

杨金玲, 张昊哲, 张晶, 苗哲源, 张甘霖. 地表系统中硅迁移研究进展与展望[J]. 土壤学报, 2026,

YANG Jinling, ZHANG Haozhe, ZHANG Jing, MIAO Zheyuan, ZHANG Ganlin. Silicon Migration in the Earth's Surface System: Research Progress and Prospects[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

地表系统中硅迁移研究进展与展望*

杨金玲^{1,2}, 张昊哲^{1,2}, 张晶^{1,2}, 苗哲源^{1,2}, 张甘霖^{1,2†}

(1. 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 地表系统硅迁移耦合岩石风化、土壤发育、植物吸收、径流输送与大气沉降等关键过程, 对全球碳循环、土壤发生演化、农业生产及海洋生态平衡具有重要调控作用。基于 Web of Science 与 CNKI 数据库, 采用文献计量与聚类分析方法, 系统梳理 2000—2026 年硅迁移的相关研究成果, 分析近年来硅地球化学循环、土壤发生演变、生物地球化学循环领域的前沿热点。硅酸盐风化是硅释放与迁移的起点, 受气候、岩性、地形及人类活动协同调控, 进而决定全球不同气候带流域的硅输出通量, 硅酸盐风化消耗大气 CO₂ 并深刻影响全球气候变化; 硅迁移深刻影响土壤的发生演变, 脱硅过程广泛存在于全球各气候带, 并非热带地区脱硅富铝化成土过程所特有; 植物硅循环对土壤硅的迁移和富集有重要影响, 尤其是对热带贫硅地区土壤复硅和径流硅迁移具有重要贡献; 硅酸盐矿物风化抑制土壤酸化, 硅迁移已成为土壤酸化速率估算的重要依据; 硅同位素作为示踪硅迁移和转化的重要手段, 能够有效解析土壤矿物形成过程及径流硅源。未来研究应聚焦多圈层耦合硅循环机理、增强硅酸盐风化固碳技术应用、植硅体碳汇精准评估、硅对障碍土壤改良的修复机理及关键带硅循环定量模拟, 推动地表系统硅生物地球化学循环研究方向的纵深发展, 为农业土壤可持续管理、生态环境保护与“双碳”目标实现提供理论支撑。

关键词: 硅酸盐矿物; 矿物风化; 土壤脱硅; 土壤发生; 植物硅循环; 植硅体

中图分类号: S151

文献标志码: A

Silicon Migration in the Earth's Surface System: Research Progress and Prospects

YANG Jinling^{1,2}, ZHANG Haozhe^{1,2}, ZHANG Jing^{1,2}, MIAO Zheyuan^{1,2}, ZHANG Ganlin^{1,2†}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In Earth's surface systems, Silicon (Si) mobilization intricately coupled with key pathways, including rock weathering, pedogenesis, plant uptake, runoff transport, and atmospheric deposition. These interconnected processes exert critical regulatory controls on the global carbon cycle, soil formation and evolution, agricultural productivity, and the balance of marine ecosystems. Drawing on the Web of Science and CNKI databases, this study employs bibliometric and cluster analysis to systematically review research on Si migration published between 2000 and 2026, identifying major themes and emerging trends. The scope encompasses the research frontiers of Si geochemical

* 国家自然科学基金项目(42277312、41877010)和科技基础资源调查专项(2022FY100202)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42277312, 41877010) and the Science & Technology Fundamental Resources Investigation Program (No. 2022FY100202)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: glzhang@issas.ac.cn

作者简介: 杨金玲(1973—), 女, 山东烟台人, 博士, 研究员, 主要从事土壤发生演变和土壤地球化学研究。E-mail: jlyang@issas.ac.cn

收稿日期: 2026-05-06; 收到修改稿日期: 2026-07-07; 网络首发日期(www.cnki.net): 2026-07-07

behavior, pedogenesis, and biogeochemical cycling. Silicate weathering initiates Si release and mobilization, a process regulated by climate, lithology, topography, and anthropogenic activities. These factors ultimately govern the export fluxes of dissolved silicon (DSi) from catchments across diverse global climate zones. Silicate weathering can consume atmospheric CO₂ and significantly affect global climate change. Si migration profoundly shapes pedogenesis; the desilication process occurs ubiquitously across all climate zones and is not exclusive to the desilication-allitization processes characteristic of tropical regions. Furthermore, the vegetation-driven biological Si cycle plays a pivotal role in mediating Si mobilization and accumulation in soils, contributing significantly to the resilication of Si-depleted tropical soils and to DSi export via runoff. Because silicate mineral weathering inherently mitigates soil acidification, Si mobilization has emerged as a robust proxy for estimating soil acidification rates. Si isotopes serve as powerful tracers for Si migration and transformation, providing critical insights into soil mineral formation processes and identifying the sources of DSi in runoff. Future research should prioritize elucidating Si cycling mechanisms across coupled Earth system spheres, advancing the practical application of enhanced silicate rock weathering technologies for carbon sequestration, improving the precise assessment of phytolith carbon sinks, revealing remediation mechanism of silicon in improving obstacle soils, and developing quantitative models of Si cycling within the Critical Zone. Such efforts will deepen our understanding of Si biogeochemistry in Earth's surface systems and provide a scientific foundation for ecological conservation and the realization of carbon neutrality goals.

Key words: Silicate minerals; Mineral weathering; Soil desilication; Pedogenesis; Biological silicon cycle; Phytoliths

硅是地壳中第二丰富的元素,丰度达 28.8%。硅酸盐矿物约占陆地表层岩石总量的 75%^[1],硅作为其主要组分,是构成土壤结构的骨架,广泛赋存于 370 余种造岩矿物之中^[2]。尽管硅在地壳矿物中储量极为丰富,但只有经风化释放,并在土壤、植物与水体系统中发生迁移转化,才能发挥其生态功能与环境价值。自然生态系统中硅的迁移循环过程主要包括:原生及次生硅酸盐矿物风化、次生矿物生成;硅随土壤水与黏粒进入地表及地下径流;植物对硅的吸收与归还;大气沉降输入等途径。

硅酸盐矿物风化和土壤形成本质上是一个以硅元素的释放和迁移为核心的过程。因此,硅酸盐矿物风化既是地表硅迁移的物质来源,也是土壤发育形成的重要基础。硅是植物中非常重要的元素之一,在部分植物干物质中的含量甚至超过氮和钾等植物所需的大量营养元素^[3],亦超过钙、镁、磷等矿质元素含量^[4]。植物硅循环是土壤硅迁移过程的重要组成部分,深刻影响土壤发育和可持续利用。土壤中的水溶性硅可经地表与地下径流汇入海洋,成为硅藻等浮游植物的主要营养来源。同时,硅酸盐矿物风化能够持续消耗大气 CO₂,是维系全球碳循环的关键负反馈调控机制。因此,地表系统硅迁移具有重要的生态环境意义。

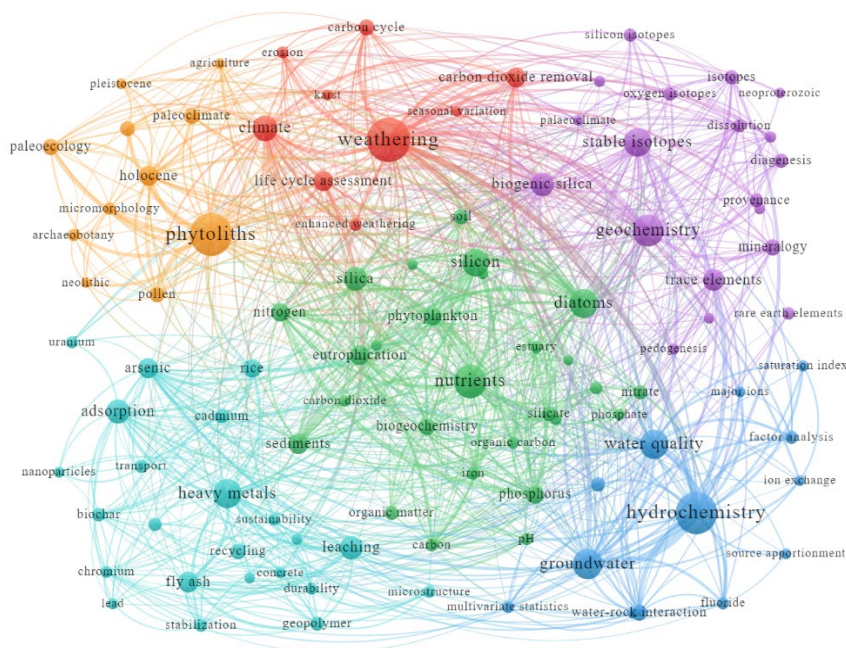
硅广泛赋存于岩石、土壤、植物与水体各圈层,但由于硅元素基本上不存在气相形态,价态单一,且以稳定的硅氧四面体结构存在,致使硅元素相关研究的广度与深度远不及碳、氮、氢、氧、铁、铝等元素。近年来,随着生态系统关键元素循环研究的深入,硅迁移及其环境效应愈发受到学界关注,已逐步成为地表生物地球化学循环领域的研究热点。

