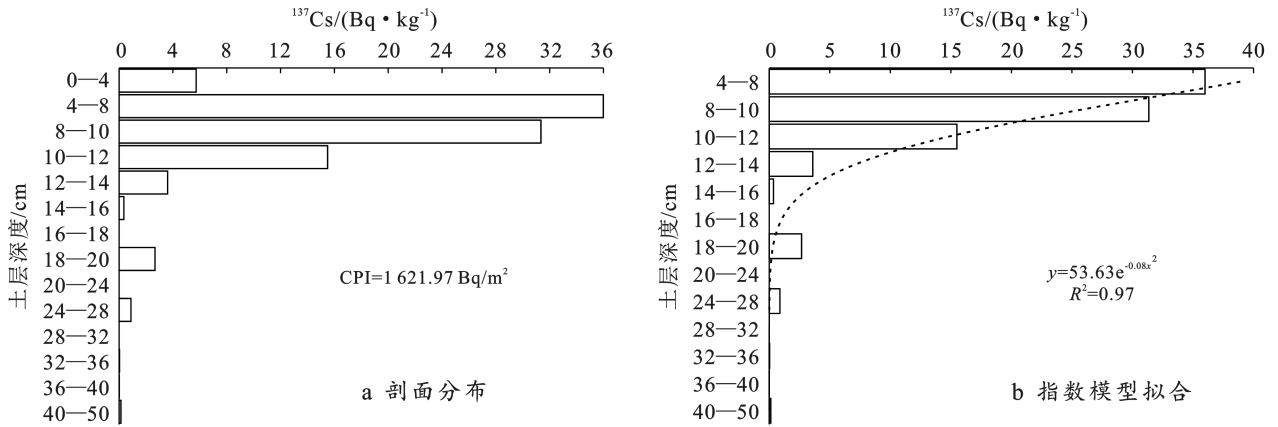


图 3 ^{137}Cs 剖面分布及指数模型拟合

Fig.3 Profile distribution and exponential model fitting of ^{137}Cs

3.4 青藏高原高寒草甸土壤侵蚀状况

STM 模型计算结果表明,本研究的高寒草甸样区土壤平均侵蚀模数为 $77.14 \pm 27.50 \text{ t/km}^2/\text{a}$ 。与前人的研究进行对比(图 4),本文结果较其他研究区小。推测可能是由于研究区域的位置和地形、采样时间及模型选择差异导致。不同地区高寒草甸侵蚀因素规模和特征不同。该研究样区属于山地坡面高寒草甸区,风力与降雨形成的坡面侵蚀是主要土壤侵蚀因素,而前人研究如 Li Y. S.^[18], Wang Yibo^[19] 和陈泽涛等^[22]的样地中包括了河盆和沟谷部分,还受河流冲蚀或堆积的影响。同时,根据采样时间与对应侵蚀结果的对比发现,随着采样年份增加,高寒草甸土壤年均侵蚀速率整体具有减小趋势。主要有两个方面的原因:一是由于 ^{137}Cs 示踪技术反映的是自 ^{137}Cs 沉

有显著差异(图 3)。 ^{137}Cs 含量最大值出现在土壤 4—8 cm,随着深度增加,各土层 ^{137}Cs 含量呈逐渐减少趋势。到达 20 cm 左右深度时, ^{137}Cs 含量接近检测下限 0.77 Bq/kg (图 3a)。为了验证样区是否符合典型的未利用高寒草甸土壤,通过 Origin 2018 软件对样地剖面各层次土壤的 ^{137}Cs 进行指数模型拟合(参考公式 5)。由于 0—4 cm 土壤表层 ^{137}Cs 活度含量较低,说明此深度土层已遭受侵蚀,无法表征原本的 ^{137}Cs 特征,指数拟合时不参与拟合过程。结果表明,样区剖面各土层的 ^{137}Cs 随深度呈现了极好的指数递减对应关系(图 3b)。这说明,该样区符合典型的未扰动高寒草甸区域,其剖面的 ^{137}Cs 分布具有较好代表性。同时,拟合关系显示,在土壤最表层(0—4 cm), ^{137}Cs 模拟活度值为 53.63 Bq/kg ,远大于其实测值 5.73 Bq/kg ,且样点的 ^{137}Cs 总累计量为 $1\ 621.97 \text{ Bq/m}^2$,略小于样区的背景值。这说明,该样区高寒草甸土壤存在着一定的侵蚀过程。

