

森林生态系统植硅体及其封存有机碳研究进展

李 双^{1,2} 盛茂银^{1,2*}

(¹贵州师范大学喀斯特研究院, 贵阳 550001; ²国家喀斯特石漠化治理工程技术研究中心, 贵阳 550001)

摘 要 森林生态系统作为陆地生态系统主体,是一个可再生循环系统,其在演变发育过程中,存储了大量环境变化的信息,在全球生态系统碳汇中占据重要地位。植硅体碳封存被认为是一种森林生态系统长期碳封存的途径,开展对森林生态系统植硅体及其封存有机碳的研究将对估算森林生态系统长期碳封存潜力,应对全球气候变暖有重要意义。本文综述了植硅体及其封存有机碳在植物-凋落物-土壤各个环节含量及存在形式的差异,探讨了其迁移变化规律。植硅体及其封存有机碳在不同环节之间的周转和含量受内、外部因素综合影响,具有不稳定性。由于对植硅体及其封存有机碳的量化研究较为缺乏,尤其是针对生态脆弱区,今后应加强植硅体及植硅体碳形成机理研究,估测植物不同器官碳封存量,增加研究的时空尺度,加强在生态脆弱区开展植硅体碳汇研究,为准确估算森林生态系统植硅体碳汇提供依据。

关键词 森林生态系统; 植硅体; 植硅体碳; 碳汇; 土壤

Research progress of phytolith and phytolith-occluded organic carbon in forest ecosystems.

LI Shuang^{1,2}, SHENG Mao-yin^{1,2*} (¹Institute of Karst Research, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China; ²National Engineering Research Center for Karst Rocky Desertification Control, Guiyang 550001, China).

Abstract: As the main part of terrestrial ecosystems, forest ecosystem is a renewable circulation system. In its evolution course, forest ecosystem stored a large number of the information of environmental changes, and plays an important role in the global carbon sink. Phytolith-occluded carbon (PhytOC) is considered as a pathway of long-term carbon sequestration in forest ecosystem. Research of phytolith and PhytOC in forest ecosystems is of great significance to estimate the long-term carbon sequestration potential of forest ecosystems and to address global warming. Here, we reviewed the differences in the content and existing forms of phytolith and PhytOC in plant, litter and soil, and their migration dynamics. The turnover and content of phytolith and PhytOC among different channels are stable as they are affected by both internal and external factors. Quantitative information on phytolith and PhytOC is lacking, especially for ecologically fragile areas. In the future, it is necessary to strengthen the study on the formation mechanism of phytolith and PhytOC, estimate carbon sequestration of different organs of plants, enlarge spatial and temporal scales, and intensify the study of PhytOC in ecologically fragile areas, so as to provide reference for accurate estimation of carbon sequestration in phytoliths in forest ecosystems.

Key words: forest ecosystem; phytolith; phytolith-occluded carbon (PhytOC); carbon sequestration; soil.

随着大气中 CO₂ 浓度的持续增加,全球气温在
不断升高,人们迫切寻找一种可以长期稳定的固定
大气中 CO₂ 的方法,碳循环作为生物地球化学循环

中最重要的一部分,在全球气候变化中发挥着重要
作用,也使其成为各研究组织关注的重点。森林生
态系统主要由植物和土壤组成,其中土壤碳库(约
1 m深度)大约可储存 1.6×10^{12} t 有机碳(Batjes,
1996)和 7.5×10^{11} t 无机碳(Eswaran *et al.*, 1995),地
上植被生态系统大约可储存 5.6×10^{11} t 碳(Lar,