1 基于文献计量的硅迁移研究热点

为系统理解硅酸盐风化及硅迁移领域的研究现状与热点,分别在 Web of Science (WoS) 和中国知网 (CNKI) 两大数据库中进行文献检索。检索时间跨度统一限定为 2000—2026 年。其中, WoS 数据库的具体检索关键词为: (silicon OR Si OR silica OR silicate) AND (cycle OR weathering OR migration OR transport OR leaching OR mobilization OR flux OR fertilizer OR

isotope OR acidification OR acidity OR desilification OR resilification) OR phytolith, 共获得文献 12 226 篇。CNKI 数据库的具体检索关键词为:“植硅体”“硅酸盐”“脱硅富铝”(硅(循环+迁移+运移+淋溶+活化+通量+同位素+土壤+风化+酸化))以及“硅肥”“硅藻”, 共获得文献 5 450 篇。基于上述检索获得的文献数据, 采用 VOSviewer 软件构建关键词共现网络, 以揭示该领域的研究热点与关联关系。

基于 WoS 数据库构建关键词共现网络, 可划分 6 个聚类群组(图 1)。聚类 1(红色)以“weathering”为核心, 关联关键词包括“climate”“carbon dioxide removal”“carbon cycle”“life cycle assessment”“enhanced weathering”“erosion”等, 聚焦岩石风化与气候变化、碳循环、地表侵蚀的交叉研究领域。聚类 2(橙色)以“phytoliths”为核心, 关联关键词涵盖“holocene”“paleoclimate”“paleoecology”“agriculture”等, 主要反映植硅体在古气候、古生态及农业领域的相关研究。聚类 3(紫色)以“geochemistry”为核心, 关联关键词包含“stable isotopes”“biogenic silica”“trace elements”“silicon isotopes”等, 代表硅元素地球化学循环与同位素示踪技术方向的研究。聚类 4(绿色)以“nutrients”为核心, 关联关键词有“silicon”“silica”“diatoms”“eutrophication”“biogeochemistry”“sediments”“pH”等, 主要围绕植物硅素营养、硅藻、富营养化及硅生物地球化学循环展开研究。聚类 5(蓝色)以“hydrochemistry”为核心, 关联关键词包括“water quality”“groundwater”“source apportionment”“water-rock interaction”等, 集中体现硅的水化学特征、水-岩作用及硅源解析的相关研究。聚类 6(青色)以“heavy metals”为核心, 关联关键词涵盖“adsorption”“leaching”“fly ash”“rice”“transport”“sustainability”“stabilization”等, 主要表征硅对重金属吸附、淋溶、迁移及稳定固化机制的相关研究。



注: 关键词最低出现频次阈值为 30 次, 不同颜色代表不同聚类群组。Note: The threshold value of keyword parameters is set to 30, and different colors represent different clusters.

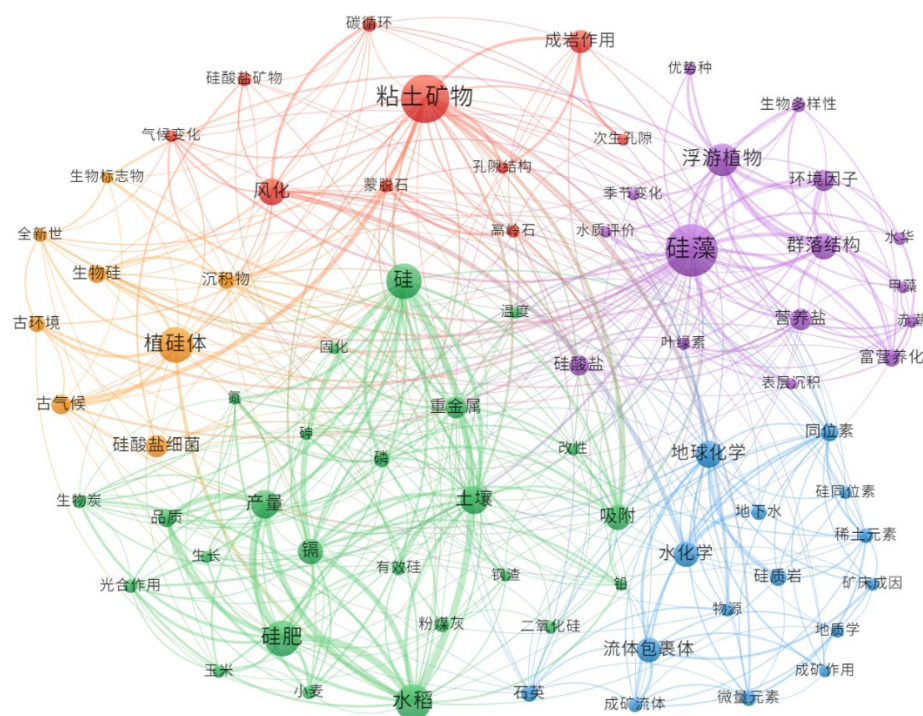
图 1 基于 Web of Science 数据库硅研究关键词共现网络

Fig. 1 Keyword co-occurrence network of silicon research based on the Web of Science

基于 CNKI 数据库构建关键词共现网络, 可划分 5 个聚类群组(图 2)。聚类 1(红色)以“黏土矿物”为核心, 关联关键词包括“风化”“成岩作用”“硅酸盐矿物”“碳循环”“气候变化”等, 主要聚焦岩石风化演化、黏土矿物形成过程及其与碳循环和气候变化的关联研

究。聚类 2（橙色）以“植硅体”为核心，关联关键词涵盖“硅酸盐细菌”“生物硅”“沉积物”“古气候”“古环境”“全新世”等，代表沉积物中植硅体特征及其在古气候与古环境重建中的应用研究。聚类 3（紫色）以“硅藻”为核心，关联关键词包括“浮游植物”“硅酸盐”“营养盐”等，表征水体生态系统中以硅为关键营养盐的浮游植物相关研究。聚类 4（绿色）以“硅”为核心，关联关键词包含“土壤”“硅肥”“水稻”“产量”“有效硅”“重金属”等，主要围绕土壤硅素赋存、硅肥施用及其对水稻产量调控与重金属效应的相关研究。聚类 5（蓝色）以“地球化学”为核心，关联关键词有“水化学”“硅同位素”“物源”等，集中反映硅的地球化学循环过程及硅同位素物源示踪等相关研究。

总体而言，2000 年以来国内外硅迁移相关研究主要聚焦三大方向：硅酸盐风化过程及其气候环境效应、硅的水体迁移过程及其对海洋生物的影响、植被主导下的硅生物地球化学循环演化。



注：关键词最低出现频次阈值为 20 次，不同颜色代表不同聚类群组。Note: The threshold value of keyword parameters is set to 20, and different colors represent different clusters.

图 2 基于中国知网数据库硅研究关键词共现网络

Fig. 2 Keyword co-occurrence network of silicon research based on the CNKI

2 硅的地球化学循环

2.1 硅酸盐矿物风化速率

硅酸盐矿物化学风化是关键的地表地球化学过程，其本质是硅的释放和迁移过程。矿物风化速率不仅决定土壤的发育进程，还控制着硅在地表系统的迁移输出通量，同时也是解析全球碳循环、氮循环、硫循环、酸沉降临界负荷及土壤酸缓冲能力等核心科学问题的重要基础。因此，硅酸盐矿物风化速率及其硅迁移效应已成为当前国内外地表过程领域的研究热点（图 1、图 2）。

硅酸盐矿物风化速率的估算方法主要包括：实验室模拟研究、模型估算、锶同位素比值法、阳离子损耗法和流域质量平衡法等^[5]。室内模拟多采用高温、高压、强酸等强化条件加速矿物风化反应^[6-8]，所得风化速率通常较自然野外条件高出几个数量级^[9]。该类方法虽可揭示矿物风化微观机理，但所获速率难以直接表征实际自然环境过程。现阶段应用较广的土壤风化速率估算模型以 PROFILE 稳态模型为代表^[10]，该模型不刻画动态风化过程，仅评估土壤最终化学平衡状态，不表征植被养分吸收、大气沉降负荷及河川径流输出等短期环境变化影响。阳离子损耗法可估算流域长期风化速率，但其依赖土壤剖面与风化壳年代^[11]，而风化壳形成年龄的精准定年目前仍是制约该方法应用的瓶颈。流域质量平衡法又称输入—输出质量平衡法，基于特征元素收支平衡原理，核算流域尺度硅酸盐矿物当前平均风化速率^[12-13]，但需依托长期连续的流域野外定位观测。综上，当前针对硅酸盐矿物风化驱动下硅迁移的相关研究，仍以流域长期观测法为主要研究手段。