降以来的平均土壤再分配信息;二是近年来高原气候、生态因素的改善。另外, Wang Yibo 等采用的 ^{137}Cs 转换模型为线性估计,在侵蚀计算中存在高估的可能性较大^[29]。然而,虽然受限于上述因素影响,不同高寒草甸区的研究结果具有一定差异,但整体上看,青藏高原高寒草甸土壤类型的平均侵蚀模数都普遍较低。根据中国土壤侵蚀等级和分类标准,各高寒草甸地区均属于轻微侵蚀 [$< 2\ 500 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a}^{-1})$]。这是因为高寒草甸土壤的地上生物量虽然相对较小,但丰富的地下生物量和发达的植被根系集中于土壤表层,相互盘结形成紧密垫状的根系层,对保护土壤免受侵蚀具有重要作用。综上,考虑到研究的时间尺度的差异和模型影响,结合前人对不同地区的高寒草甸土壤侵蚀的研究结果,本文认为 $77.14 \sim 230.00 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 这一范

围可以反映近几年青藏高原上高寒草甸土壤的整体平均侵蚀水平。

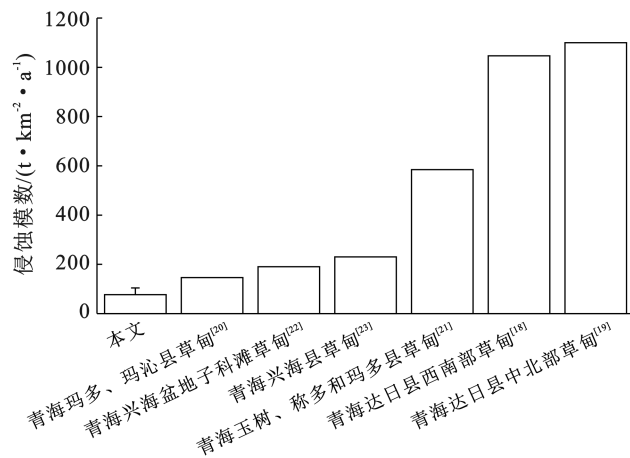
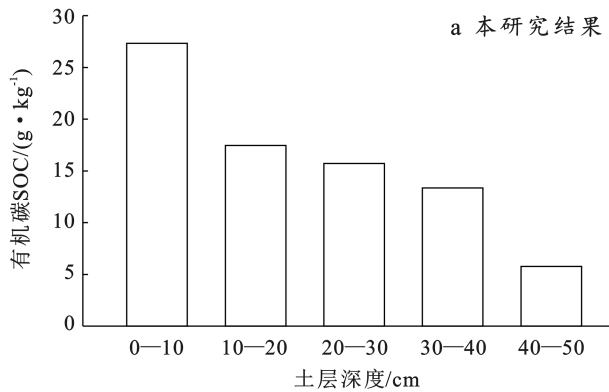


图 4 高寒草甸不同样点土壤侵蚀模数对比

Fig.4 Comparison among soil erosion modulus of alpine meadow at different sampling spots

3.5 青藏高原高寒草甸 SOC 含量

本研究中高寒草甸样区 SOC 含量见(图 5a)所示。高寒草甸土壤表层(0—10 cm)SOC 含量最高,平均为 27.33 g/kg。随深度增加,SOC 含量逐渐减少。到 40—50 cm,SOC 平均含量仅有 5.76 g/kg,下



降了约 78.95%。由于研究区域和时间尺度差异,青藏高原高寒草甸 SOC 含量具有较大不确定性。为了较为准确评估高寒草甸的 SOC 水平。本文结合了前人的研究进行了比较^[34-37](图 5b)。通过样点测量与 1979—1989 年土壤普查数据库统计,Yang Yuanhe^[34]等得出 1980—2000s 青藏高原高寒草甸土壤 30 cm 内的 SOC 平均含量约为 24.42 g/kg,在 30 cm 下为 4.07 g/kg;Chen 等对高原东西向草甸带的测量结果表明,高寒草甸的 SOC 平均含量在 0—30,30—50 cm 分别为 35.4,13.39 g/kg,而 Liu 和王云英等对青海省高寒草甸 SOC 进行了分析,估计结果最高。相较之下,本样区高寒草甸土的平均 SOC 在 0—30 cm,30—50 cm 分别为 20.17,9.97 g/kg,与 Yang Yuanhe^[34]和 Chen Leiyi 等^[35]的结果比较接近。其中,上层 SOC(0—30 cm)较两者偏小,深层(30—50 cm)介于两者之间。推测是由于区域尺度和高寒草甸的空间、季相差异导致。其次,对不同采样时间和 SOC 含量相关分析结果表明,高寒草甸平均 SOC 含量与测量时间没有明显相关性($p > 0.05$)。因此,结合上述研究估计,青藏高原高寒草甸土壤 SOC 平均含量在 0—30,30—50 cm 内分别为 20.17 ~ 35.49,9.97 ~ 13.39 g/kg。

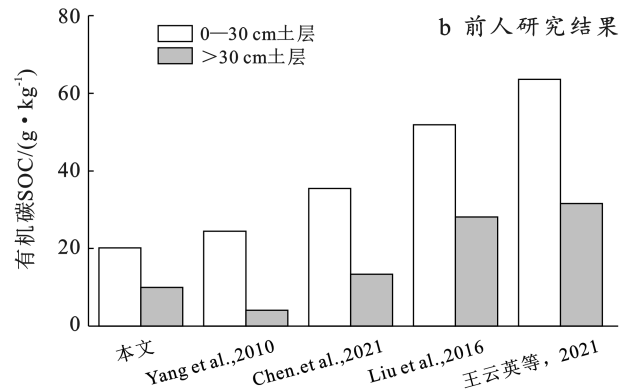


图 5 高寒草甸不同土层 SOC 含量和研究结果对比

Fig.5 SOC contribution in different layers of alpine meadow soil and results comparison

4 讨论与结论

4.1 讨论

(1) 青藏高原高寒草甸土壤侵蚀 SOC 流失。青藏高原覆盖了近 58.12% 的草地,草原生态的有机碳含量基本代表了高原土壤有机碳储量水平。高寒草甸区域降水较多且温度低,为草甸植物的生长繁殖提供了条件,促进了有机质的输入。同时低温环境抑制了土壤有机质分解和矿化,使得内部有机碳不断积累。因此,相较于其他草地类型,高寒草甸土壤拥有

较高的有机质和有机碳,在高原碳汇中发挥着不容替代的作用。相较于深层土壤,土壤表层作为侵蚀的直接发生地和作用对象,长期侵蚀导致的土壤空间再分配过程,不仅会导致其土壤结构或性质的变化,改变土壤内的氧化还原过程,也会造成土壤内部有机物质和营养元素的流失或因暴露地表而被风化分解。通过高寒草甸土壤侵蚀模数及其 SOC 平均含量的乘积可以估算得出,青藏高原高寒草甸每年因土壤侵蚀直接造成的 SOC 流失量约为 1.56 ~ 8.16 t/km²。据统计,青藏高原高寒草甸面积约 53.47 × 10⁴ km²^[36],这

意味着即使保持最低侵蚀水平,高原内高寒草甸土壤每年至少将流失 8.34×10^5 t SOC。作为全球重要碳库和敏感区域,大规模的 SOC 流失不仅严重影响着高原内高寒草甸生态的碳平衡过程,对全球气候变化过程也是极大的潜在风险。因此,对于高原草甸植被区域,采取针对性的保护举措、减缓或避免土壤侵蚀过程及 SOC 损失,对稳固和提高高寒草甸生态的碳汇能力、缓解全球 CO₂ 压力相当必要。