温度、降雨、地形、海拔、岩性是影响硅酸盐风化释硅通量的主要因素。Deng 等^[14]基于全球 3 828 个现代沉积物数据分析，表明温度是全球尺度下硅酸盐风化的主要控制因素，而降水和地形等的影响主要体现在区域尺度。同样环境条件下，岩性特征直接决定矿物风化的释硅潜力。基岩上覆土层的厚度与发育程度同样对硅释放通量具有重要影响。土壤发育程度不仅影响矿物风化的有效接触面积，还通过改变水分运移路径来影响硅酸盐化学风化进程^[15]。除自然因素外，人类活动深刻影响着硅的自然风化与迁移过程。大气酸沉降能够改变土壤溶液化学环境，促进矿物风化，并加快硅元素的迁移释放。同时，农业生产活动、森林砍伐及土地利用方式转变对硅输出通量的扰动强度，可与降水、温度等气候因子驱动的化学风化速率相当^[16]。

2.2 硅酸盐风化固碳

硅酸盐化学风化具有重要的碳汇与气候调控效应：一方面，风化过程可消耗大气 CO₂，风化产物经径流输送至海洋后以碳酸盐形式沉积埋藏，实现碳的长期地质封存；另一方面，风化释放的矿质营养元素可促进陆地植被生长，通过生态系统有机碳累积进一步提升碳汇能力。Walker 等^[17]最早提出经典的“风化恒温器”假说；Schwartzman 和 Volk^[18]推测在过去的至少 40 亿年中，通过硅酸盐风化消耗 CO₂ 使得地球表面温度降低了 30~45 °C。

Berner 和 Kothavala^[19]基于 GEOCARB 模型重建显生宙大气 CO₂ 演化过程，表明硅酸盐风化强度变化能够影响大气 CO₂ 浓度变化，对全球气候演变具有主控作用。所以硅酸盐风化是维系地表气候稳定的地球“自动调温器”，其风化和随后的硅迁移深刻影响全球碳循环过程与气候变化格局。

现代环境条件下，全球自然硅酸盐风化每年固碳可消耗 CO₂ 约 0.51 Gt^[20]，不足当前人为排放量的 2%。硅酸盐风化固碳虽能在地质时间尺度上有效调控全球温度、维持气候稳态，但在百年尺度上难以抵消人为 CO₂ 的快速增量排放。因此，如何在人类时间尺度上人为强化并加速这一天然碳汇负反馈过程，已成为当前地球系统与碳中和领域的研究热点。

增强岩石风化（Enhanced Rock Weathering, ERW）是通过人为干预强化天然硅酸盐岩风化过程、实现人为主动固碳的重要技术途径。Schuiling 和 Krijgsman^[21]最早提出向土壤施加粉碎硅酸盐岩矿物，通过增大矿物比表面积与水岩反应接触界面，有效提升大气 CO₂ 的消耗速率。近年来，国内外学者围绕 ERW 固碳机理与减排效应开展了大量研究^[14, 22-24]，探讨温度、水分、pH 等因素对 ERW 固碳的影响^[22]。Goll 等^[25]通过 ORCHIDEE-CNP 全球模型模拟表明，全球陆地每年施用 5.5 Gt 玄武岩，可实现 CO₂ 2.5 Gt·a⁻¹ 的移除。我国农田理论潜在 ERW 固碳（CO₂）潜力为 0.13~0.80 Gt·a⁻¹，约占国家自主贡献目标的 3%~5%^[26]。然而，由模型转向真实农田系统时，实际 ERW 田间固碳效率会受气候、土壤属性、矿物组成和施用方式等多重因素限制，风化固碳速率明显衰减。Dupla 等^[27]在瑞士的 3 处温带农田开展为期 1 000 d 的实地监测，玄武岩粉施用量为 20 t·hm⁻²，通过孔隙水测得的平均 CO₂ 移除

速率为 $(100 \pm 30) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 相较部分模型或实验的上限值低 10 倍~30 倍。此外, ERW 的净碳汇效益还需扣除岩石开采、研磨、运输和施用过程中的碳排放, 其中粉碎与运输是碳排放的主要来源。Zhang 等^[28]对美国中西部废弃矿石 ERW 进行的生命周期评估表明, 运输、粉碎和田间施用过程可抵消 4.1%~35.9%的碳移除量, 其中运输排放贡献 85.4%~95.8%。Cong 等^[29]对中国玄武岩 ERW 的评估进一步表明, 过细粒径的粉碎 (如 $p_{80}=1\mu\text{m}$) 会显著增加电力消耗与碳排放, 在部分情景下甚至会抵消碳汇效益。可见, 增强硅酸盐岩风化固碳已成为陆地生态系统碳汇提升与负排放技术研发领域的前沿热点方向, 但未来仍需要结合长期田间试验与生命周期评价, 以准确评估其净碳汇效益。

2.3 硅径流输移

硅是硅酸盐地区水体离子中摩尔含量最高的元素^[30-31], 其迁移可有效指示土壤理化特性与硅酸盐化学风化速率。在全球不同气候带、地质和降雨背景下, 流域硅风化输出通量为 $57 \sim 14\,700 \text{ mol} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 差异可达 3 个数量级 (表 1)。总体而言, 热带地区高温多雨的气候条件导致矿物强烈风化, 硅输出通量普遍较高。如印度尼西亚 Gunung Gadut 流域的硅输出通量高达 $14\,550 \text{ mol} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[32]。寒带地区因温度低, 通常硅的风化输出量低于其他气候带。但有研究发现了不同的结果, 如冰岛多个流域的硅输出量与热带地区处于同一量级, 这主要源于当地岩性与强烈物理剥蚀作用的耦合效应。活跃的冰川研磨持续剥除表层风化产物, 导致高渗透率且极易风化的年轻玄武玻璃不断暴露于充沛的径流中, 这种物理破碎持续促进化学风化, 打破了低温对风化速率的限制^[33]。温带与亚热带地区硅输出通量内部差异较大, 降雨、岩性、地形及土地利用等因素相互交织, 控制硅输出通量的主导因素存在区域异质性。Oeser 和 von Blanckenburg^[34]沿智利海岸山脉构建了从干旱 (Pan de Azúcar 站点) 至较湿润 (La Campana 站点) 的气候梯度样带, 发现硅输出通量从 $57 \text{ mol} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至 $3\,464 \text{ mol} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 但统计分析表明除降水因素以外, 地形也是控制风化输出通量的关键因素。热带地区硅的输出还受植物影响^[35]。据估算, 河流每年运移大概 5.1 Tmol ($1 \text{ T}=10^{12}$) 的硅进入海洋, 是海洋中最大的硅源, 其贡献占比约 80%^[36]。因此, 硅的陆地迁移以及对维持海洋生态平衡作用依然是未来的研究热点。

表 1 全球不同气候带的硅径流输出通量

Table 1 Global dissolved silicon export fluxes in the different climate zones

气候带 Climatic zone	国家 Country	研究区域 Study area	降水量 Rainfall/ (mm·a ⁻¹)	硅输出通量 Dissolved silicon export fluxes/ (mol·hm ⁻² ·a ⁻¹)	参考文献 References
热带 Tropics	美国	Rio Icacos 流域	4 303	8 067	[37]
		Quebrada Sonadora 流域	4 377	2 967	[37]
		Quebrada Toronja 流域	3 147	5 350	[37]
		Luquillo 实验林	4 200	4 929	[38]
		夏威夷流域	2 500	150~5 400	[35]
	印度尼西亚	Gunung Gadut 流域	4 764	14 550	[32]
亚热带 Subtropics	中国	皖南小流域	1 585	1 789~1 903	[31,39]
	美国	Calhoun 实验林	1 170	616	[40]
	智利	Pan de Azúcar 站点	10	57	[34]
Santa Gracia 站点		88	750	[34]	
La Campana 站点		438	3 464	[34]	
温带 Temperate	美国	King Range 流域	1 250	750	[41]
		San Dimas 实验林	678	16~749	[42]

zone		Hubbard Brook 流域	1 263	628~646	[43-44]
		Coast Range 流域	1 700	3 821	[45]
		South Cascade Glacier 流域	4 500	280~1 090	[46]
		Loch Vale 流域	875	154	[47]
	智利	Nahuelbuta 站点	1 092	714	[34]
	日本	Mt. Kasuga 流域	1 316	2 714	[48]
		Yata Hill 流域	1 316	2 800	[48]
		Iu River 流域	1 957	4 133~6 117	[32]
	法国	Montiers 站点	1 069	739~979	[49]
寒带	冰岛	冰岛 19 个流域	400~4 000	2 417~14 700	[33]
Frigid	美国	Sagavanirktok 流域		142	[50]
zone		Atigun 流域		132	[50]
		Slate 流域		226	[50]
		Tolovana 流域	/	303	[50]
		Chena at Two Rivers 流域		488	[50]
		Chena at Fairbanks 流域		437	[50]
		Salcha 流域		448	[50]

3 硅迁移与土壤发生演变

3.1 土壤中硅的赋存形态

土壤是矿物风化的直接产物，又是硅迁移转化的主要反应场所，明确土壤中硅的赋存形态是理解地表系统中硅地球化学循环的基础。土壤硅库可分为固相和液相两大类型，其中固相硅库可划分为矿物硅库和生物硅库^[51]。矿物硅库主要由四个部分构成：（1）成土母质继承而来的原生硅酸盐矿物；（2）成土作用形成的次生矿物（如黏土矿物）；（3）次生微晶矿物；（4）短序的无定形矿物^[2]。土壤次生硅酸盐矿物以黏土矿物与短序矿物为主。目前，原生硅酸盐矿物风化、次生矿物生成及其溶解转化过程仍缺乏有效的测定方法，难以直接量化次生硅酸盐矿物的形成速率。土壤生物硅库可来自植物中的植硅体、动物（如海绵骨针）、微生物以及硅藻，其中植物来源的硅为生物硅库的主体，主要以无定形二氧化硅（ $\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ）的形式存在于土壤中。

3.2 土壤脱硅与复硅

土壤的形成与演化过程始终伴随着硅的迁移，硅含量及其动态变化是表征土壤发育程度的重要指标。硅在土壤中的迁移包括土体内部硅的淋失迁出（脱硅过程）以及外源硅输入（复硅过程）两大过程。

脱硅富铝化是在高温多雨的气候条件下，土壤硅酸盐矿物风化释放的可溶性硅大量淋失，导致铁铝氧化物在土体内相对富集的过程。虽然脱硅富铝化是热带地区的主导成土过程，但土壤脱硅现象存在于全球所有湿润气候区。土壤脱硅速率受成土母质、温度、水文条件等因素的综合影响。同时，土壤发育年限也是影响脱硅进程的重要因素，随着成土过程的持续，土壤原生矿物不断耗竭，脱硅速率呈逐步衰减趋势^[52]。除自然成土过程外，人为活动是驱动农业土壤脱硅关键因素。农业集约化种植过程中，作物收获导致植物硅持续输出。若缺乏秸秆还田等归还措施，土壤有效生物硅库将持续消耗，面临亏缺退化风险。

土壤复硅是脱硅的逆过程，其物源主要包括大气干湿沉降、植物凋落物归还及景观侧向硅迁移。大气干湿沉降的硅输入量通常较低，其中湿沉降硅通量通常低于 $71 \text{ mol} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ，

而远源大气干沉降是热带贫硅土壤表层硅酸盐矿物重要的外源硅补给途径^[51-53]。植物凋落物归还还是各类生态系统中最普遍且通量最大的复硅途径。热带雨林生态系统中,植硅体每年释放的硅可达 $54\sim70\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 约为本区域当前硅酸盐矿物风化释放量的 2 倍^[54]。稻田长期定位试验表明, 秸秆还田可补偿农田 43%~60% 的硅输出损失^[55]。草地和农业生态系统中禾本科植物硅含量较高, 可在草地土壤中形成储量可观的生物硅库 ($30\sim101\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$), 凋落物与残茬持续归还成为维持土壤硅库稳态的关键机制^[56-57]。植物硅循环驱动的复硅过程在矿物硅缺乏的高度发育土壤中尤其重要。基于 200 万年土壤年代序列研究发现, 在原生矿物近乎耗竭的老龄土壤中, 植物强生物循环可将硅持续归还至表层, 逐渐替代地球化学风化过程, 成为维系土壤硅库平衡的主导途径, 构成生态系统内部重要的内源复硅机制^[58]。目前对全球不同生态系统复硅通量的定量研究较少, 不同气候带与土地利用方式下土壤脱硅与复硅相对强度的系统对比与深入解析亟待研究。

3.3 土壤酸化与硅循环

土壤对 H^+ 的缓冲过程主要包括矿物风化与阳离子交换两种机制。硅酸盐矿物风化通过消耗 H^+ 并释放盐基离子, 从根本上补充土壤盐基储量, 减缓酸化进程。阳离子交换虽然表面上中和了 H^+ , 却会不断降低土壤盐基饱和度, 反而加剧土壤长期酸化的趋势^[59]。因此, 准确区分两者对 H^+ 的消耗是精确估算土壤酸化速率的前提。

基于硅的地球化学特性, 水溶性硅 (DSi) 可作为定量矿物风化贡献的天然指标。硅酸盐矿物风化是土壤溶液中 DSi 的主要来源, 而阳离子交换过程并不伴随硅释放。因此, 利用矿物风化过程中盐基离子与硅的释放比值 ($\text{BC}:\text{Si}$), 结合流域内硅、盐基离子和 H^+ 的循环通量, 可定量区分矿物风化与阳离子交换对 H^+ 消耗的贡献。Yang 等^[30]在亚热带森林流域研究发现, 硅酸盐矿物风化消耗的 H^+ 约占土壤 H^+ 总输入量的 46%, 真正带来酸化的 H^+ 仅为净输入量的 54%。值得注意的是, $\text{BC}:\text{Si}$ 并非恒定常数, 而是随土壤矿物类型和风化程度发生变化^[60-61]。

土壤酸化是制约农业生产的主要问题之一, 全球约有 40%~50% 的耕地受到酸化的影响^[62]。施用硅酸盐矿物在缓解酸化的同时, 还可实现碳封存, 其养分释放过程平缓而持久。此外, 铝毒是酸性土壤中限制植物生长的重要胁迫因子, 硅酸盐矿物风化一方面通过消耗 H^+ 提高 pH 改变铝的存在形态; 另一方面, 风化释放的盐基离子可抑制植物根系对铝的吸收和积累, 释放的硅酸则能与铝形成稳定的羟基铝硅酸盐复合物, 从而降低土壤溶液中活性铝的浓度。当前, 日益加剧的酸沉降不可避免地加速硅酸盐矿物的风化, 而风化又会中和酸沉降, 从而减缓土壤的酸化趋势。但关于酸沉降与硅酸盐矿物风化二者之间的交互作用强度及内在机制, 尚有待进一步研究。

4 硅的生物地球化学循环

4.1 植物硅的吸收机制

植物吸收土壤溶液中单硅酸 (H_4SiO_4), 经维管束传送, 在细胞内腔及胞间组织内通过同化代谢作用, 形成水合非晶质二氧化硅颗粒 ($\text{SiO}_2\cdot n\text{H}_2\text{O}$), 即植硅体。植硅体是高等植物体内的主要硅物质形式, 占植物总硅含量的 90% 以上。植物中的硅含量范围为 0.1%~16%^[31-63], 存在 2 个数量级的差异。

植物对硅的吸收主要有 3 种机制: 主动、被动和排斥, 这与植物的种类有关。高等植物依据硅富集能力可划分为高富集、中富集以及非富集三类。高硅富集植物对 DSi 的吸收速率高于水分蒸腾速率, 表现为主动吸收特征, 植株硅含量占干重比例大于 0.5%; 中等硅富集植物随蒸腾水流被动吸收 DSi , 体内硅含量约为 0.5%^[64]。非富集植物有更低的 Si 含量, 可

通过生理机制有效抑制硅的吸收。通常认为水稻、竹子、甘蔗、草等为富硅植物,而双子叶植物多为非富硅植物。但 Hodson 等^[3]通过汇总 735 种植物叶片及非木质组织硅含量数据发现,单子叶与双子叶植物中均存在硅富集物种,且木本植物硅富集潜力更高,说明目前学界尚未形成统一的植物硅富集分类标准。已有研究在典型富硅植物中鉴定出调控硅主动吸收的关键基因^[65],但低硅富集植物是否存在主动吸硅途径仍不明确。因此,植物吸收硅的机理、影响因素以及不同植物对硅迁移的贡献仍有待进一步深入研究。