(2) 气候变化及人类活动对高原侵蚀和 SOC 流失的影响。青藏高原土壤浅薄,植物矮小且生长期短,拥有着仅次于极地的广泛冰川和冻土区域,使其成为对全球气候变化最敏感的地区之一^[38]。近几十年,高原气候主要表现为表面温度增加、降水的空间格局变化和风力的年际变化。多数研究表明,这些变化对高原土壤侵蚀和固碳过程起着积极促进的作用。比如,近几十年来青藏高原表面风速整体减小,使高原土壤侵蚀强度以 $14 \text{ t/km}^2/\text{a}$ 的速率逐渐减弱^[39];气候暖湿化促使高原草甸草原植物的返青期、生长时长和开花期提前^[40],提高了草原生态生长和有机质输入,间接削弱了土壤受到的侵蚀。虽然气候变化对青藏高原土壤侵蚀和有机碳储存带来许多可预期的好处。但升温导致的土壤蒸发量增加可能严重限制土壤水分有效性,反而增强土壤的可蚀性^[41],促使草原植被发生退化^[42]。且相较于草原和灌丛植被,高寒草甸种群要求更高土壤湿度,土壤干化更易于导致草甸群落向中干草本群落转化。另外,放牧和耕作等人为活动也会导致高寒草甸退化,催使土壤侵蚀规模增加,促使 SOC 转化速率提升且储量减小^[43]。同时,SOC 转化和降解将向大气释放 CO₂,对高原气候变化形成正反馈^[44]。相反,减少放牧、休耕还草和围栏护草等措施能直接增加 SOC 密度,推动草地植被恢复。因此,对高寒草甸区域进行持续侵蚀和碳流动监测、推广有效管理策略,对于维持和提高高寒草甸土壤固碳潜力及更好了解气候变化影响至关重要。

4.2 结论

高寒草甸土壤是青藏高原重要土壤类型,在高原碳汇中发挥着重要作用。本文选择了青藏高原中部的典型未扰动的高寒草甸土壤,对其¹³⁷Cs 和土壤有机碳测量进行了分析。结果表明,研究样区高寒草甸土的理化性质随土层有规律变化,¹³⁷Cs 分布遵循显著指数递减模式,符合典型未扰动草甸土壤。通过对比本文和前人不同的地区研究发现,青藏高原草甸土壤整体侵蚀水平属于轻微侵蚀,估计其目前的年均侵蚀速率约为 $77 \sim 230 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a}^{-1})$ 。同时,根据土壤侵蚀速率及高寒草甸土壤上层 SOC 含量计算得出,

青藏高原高寒草甸区由侵蚀直接导致的 SOC 损失量不容小觑,其年均流失量不少于 8.32×10^5 t。另外,在全球持续变暖趋势下,升温带来的土壤水分限制、放牧等人类活动可能是推动高寒草甸植被退化、削减土壤固碳能力,并形成正反馈机制的潜在威胁。对青藏高原高寒草甸进行有效监测和管理,防止其生态系统遭受侵蚀、退化,对保持高原碳汇功能和生态安全具有十分重要的意义。

[参 考 文 献]