4.2 植物硅循环

全球陆地植物储存的硅构成了一个大的硅库。据估算陆地植物吸收硅量为 $(60\sim 200) \times 10^{12} \text{ mol} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[66],与海洋生物的硅吸收量在同一个数量级上。然而,陆地植物硅循环尚缺乏深入的研究。

植物通过枯枝落叶归还土壤的植硅体成为硅循环的重要组成部分。印度南部的穆尔霍尔流域的研究表明,每年落叶循环的硅通量是输入到河流的 10 倍~15 倍^[67]。Gérard 等^[68]采用物质平衡计算表明,温带林地 60%的硅循环由植物主导。在富含原生硅酸盐矿物的亚热带地区,植物硅主导的循环通量与硅酸盐的化学风化量相当^[31]。而在硅酸盐矿物匮乏的热带夏威夷地区,植物过程对硅迁移的贡献超 70%^[54]。西澳大利亚长达 200 万年的土壤年代序列研究发现,随着土壤长期演化,陆地硅循环已由地球化学风化主控逐步转变为生物过程主导模式^[58]。

植物与土壤之间活跃的硅循环,不仅对陆地和海洋生态系统的硅养分平衡至关重要,还会影响土壤的发生发育。土壤中生物硅(主要是植物成因的硅)含量通常为 0.2%~3%^[31, 54, 69-70],部分可达 20%,局部可高达 43%^[69]。热带雨林、热带岛屿、半干旱草原的土壤中生物硅含量通常较高^[69]。尤其是在热带高度风化、缺少硅酸盐矿物的土壤中,植物硅成为土壤和径流水中的重要硅源^[35, 51]。此外,植物硅还可参与土壤次生黏土矿物(高岭石)的形成过程,对土壤矿物演化具有一定贡献。已有研究为了更清楚地了解植物硅循环,往往选择含有少量可风化硅酸盐的地区,虽能够凸显植硅体在土壤硅循环与径流硅输出中的作用,但也易造成植物硅贡献被高估。因此,关于全球尺度上植物硅循环对硅迁移以及土壤发生演变的整体影响机制,目前仍缺乏系统定论。

4.3 植硅体的稳定性

土壤中植硅体的稳定性直接关系到植物硅的再循环潜力,同时影响对水体硅含量、矿物风化及土壤形成速率的准确估算。目前学界关于植硅体溶解难易程度仍存在争议。一种观点认为植硅体溶解度低,在土壤中具有长期稳定性。例如,在很多沉积层中发现植硅体,考古与古环境研究可利用植硅体中的碳进行放射性测年,开展古气候与古环境演变重建(图 1 和图 2)。还可通过古遗址埋藏水稻植硅体的 ^{14}C 测年推断水稻遗存年代^[71]。因此,植硅体是古环境研究的一个重要指标。另一种观点认为植硅体易溶,其溶解速率较硅酸盐矿物高一个数量级^[72]。Frayse 等^[73]研究表明土壤植硅体的溶解度与玻璃质硅石相当,是石英的 17 倍。Conley 等^[74]对新英格兰极度退化森林的研究发现,大量植物残体富集区域的土壤水溶性硅输出明显增加。夏威夷玄武岩流域也观测到,河水 DSi 主要来源于植物硅的溶解释放^[35]。这些研究表明,植硅体相较于土壤矿物更易溶解,是流域径流硅输出的主要贡献源。Alexandre 等^[54]对刚果热带雨林的研究表明,约有 92%的生物硅参与快速循环,而仅有 8%稳定埋藏于土壤中。可见,土壤中的植物硅有易溶的活性部分和稳定的惰性部分。植硅体的溶解性和稳定性受气候、土壤属性、植被类型等外在因素以及植硅体自身的比表面积、铝元素含量、水合状态、年龄、表层包覆有机质等内在属性影响。早期的研究表明,铝含量影响植硅体的溶解性。但 Fraysse 等^[72]对比落叶松、木贼、榆树、蕨类以及四种禾本科植物中的植硅体,发现尽管其铝含量差异达到 1 个数量级,但在水溶液中表现出相似的溶解度。植硅体内铝对植硅体溶解度的影响机制尚不明确。因此,植硅体溶解速率及其稳定性的主控环境因子与内在

机理, 仍有待开展更为系统和深入的研究。

4.4 植硅体固碳

植物硅循环与全球碳循环密切相关。植硅体碳 (Phytolith Occluded Carbon, PhytOC) 由植硅体将部分有机碳封存在植物细胞内形成, 一般占植硅体重量的 0.2%~5.8% [75]。Parr 和 Sullivan^[70] 研究结果表明, 在有机质分解过程中, PhytOC 在部分排水良好的特定土壤层位中的残留比例极高, 最高可占土壤总碳的 82%。该研究基于甘蔗植硅体的稳定性及其碳含量, 推算出全球土壤长期富集的碳中, 约 15%~37% 由植硅体固定, 提出植硅体固碳是陆地生态系统固碳的重要过程。但需注意的是, 甘蔗是富硅植物, 这样外推可能会高估土壤中植硅体的固碳量。Song 等^[76-77] 分别以 1.5% (草地) 和 3% (农田) 作为 PhytOC 含量均值, 对全球尺度下的植硅体碳汇潜力进行估算, 认为 PhytOC 在缓解全球气候变暖方面具有重要作用。但 Reyerson 等^[78] 以 0.3% 作为 PhytOC 含量估算的全球草地 PhytOC 封存通量 ($C\ 4.1 \times 10^4\ t \cdot a^{-1}$) 显著低于 Song 等^[76] 的估算值 (折合 C 约 $1.1 \times 10^7\ t \cdot a^{-1}$), 并据此认为 PhytOC 在全球尺度上的碳汇贡献可能微不足道。上述研究结论的差异表明, 目前植硅体固碳量由于采用的 PhytOC 含量和植硅体稳定系数不同使得估算仍存在很大不确定性。因此, 要实现植硅体固碳量的准确估算, 亟需针对不同气候区不同植被类型, 开展植硅体碳含量、储量、稳定性及封存效率的系统性研究。

4.5 硅与作物抗逆性

硅是植物生长过程中非常重要的元素之一, 可有效缓解生物胁迫与非生物胁迫危害。这是因为硅能提升光合效率, 促进植物生长, 改善细胞壁的延展性, 加固细胞壁结构, 进而增强作物的机械强度与抗倒伏能力, 提升植株对病虫害和病菌的抵抗力, 显著提高植物对于干旱和重金属等逆境的耐受性。此外, 硅酸盐可作为土壤重金属高效钝化剂, 通过形成难溶性沉淀物固定土壤重金属。在水稻镉污染调控中, 硅可强化根系细胞壁对镉的固持作用, 阻滞镉向地上部转运, 抑制植株对镉的吸收累积; 同时可显著降低植株体内镉含量。这是因为硅能刺激根分泌物的产生, 从而螯合重金属并减少根对金属的吸收及根部向地上部的转移^[79]。因此, 硅在重金属污染农田修复、作物重金属累积调控及农产品品质提升方面, 已成为当前农业与环境领域的研究热点。

硅酸盐矿物目前已逐步发展为农业领域新型矿物肥料。硅酸盐矿物经风化作用, 不仅能够向土壤供给硅素营养, 还可将钾、钙、镁等矿质元素以离子形态释放至土壤溶液, 转化为植物可直接吸收利用的有效养分。大量田间试验证实, 硅酸盐岩粉可有效替代部分化学肥料, 实现作物增产提质^[23]。挪威草地施用富含黑云母与霞石的硅酸盐岩粉, 表现出显著的钾素缓释效应, 即便停止施用, 仍可在数年持续满足草地生长的钾素需求, 肥效长且稳定^[80]。Kelland 等^[81] 向农业黏壤土中施加 $100\ t \cdot hm^{-2}$ 的玄武岩粉末, 在不额外施加磷肥和钾肥的条件下, 使高粱的产量提升 21%。因此, 硅酸盐矿物在现代农业中的资源化利用已成为全球农业领域的新兴研究热点与发展方向。

5 硅迁移的同位素示踪

传统的静态和动态研究方法难以揭示土壤中硅迁移的机理。近年来的研究表明, 硅在自然界的迁移过程中会发生动力学分馏, 岩石、土壤、植物、水体的硅同位素值具有一定差异^[63, 82-83]。化学风化过程中, 矿物的溶解沿着矿物晶体表面或裂隙逐层进行, 这一过程没有可分辨的硅同位素分馏。溶解态的硅在黏土矿物形成、植物吸收、植物体内沉淀以及径流迁移的过程中发生明显的分馏。亚热带花岗岩地区的研究数据显示, 岩石的硅同位素 ($\delta^{30}Si$) 均值为 -0.1‰; 土壤 (全土) 的 $\delta^{30}Si$ 均值为 -0.2‰, 植物的 $\delta^{30}Si$ 均值为 -0.5‰, 水体的 $\delta^{30}Si$ 均

值为+1.5‰^[83]。可见,花岗岩、土壤、植物的 $\delta^{30}\text{Si}$ 平均值均为负值,水体为较大的正值。

黏土矿物形成的过程中,轻硅(^{28}Si)优先聚合,与铝等元素结合形成黏土矿物沉淀下来,致使土壤不同粒级组分硅同位素组成存在差异,土壤黏粒 $\delta^{30}\text{Si}$ 为负值^[83]。土壤发育越强,黏粒含量越高, $\delta^{30}\text{Si}$ 值越负,说明黏粒含有更多的 ^{28}Si ^[82-83]。黏土矿物 ^{28}Si 的富集程度取决于黏土矿物形成时的硅同位素分馏系数,但该系数在不同矿物—溶液体系中差异较大。研究表明,其分馏程度随次生矿物类型变化,并随优势黏土矿物由伊利石、绿泥石向蒙脱石、高岭石过渡而增大^[84]。目前许多黏土矿物的硅同位素分馏系数未知^[85],这是未来进一步探索的重要内容之一。

植物对硅的吸收与归还是土壤硅同位素分馏的另一重要方面。植物吸收优先利用土壤溶液中的 ^{28}Si ^[63],而硅在植物体内迁移发生二次分馏, ^{28}Si 优先在组织内沉淀。植硅体溶解亦伴随硅同位素分馏,使植物硅在循环过程中进一步加剧体系同位素分异。土壤黏粒和植物富集轻硅,重硅(^{30}Si)则留存于溶液中,随着地表及地下径流进入水体,使水体 $\delta^{30}\text{Si}$ 为正值。因此,硅同位素在生物地球化学循环中的自然分馏规律可为示踪硅元素地表迁移与转化过程提供可靠的理论依据与技术手段。

测定技术的进步为硅同位素的示踪应用提供了重要基础。多接收电感耦合等离子体质谱(MC-ICP-MS)的应用使得目前 $\delta^{30}\text{Si}$ 的长期测定精度已优于 $\pm 0.1\%$,土壤、沉积物等介质的高精度硅同位素分析得以实现^[86]。由于测定精度的提升,硅同位素对土壤发育与硅迁移过程的示踪能力得以体现。已有研究表明,强发育土壤上生长的植物 $\delta^{30}\text{Si}$ 值大于弱风化土壤^[76],说明土壤的发育程度控制了植物的 $\delta^{30}\text{Si}$ 值。黏粒的硅同位素可以有效鉴别黏土矿物的再合成过程^[83]。因此,硅同位素可作为有效示踪手段,用于解析土壤硅酸盐矿物溶解机理、黏土矿物次生演化过程,以及地表径流硅物质来源等科学问题。

尽管硅同位素已成为示踪硅迁移的有效手段,但其应用仍存在一定的局限性。土壤溶液的 $\delta^{30}\text{Si}$ 是矿物风化、次生黏土矿物形成、铁铝氧化物吸附、植物吸收和植硅体溶解等过程综合作用的结果。尤其在生物循环旺盛的强风化地区,植物吸收与作物移除对硅同位素信号的影响会叠加在矿物形成转化信号之上,使得各过程的定量贡献难以单独区分^[87]。同时,母岩、黏土矿物、地下水、土壤溶液及植物等端元的 $\delta^{30}\text{Si}$ 在空间上存在差异。例如同一区域内土壤溶液与深层地下水的 $\delta^{30}\text{Si}$ 均值可相差约 1‰^[87]。因此,在利用 $\delta^{30}\text{Si}$ 研究硅迁移过程时需结合 Ge/Si 比值、粒级端元及土地利用背景等信息综合判断。

6 总结与展望

近年来,国内外学者围绕硅酸盐矿物风化与硅迁移的过程、机理、通量变化、同位素示踪及环境效应等科学问题开展了大量研究,取得了系列重要成果,为深入解析地表系统硅循环、土壤发生演化规律及其生态环境响应机制奠定了坚实的理论与方法基础。但目前相关研究仍面临诸多科学难题,未来需重点聚焦以下四大研究方向开展深化探索。

1) 增强硅酸盐风化固碳过程、速率、机制及工程应用研究。在碳达峰、碳中和战略背景下,增强硅酸盐风化固碳已成为全球气候变化领域的重点研究方向。现有研究虽已建立增强硅酸盐风化固碳的全球理论估算模型,但实际生态系统中其固碳效率并非单纯由化学反应速率决定,而是显著受制于土壤环境条件与理化性质。气候条件、矿物组分、比表面积、土壤 pH 及生物活动等多重因子,共同调控硅酸盐风化速率与固碳效能。未来需深入阐释硅酸盐矿物—环境因子—土壤属性—微生物的协同风化机制,厘清风化过程、碳封存、土壤 pH 与微生物活性间的互馈关系,明晰无机碳与有机碳封存路径及长期稳定性,构建高精度硅酸盐风化固碳通量模拟模型。同时开展多区域、多生境对比研究,推动硅酸盐风化固碳从实验室

机理研究迈向可验证、可推广、可持续的工程化应用,为“双碳”目标落地提供技术支撑。

2) 植硅体稳定性多因子调控机制与植硅体碳封存通量精准评估。植硅体的溶解释放过程受自身形貌结构、元素组成等内在属性,以及土壤 pH、水分、温度、微生物活动等外在环境因子共同调控。未来需从微观机理与宏观尺度相结合的视角,系统揭示植硅体溶解演化规律。依托高分辨透射电镜、原子力显微镜、X 射线光电子能谱、核磁共振及同步辐射等高精度表征技术,聚焦植硅体纳米孔隙、表面缺陷、硅氧四面体聚合度及铝铁掺杂效应,解析原子尺度下植硅体溶解与钝化机理;原位监测植硅体—土壤界面的硅释放、碳矿化及表面吸附—沉淀动态,阐明水分、酸碱度、氧化还原条件对界面反应的调控机制。通过多气候带、多植被类型的长期野外定位观测,结合硅、碳同位素示踪技术,量化环境变化背景下植硅体碳的周转速率与稳定性演变,为全球植硅体碳汇潜力的精准估算提供基础数据支撑。

3) 障碍性土壤改良中硅迁移修复机理与作物协同提质机制研究。系统厘清硅酸盐矿物风化在障碍性土壤改良中的作用过程、调控机理及长期生态效应,是酸化土壤与重金属污染土壤治理的核心科学问题。针对酸化土壤,重点揭示酸化胁迫下硅酸盐矿物微界面风化机制,阐明质子消耗、盐基离子释放动力学特征,解析无定形硅与活性铝离子互作规律,明晰硅—铝—碳耦合固存内在机制,定量评估矿物风化对土壤 pH 的长期缓冲效能。针对重金属污染土壤,聚焦硅介导重金属钝化的微观机理,阐明硅通过调控土壤酸碱度、界面络合作用及根际微环境,实现重金属选择性固持的内在规律,明确硅与铁锰氧化物、土壤黏粒共沉积机制及根际铁膜的调控效应。依托长期田间定位试验,探究多重金属复合污染下硅调控的协同与拮抗作用,厘清土壤环境因子的影响机制,综合评估硅酸盐改良技术的生态效益,为硅调控技术的规模化田间应用提供理论依据与技术范式。

4) 关键带视角下岩石—土壤—植物—水体—大气连续体硅迁移转化规律研究。以地球关键带理论为框架,系统剖析多圈层耦合下硅的迁移转化与分配特征。完善硅同位素高精度测试技术体系,构建全球典型生态区硅同位素端元数据库,实现硅同位素分馏过程定量模拟;依托硅同位素示踪技术,反演不同气候带矿物风化强度与黏土演化规律,服务古环境重建及关键带地表过程整合,深化土壤风化与成土过程定量化研究。利用硅同位素溯源作物硅源,量化硅肥转化利用率与作物吸收效率,为定制化精准施硅和农业提质增效提供理论指导。深入探究硅迁移对土壤发生发育的驱动作用,既可丰富基础土壤学与土壤地球化学研究数据,又能阐明成土过程中硅的迁移演化机理及现代环境下土壤演变趋势,为全球硅生物地球化学循环研究提供土壤学理论支撑。

参考文献 (References)

- [1] Deer W A, Howie R A, Wise W S, et al. Rock-forming minerals. Volume 4B: Framework silicates: Silica minerals, feldspatoids and the zeolites[M]. 2nd ed. London: Geological Society, 2004.
- [2] Sommer M, Kaczorek D, Kuzyakov Y, et al. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes—A review[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2006, 169(3): 310-329.
- [3] Hodson M J, White P J, Mead A, et al. Phylogenetic variation in the silicon composition of plants[J]. Annals of Botany, 2005, 96(6): 1027-1046.
- [4] Liang Y C, Nikolic M, Bélanger R, et al. Silicon in agriculture: From theory to practice[M]. New York, USA: Springer Netherlands, 2015.
- [5] Duan L, Hao J M, Ye X M, et al. Study on weathering rate of soil in China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2000, 20(S1): 1-7. [段雷, 郝吉明, 叶雪梅, 等. 中国土壤风化速率研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(S1): 1-7.]
- [6] Hangx S J T, Spiers C J. Reaction of plagioclase feldspars with CO₂ under hydrothermal conditions[J]. Chemical Geology, 2009, 265(1/2): 88-98.
- [7] Rosenbauer R J, Thomas B, Bischoff J L, et al. Carbon sequestration *via* reaction with basaltic rocks: Geochemical modeling

and experimental results[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2012, 89: 116-133.