- [1] Rommens T, Verstraeten G, Lang A, et al. Soil erosion and sediment deposition in the Belgian oess belt during the Holocene: Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment [J]. *The Holocene*, 2005, 15(7):1032-1043.
- [2] Bakker M M, Govers G, Jones R A, et al. The effect of soil erosion on Europe's crop yields [J]. *Ecosystems*, 2007, 10(7):1209-1219.
- [3] Qin Y, Yi S H, Li N J, et al. Advance in studies of carbon cycling on alpine grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2012, 21(6): 275-285.
- [4] Boardman J, Favis-Mortlock D, Foster I. A 13-year record of erosion on badland sites in the Karoo, South Africa [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2015, 40(14):1964-1981.
- [5] Vanden Bygaert A J, Protz R. Bomb-fallout ¹³⁷Cs as a marker of geomorphic stability in dune sands and soils, Pinery Provincial Park, Ontario, Canada [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2001, 26(6):689-700.
- [6] Zhang Xinbao, Zhang Yiyun, Wen Anbang, et al. Assessment of soil losses on cultivated land by using the ¹³⁷Cs technique in the Upper Yangtze River Basin of China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2003, 69(1/2):99-106.
- [7] Mabit L, Meusburger K, Fulajtar E, et al. The usefulness of ¹³⁷Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster (2011) [J]. *Earth-Science Reviews*, 2013, 127:300-307.
- [8] An Juan, Zheng Fenli, Wang Bin. Using ¹³⁷Cs technique to investigate the spatial distribution of erosion and deposition regimes for a small catchment in the black soil region, Northeast China [J]. *Catena*, 2014, 123: 243-251.
- [9] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change [J]. *Nature*, 2006, 440(7081):165-173.
- [10] Su Xukun, Wu Yu, Dong Shikui, et al. Effects of grassland degradation and re-vegetation on carbon and nitrogen storage in the soils of the Headwater Area

- Nature Reserve on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. *Journal of Mountain Science*, 2015, 12(3):582-591.
- [11] 刘淑珍,张建国,辜世贤.西藏自治区土壤侵蚀类型研究[J].*山地学报*, 2006(5):592-596.
- [12] Budge K, Leifeld J, Hiltbrunner E, et al. Alpine grassland soils contain large proportion of labile carbon but indicate long turnover times [J]. *Biogeosciences*, 2011, 8(7):1911-1923.
- [13] 李庆,张春来,周娜,等.青藏高原沙漠化土地空间分布及区划[J].*中国沙漠*, 2018, 38(4):690-700.
- [14] Zhong Lei, Ma Yaoming, Salama M S, et al. Assessment of vegetation dynamics and their response to variations in precipitation and temperature in the Tibetan Plateau [J]. *Climatic Change*, 2010, 103(3):519-535.
- [15] Yu Shiyong, He Honglin, Cheng Peng, et al. Depth heterogeneity of soil organic carbon dynamics in a heavily grazed alpine meadow on the northeastern Tibetan Plateau: A radiocarbon-based approach [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, 122(7): 1775-1788.
- [16] 王荔,曾辉,张扬建,等.青藏高原土壤碳储量及其影响因素研究进展[J].*生态学杂志*, 2019, 38(11):3506-3515.
- [17] 张慧,赵涔良,朱文泉.基于多源数据产品集成分类制作的青藏高原现状植被图[J].*北京师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 57(6):816-824.
- [18] Li Y S, Wang G X, Ding Y J, et al. Application of the ¹³⁷Cs tracer technique to study soil erosion of alpine meadows in the headwater region of the Yellow River [J]. *Environmental Geology*, 2009, 58(5):1021-1028.
- [19] Wang Yibo, Niu Fujun, Wu Qingbai, et al. Assessing soil erosion and control factors by radiometric technique in the source region of the Yellow River, Tibetan Plateau [J]. *Quaternary Research*, 2014, 81(3):538-544.
- [20] 李俊杰,李勇,王仰麟,等.三江源区东西样带土壤侵蚀的¹³⁷Cs 和²¹⁰Pbex 示踪研究[J].*环境科学研究*, 2009, 22(12):1452-1459.
- [21] 邵全琴,肖桐,刘纪远,等.三江源区典型高寒草甸土壤侵蚀的¹³⁷Cs 定量分析[J].*科学通报*, 2011, 56(13): 1019-1025.
- [22] 陈泽涛,沙占江,王求贵,等.高寒草原草甸区土壤侵蚀及植被覆盖对养分空间分布的影响:以兴海盆地子科滩为例[J].*水土保持研究*, 2019, 26(6):226-234.
- [23] 胡菊芳,马玉军.基于¹³⁷Cs 和²¹⁰Pbex 方法的高寒草甸坡面土壤侵蚀示踪[J/OL].*盐湖研究*:1-9[2023-05-05]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/63.1026.p.20220530.1704.004.html>.
- [24] Fang Huajun, Yang Xueming, Zhang Xiaoping, et al. Using ¹³⁷Cs tracer technique to evaluate erosion and deposition of black soil in Northeast China [J]. *Pedosphere*, 2006, 16(2):201-209.
- [25] Zapata F, Nguyen M L. Chapter 7 Soil Erosion and Sedimentation Studies Using Environmental Radionuclides [M]//Froehlich K. *Radioactivity in the Environment*. Elsevier, 2009: 295-322.
- [26] Walling D E, Quine T A. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data [J]. *Land Degradation and Development*, 1990, 2(3): 161-175.
- [27] Zhang Xinbao, Higgitt D L, Walling D E. A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion in the Loess Plateau of China [J]. *Hydrological Sciences Journal*, 1990, 35(3): 243-252.
- [28] Walling D E, He Q. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(2):611-622.
- [29] Zhang Xinbao, Long Yi, He Xiubin, et al. A simplified ¹³⁷Cs transport model for estimating erosion rates in undisturbed soil [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008, 99(8): 1242-1246.
- [30] Chen Jiacun, Shi Zhonglin, Wen Anbang, et al. ¹³⁷Cs-based variation of soil erosion in vertical zones of a small catchment in Southwestern China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(8):1371.
- [31] Tagami K, Tsukada H, Uchida S. Quantifying spatial distribution of ¹³⁷Cs in reference site soil in Asia [J]. *Catena*, 2019, 180:341-345.
- [32] 严平,董光荣,张信宝,等.¹³⁷Cs 法测定青藏高原土壤风蚀的初步结果[J].*科学通报*, 2000, 45(2):199-204.
- [33] 齐永青,张信宝,贺秀斌,等.中国¹³⁷Cs 本底值区域分布研究[J].*核技术*, 2006, 29(1):42-50.
- [34] Yang Yuanhe, Fang Jingyun, Ma Wenhong, et al. Soil carbon stock and its changes in Northern China's grasslands from 1980s to 2000s [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(11):3036-3047.
- [35] Chen Leiyi, Fang Kai, Wei Bin, et al. Soil carbon persistence governed by plant input and mineral protection at regional and global scales [J]. *Ecology Letter*, 2021, 24(5):1018-1028.
- [36] Liu Shuli, Du Yangong, Zhang Fawei, et al. Distribution of soil carbon in different grassland types of the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Journal of Mountain Science*, 2016, 13(10):1806-1817.