[8] Gudbrandsson S, Wolff-Boenisch D, Gislason S R, et al. An experimental study of crystalline basalt dissolution from $2 \leq \text{pH}$ and temperatures from 5 to 75 °C[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2011, 75(19): 5496-5509.

[9] White A F, Brantley S L. The effect of time on the weathering of silicate minerals: Why do weathering rates differ in the laboratory and field?[J]. *Chemical Geology*, 2003, 202(3/4): 479-506.

[10] Klaminder J, Lucas R W, Futter M N, et al. Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting?[J]. *Forest Ecology and Management*, 2011, 261(1): 1-9.

[11] Sak P B, Fisher D M, Gardner T W, et al. Rates of weathering rind formation on Costa Rican basalt[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2004, 68(7): 1453-1472.

[12] Augustin F, Houle D, Gagnon C, et al. Evaluation of three methods for estimating the weathering rates of base cations in forested catchments[J]. *Catena*, 2016, 144: 1-10.

[13] Velbel M A, Price J R. Solute geochemical mass-balances and mineral weathering rates in small watersheds: Methodology, recent advances, and future directions[J]. *Applied Geochemistry*, 2007, 22(8): 1682-1700.

[14] Deng K, Yang S Y, Guo Y L. A global temperature control of silicate weathering intensity[J]. *Nature Communications*, 2022, 13: 1781.

[15] Braun J J, Ngoupayou J R N, Viers J, et al. Present weathering rates in a humid tropical watershed: Nsimi, South Cameroon[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2005, 69(2): 357-387.

[16] Carey J C, Fulweiler R W. Human appropriation of biogenic silicon—the increasing role of agriculture[J]. *Functional Ecology*, 2016, 30(8): 1331-1339.

[17] Walker J C G, Hays P B, Kasting J F. A negative feedback mechanism for the long-term stabilization of earth's surface temperature[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1981, 86(C10): 9776-9782.

[18] Schwartzman D, Volk T. When soil cooled the world[J]. *New Scientist*, 1991, 131: 33-36.

[19] Berner R A, Kothavala Z. GEOCARB III: A revised model of atmospheric CO₂ over Phanerozoic time[J]. *American Journal of Science*, 2001, 301(2): 182-204.

[20] Zhang S R, Bai X Y, Zhao C W, et al. Global CO₂ consumption by silicate rock chemical weathering: Its past and future[J]. *Earth's Future*, 2021, 9(5): e2020EF001938.

[21] Schuiling R D, Krijgsman P. Enhanced weathering: An effective and cheap tool to sequester CO₂[J]. *Climatic Change*, 2006, 74(1): 349-354.

[22] Hartmann J, West A J, Renforth P, et al. Enhanced chemical weathering as a geoengineering strategy to reduce atmospheric carbon dioxide, supply nutrients, and mitigate ocean acidification[J]. *Reviews of Geophysics*, 2013, 51(2): 113-149.

[23] Beerling D J, Kantzas E P, Lomas M R, et al. Potential for large-scale CO₂ removal via enhanced rock weathering with croplands[J]. *Nature*, 2020, 583(7815): 242-248.

[24] Xu T T, Li H W, Vicca S, et al. Enhanced rock weathering promotes soil organic carbon accumulation: A global meta-analysis based on experimental evidence[J]. *Global Change Biology*, 2025, 31(9): e70483.

[25] Goll D S, Ciais P, Amann T, et al. Potential CO₂ removal from enhanced weathering by ecosystem responses to powdered rock[J]. *Nature Geoscience*, 2021, 14(8): 545-549.

[26] Gao W B, Chen Y, Wang H X. Enhanced silicate rock weathering—A new path of “carbon neutrality”[J]. *Advances in Earth Science*, 2023, 38(2): 137-150. [高伟斌, 陈旻, 王浩贤. 增强硅酸盐岩风化——“碳中和”之新路径[J]. *地球科学进展*, 2023, 38(2): 137-150.]

[27] Dupla X, Bertagni M B, Grand S. Three years of field trials indicate a sustained enhanced rock weathering signal with limited CO₂ removal[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(48): 25751-25764.

[28] Zhang B Q, Kroeger J, Planavsky N, et al. Techno-economic and life cycle assessment of enhanced rock weathering: A case study from the Midwestern United States[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(37): 13828-13837.

[29] Cong L H, Lu S Y, Jiang P, et al. Harnessing enhanced rock weathering for carbon neutrality: Potential and challenges in

China[J]. Earth-Science Reviews, 2025, 271: 105309.

[30] Yang J L, Zhang G L, Huang L M, et al. Estimating soil acidification rate at watershed scale based on the stoichiometric relations between silicon and base cations[J]. Chemical Geology, 2013, 337: 30-37.

[31] Yang J L, Zhang G L. Silicon cycling by plant and its effects on soil Si translocation in a typical subtropical area[J]. Geoderma, 2018, 310: 89-98.

[32] Rasyidin A, Wakatsuki T. Characterization of precipitation and river water chemistry for measuring rates of weathering and soil formation in Iu river watershed, southwestern Japan[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 1994, 40(2): 319-332.

[33] Gislason S R, Arnórsson S, Ármannsson H. Chemical weathering of basalt in southwest Iceland: Effects of runoff, age of rocks and vegetative/glacial cover[J]. American Journal of Science, 1996, 296(8): 837-907.

[34] Oeser R A, von Blanckenburg F. Do degree and rate of silicate weathering depend on plant productivity?[J]. Biogeosciences, 2020, 17(19): 4883-4917.

[35] Derry L A, Kurtz A C, Ziegler K, et al. Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds[J]. Nature, 2005, 433(7027): 728-731.

[36] Tréguer P, Nelson D M, Van Bennekom A J, et al. The silica balance in the world ocean: A reestimate[J]. Science, 1995, 268(5209): 375-379.

[37] McDowell W H, Asbury C E. Export of carbon, nitrogen, and major ions from three tropical montane watersheds[J]. Limnology and Oceanography, 1994, 39(1): 111-125.

[38] Riebe C S, Kirchner J W, Finkel R C. Long-term rates of chemical weathering and physical erosion from cosmogenic nuclides and geochemical mass balance[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2003, 67(22): 4411-4427.

[39] Huang L M, Zhang G L, Yang J L. Weathering and soil formation rates based on geochemical mass balances in a small forested watershed under acid precipitation in subtropical China[J]. Catena, 2013, 105: 11-20.

[40] Markewitz D, Richter D D. The bio in aluminum and silicon geochemistry[J]. Biogeochemistry, 1998, 42(1): 235-252.

[41] Chadwick O A, Brimhall G H, Hendricks D M. From a black to a gray box—A mass balance interpretation of pedogenesis[J]. Geomorphology, 1990, 3(3/4): 369-390.

[42] Johnson-Maynard J L, Graham R C, Shouse P J, et al. Base cation and silicon biogeochemistry under pine and scrub oak monocultures: Implications for weathering rates[J]. Geoderma, 2005, 126(3/4): 353-365.

[43] Wakatsuki T, Rasyidin A. Rates of weathering and soil formation[J]. Geoderma, 1992, 52(3/4): 251-263.

[44] Likens G E, Bormann F H, Pierce R S, et al. Biogeochemistry of a forested ecosystem[M]. New York: Springer-Verlag, 1995.

[45] Anderson S P, Dietrich W E, Brimhall G H Jr. Weathering profiles, mass-balance analysis, and rates of solute loss: Linkages between weathering and erosion in a small, steep catchment[J]. Geological Society of America Bulletin, 2002, 114(9): 1143-1158.