- 理学报, 2019, 74(3): 446-459.
- [14] 赫晓慧, 徐雅婷, 范学峰, 等. 中原城市群区域碳储量的时空变化和预测研究[J]. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2965-2976.
- [15] 彭建, 汪安, 刘焱序, 等. 城市生态用地需求测算研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70(2): 333-346.
- [16] 刘青柳. 基于遥感的邯郸市土地利用/覆被变化及驱动力分析[D]. 河北 邯郸: 河北工程大学, 2011.
- [17] Liu Qing, Yang Dongdong, Cao Lei, et al. Assessment and prediction of carbon storage based on land use/land cover dynamics in the tropics: A case study of Hainan Island, China [J]. *Land*, 2022, 11(2): 244.
- [18] 李瑾璞, 夏少霞, 于秀波, 等. 基于 InVEST 模型的河北省陆地生态系统碳储量研究[J]. 生态与农村环境学报, 2020, 36(7): 854-861.
- [19] 徐丽, 何念鹏, 于贵瑞. 2010s 中国陆地生态系统碳密度数据集[J]. 中国科学数据, 2019, 4(1): 90-96.
- [20] 邢鹏飞, 李刚, 赵祥, 等. 山西暖性草地碳密度分布特征及其区域差异[J]. 草地学报, 2019, 27(6): 1667-1676.
- [21] 岑宇, 王成栋, 张震, 等. 河北省天然草地生物量和碳密度空间分布格局[J]. 植物生态学报, 2018, 42(3): 265-276.
- [22] 张妍, 谷志云, 裴瑞亮, 等. 河南商丘地区土壤有机碳密度及其空间分布特征[J]. 矿产勘查, 2021, 12(10): 2153-2160.
- [23] 张滨, 张丽娜, 刘秀萍, 等. 河北省北部森林植被碳储量和固碳速率研究[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(3): 392-402.
- [24] 李豪杰. 基于高密度剖面的河南省土壤有机碳储量精确估算[D]. 河南 郑州: 郑州大学, 2016.
- [25] 王海稳. 太行山区不同土地利用方式下生态系统碳储量研究[D]. 河北 保定: 河北农业大学, 2007.
- [26] Li Jingye, Gong Jian, Guldman J M, et al. Carbon dynamics in the Northeastern Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2030 using landsat land use/cover change data [J]. *Remote Sensing*, 2020, 12(3): 528.
- [27] 陆汝成, 黄贤金, 左天惠, 等. 基于 CLUE-S 和 Markov 复合模型的土地利用情景模拟研究: 以江苏省环太湖地区为例[J]. 地理科学, 2009, 29(4): 577-581.
- [28] Popp A, Calvin K, Fujimori S, et al. Land-use futures in the shared socio-economic pathways [J]. *Global Environmental Change*, 2017, 42: 331-345.
- [29] 吕笑飞. 石家庄市城镇建设用地扩张模拟研究[D]. 河北 石家庄: 河北地质大学, 2022.
- [30] Zhai Han, Lv Chaoqun, Liu Wanzeng, et al. Understanding spatio-temporal patterns of land use/land cover change under urbanization in Wuhan, China, 2000-2019 [J]. *Remote Sensing*, 2021, 13(16): 3331.
- [31] 罗芳, 潘安, 陈忠升, 等. 四川省宜宾市 1980—2018 年耕地时空格局变化及其驱动因素[J]. 水土保持通报, 2021, 41(6): 336-344.
- [32] Zhou Junju, Zhao Yaru, Huang Peng, et al. Impacts of ecological restoration projects on the ecosystem carbon storage of inland river basin in arid area, China [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 118: 106803.
- [33] Liu Xiaoping, Wang Shaojian, Wu Peijun, et al. Impacts of urban expansion on terrestrial carbon storage in China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(12): 6834-6844.
- [34] Rimal B, Sharma R, Kunwar R, et al. Effects of land use and land cover change on ecosystem services in the Koshi River Basin, Eastern Nepal [J]. *Ecosystem Services*, 2019, 38: 100963.

(上接第 337 页)

- [37] 王云英, 裴薇薇, 辛莹, 等. 2008—2015 年高寒草甸土壤有机碳变化特征及影响因素解析[J]. 中国草地学报, 2021, 43(12): 47-54.
- [38] Kang Shichang, Xu Yanwei, You Qinglong, et al. Review of climate and cryospheric change in the Tibetan Plateau [J]. *Environmental Research Letters*, 2010, 5(1): 015101.
- [39] Teng Yanmin, Zhan Jinyan, Liu Wei, et al. Spatio-temporal dynamics and drivers of wind erosion on the Qinghai-Tibet Plateau, China [J]. *Ecological Indicators*, 2021, 123: 107340.
- [40] 凌小方. 气候变化情景下青藏高原植被物候期时空变化研究[D]. 四川 成都: 电子科技大学, 2022.
- [41] D'Odorico P, Bhattachan A, Davis K F, et al. Global desertification: Drivers and feedbacks [J]. *Advances in Water Resources*, 2013, 51: 326-344.
- [42] Zhang Naili, Liu Weixing, Yang Haijun, et al. Soil microbial responses to warming and increased precipitation and their implications for ecosystem C cycling [J]. *Oecologia*, 2013, 173(3): 1125-1142.
- [43] Cao G M, Du Y G, Lang D Y, et al. The characteristics and its mechanism of passive and active degradation of alpine kobresia meadow [J]. *Journal of Mountain Science*, 2007, 6: 641-648.
- [44] Gao Qingzhu, Wan Yunfan, Xu Hongmei, et al. Alpine grassland degradation index and its response to recent climate variability in Northern Tibet, China [J]. *Quaternary International*, 2010, 226(1/2): 143-150.