[46] Axtmann E V, Stallard R F. Chemical weathering in the South Cascade Glacier basin, comparison of subglacial and extra-glacial weathering[C]//Biogeochemistry of seasonally snow-covered catchments. Great Yarmouth: International Association of Hydrological Sciences, 1995: 228: 431-439.

[47] Mast M A, Drever J I, Baron J. Chemical weathering in the Loch Vale Watershed, Rocky Mountain National Park, Colorado[J]. Water Resources Research, 1990, 26(12): 2971-2978.

[48] Abe S S, Harada T, Okumura H, et al. Comparing rates of rock weathering and soil formation between two temperate forest watersheds differing in parent rock and vegetation type[J]. Japan Agricultural Research Quarterly, 2019, 53(3): 169-179.

[49] Turpault M P, Calvaruso C, Kirchen G, et al. Contribution of fine tree roots to the silicon cycle in a temperate forest ecosystem developed on three soil types[J]. Biogeosciences, 2018, 15(7): 2231-2249.

[50] Carey J C, Gewirtzman J, Johnston S E, et al. Arctic river dissolved and biogenic silicon exports—Current conditions and future changes with warming[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2020, 34(3): e2019GB006308.

[51] Zhang H Z, Yang J L, Sun Y Q, et al. Terrestrial biogeochemical silicon cycle in tropical regions: A review[J]. Pedosphere, 2026, 36(1): 39-57.

[52] He Y, Li D C, Velde B, et al. Clay minerals in a soil chronosequence derived from basalt on Hainan Island, China and its

- implication for pedogenesis[J]. *Geoderma*, 2008, 148(2): 206-212.
- [53] Li J W, Zhang G L, Ruan L, et al. Sr-Nd elements and isotopes as tracers of dust input in a tropical soil chronosequence[J]. *Geoderma*, 2016, 262: 227-234.
- [54] Alexandre A, Meunier J D, Colin F, et al. Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61(3): 677-682.
- [55] Puppe D, Kaczorek D, Schaller J, et al. Crop straw recycling prevents anthropogenic desilication of agricultural soil-plant systems in the temperate zone—Results from a long-term field experiment in NE Germany[J]. *Geoderma*, 2021, 403: 115187.
- [56] Haynes R J. The nature of biogenic Si and its potential role in Si supply in agricultural soils[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 245: 100-111.
- [57] Blecker S W, McCulley R L, Chadwick O A, et al. Biologic cycling of silica across a grassland bioclimesequence[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, 20(3): 2006GB002690.
- [58] de Tombour F, Turner B L, Laliberté E, et al. Plants sustain the terrestrial silicon cycle during ecosystem retrogression[J]. *Science*, 2020, 369(6508): 1245-1248.
- [59] Yang J L, Dong Y, Feng W L, et al. Proton production and consumption in red soil critical zone and their environmental effects: A review[J]. *Earth Science Frontiers*, 2025, 32(3): 231-247. [杨金玲, 董岳, 冯文澜, 等. 红壤关键带质子产生和消耗及其环境效应综述[J]. *地学前缘*, 2025, 32(3): 231-247.]
- [60] Zhao Y, Yang J L, Jia N, et al. Stoichiometry of base cations and silicon during weathering of a deep soil profile derived from granite[J]. *Pedosphere*, 2023, 33(5): 800-807.
- [61] Zhao Y, Yang J L, Xu Z, et al. Stoichiometry of base cations and silicon of cambosols derived from different parent materials as leached by simulated acid rain[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(5): 1456-1467. [赵越, 杨金玲, 许哲, 等. 模拟酸雨淋溶下不同母质发育雏形土矿物风化中的盐基离子与硅计量关系[J]. *土壤学报*, 2023, 60(5): 1456-1467.]
- [62] Kochian L V, Piñeros M A, Liu J P, et al. Plant adaptation to acid soils: The molecular basis for crop aluminum resistance[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2015, 66: 571-598.
- [63] Ding T P, Zhou J X, Wan D F, et al. Silicon isotope fractionation in bamboo and its significance to the biogeochemical cycle of silicon[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(5): 1381-1395.
- [64] Ma J F, Mitani N, Nagao S, et al. Characterization of the silicon uptake system and molecular mapping of the silicon transporter gene in rice[J]. *Plant Physiology*, 2004, 136(2): 3284-3289.
- [65] Ma J F, Tamai K, Yamaji N, et al. A silicon transporter in rice[J]. *Nature*, 2006, 440(7084): 688-691.
- [66] Conley D J. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1121.
- [67] Riotte J, Meunier J D, Zambardi T, et al. Processes controlling silicon isotopic fractionation in a forested tropical watershed: Mule Hole Critical Zone Observatory (Southern India)[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2018, 228: 301-319.
- [68] Gérard F, Mayer K U, Hodson M J, et al. Modelling the biogeochemical cycle of silicon in soils: Application to a temperate forest ecosystem[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(3): 741-758.
- [69] Clarke J. The occurrence and significance of biogenic opal in the regolith[J]. *Earth-Science Reviews*, 2003, 60(3/4): 175-194.
- [70] Parr J F, Sullivan L A. Soil carbon sequestration in phytoliths[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(1): 117-124.
- [71] Zuo X X, Lu H Y, Jiang L P, et al. Dating rice remains through phytolith carbon-14 study reveals domestication at the beginning of the Holocene[J]. *PNAS*, 2017, 114(25): 6486-6491.
- [72] Fraysse F, Pokrovsky O S, Schott J, et al. Surface chemistry and reactivity of plant phytoliths in aqueous solutions[J]. *Chemical Geology*, 2009, 258(3/4): 197-206.
- [73] Fraysse F, Pokrovsky O S, Schott J, et al. Surface properties, solubility and dissolution kinetics of bamboo phytoliths[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2006, 70(8): 1939-1951.
- [74] Conley D J, Likens G E, Buso D C, et al. Deforestation causes increased dissolved silicate losses in the Hubbard Brook Experimental Forest[J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(11): 2548-2554.

- [75] Song Z L, McGrouther K, Wang H L. Occurrence, turnover and carbon sequestration potential of phytoliths in terrestrial ecosystems[J]. *Earth-Science Reviews*, 2016, 158: 19-30.
- [76] Song Z L, Liu H Y, Si Y, et al. The production of phytoliths in China's grasslands: Implications to the biogeochemical sequestration of atmospheric CO₂[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(12): 3647-3653.
- [77] Song Z L, Parr J F, Guo F S. Potential of global cropland phytolith carbon sink from optimization of cropping system and fertilization[J]. *PLoS One*, 2013, 8(9): e73747.
- [78] Reyerson P E, Alexandre A, Harutyunyan A, et al. Unambiguous evidence of old soil carbon in grass biosilica particles[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(4): 1269-1286.
- [79] Adrees M, Ali S, Rizwan M, et al. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, 119: 186-197.
- [80] Bakken A K, Gautneb H, Sveistrup T, et al. Crushed rocks and mine tailings applied as K fertilizers on grassland[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 56(1): 53-57.
- [81] Kelland M E, Wade P W, Lewis A L, et al. Increased yield and CO₂ sequestration potential with the C4 cereal *Sorghum bicolor* cultivated in basaltic rock dust-amended agricultural soil[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(6): 3658-3676.
- [82] Ziegler K, Chadwick O A, Brzezinski M A, et al. Natural variations of $\delta^{30}\text{Si}$ ratios during progressive basalt weathering, Hawaiian Islands[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2005, 69(19): 4597-4610.
- [83] Yang J L, Zhang G L. Si cycling and isotope fractionation: Implications on weathering and soil formation processes in a typical subtropical area[J]. *Geoderma*, 2019, 337: 479-490.
- [84] Ling C, Liu Z F, Yu X, et al. Clay minerals control silicon isotope variations of fine-grained river sediments: Implication for the trade-off between physical erosion and chemical weathering[J]. *Chemical Geology*, 2024, 662: 122249.
- [85] Baldermann A, Brazier J M, Dietzel M, et al. Magnesium and silicon isotope fractionation during sepiolite precipitation at 25 °C[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2025, 410: 35-46.
- [86] Liu M R, Bai J H, Zhu G H, et al. Precise $\delta^{29/28}\text{Si}$ and $\delta^{30/28}\text{Si}$ determination by high-resolution MC-ICP-MS[J]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 2026, 41(2): 547-555.
- [87] López-Urzuá S, Derry L, Bouchez J. Quantifying the agricultural footprint on the silicon cycle: Insights from silicon isotopes and Ge/Si ratios[J]. *Biogeosciences*, 2025, 22(20): 6067-6095.

(责任编辑: 卢 萍)