国家自然科学基金项目(31660136)、贵州省科学技术基金重点项目
(20161414)资助。

收稿日期: 2019-02-27 接受日期: 2019-06-26

* 通讯作者 E-mail: shmoy@163.com

2003),这使得森林生态系统不仅能有效调节大气CO₂浓度,更在全球生态系统碳汇中占据极重要的地位(Yang *et al.*, 2018)。

植硅体(Phytoliths)俗称植物蛋白石(plant opal),是植物在生长过程中依靠根系吸收土壤中可溶性二氧化硅(SiOH₄,即单硅酸),在蒸腾等作用下,沉淀在植物的细胞壁、内腔和细胞壁间的无定形二氧化硅(Piperno, 1988; Lü *et al.*, 2002)。植硅体在植物体内形成过程中,常会将一定量的有机碳包裹其中,这部分碳称为植硅体封存有机碳(phytolith-occluded-carbon, PhytOC),也就是植硅体碳(PhytOC)(Parr *et al.*, 2005)。植硅体碳由于受到无定型硅的保护,能长期(数千年至万年)封存于土壤中(Song *et al.*, 2014, 2016)。因此,植硅体碳汇对森林生态系统乃至全球长期稳定的生物地球化学碳汇都具有重要意义。

植硅体及植硅体碳在森林生态系统和土壤系统研究中取得了一系列成果,但仅是对森林生态系统和土壤系统各自内部系统进行孤立的研究,仍缺乏植硅体在整个森林生态系统中的系统研究。为了促进森林生态系统植硅体及其植硅体碳研究工作的深入发展,本文从植硅体及其植硅体碳在森林-凋落物-土壤环节中的应用、迁移转化规律等方面,综述植硅体及其封存有机碳在森林生态系统的研究进展。

1 植硅体与植硅体碳

以往考古和古环境研究注重对植硅体组合和形态的探索,将其作为古气候代用指标,可近20年来对全球碳循环和低碳减排的重视,使得众多学者将注意力转移到了植硅体碳这一长期封存有机碳的机制上来,更多关于植硅体封存碳对陆地生态系统稳定碳固定方面的研究快速涌现,揭示了植硅体封存有机碳在全球生态系统碳汇中的重大贡献(Parr *et al.*, 2005, 2010)。

植硅体拥有耐酸、耐碱、耐高温、抗氧化以及理化性质稳定的特性(王永吉等, 1993; Stromberg, 2004),这使得受植硅体保护的植硅体碳相对于陆地生态系统中其他形式的有机碳而言更不易分解,而得以稳定的积累于土壤中;也有学者指出,植硅体碳与其他有机碳相比,不参与大气碳循环,这就使得植硅体碳避免混杂外部碳,成为储存在土壤中的一个安全碳汇(Parr *et al.*, 2005)。但不同植物之间或

同种植物不同品种之间植硅体的稳定性不尽相同,植硅体碳封存CO₂的能力存在差异性,这使得不同森林生态系统植硅体碳的储量和植硅体碳稳定性也有很大差异。

根据汪森(2013)的研究,全球森林生态系统预计有650 Gt的碳储量,其中44%储存在地上植被中、11%存在于森林凋落物中,剩余45%储存在森林土壤中。在森林生态系统中,土壤本身并不产生植硅体,植硅体主要是植物残体(主要以凋落物的形式)腐烂分解后释放到土壤表层,使植硅体碳保持于土壤中,化学性质非常稳定。凋落物是土壤积累植硅体的主要途径,是将植物与土壤联系起来的“纽带”(Han *et al.*, 2018),由于植硅体大小多在20~200 μm之间,因此,在森林生态系统中,植硅体能在植物-凋落物-土壤环节中迁移转化,并且释放到土表的植硅体还可以通过土壤空隙迁移到土壤下层,迁移距离可达2.2 m(Alexandre *et al.*, 1997; Fishkis *et al.*, 2010)。所以,对森林生态系统中植硅体及其封存碳迁移转化的探讨,实则是对森林-凋落物-土壤这一系统过程中二者的迁移转化进行分析(何珊瑚等, 2016)。

2 森林生态系统植硅体与植硅体碳研究现状

植硅体形成于植物体内,而植硅体成分又主要来源于土壤硅。土壤中的硅,存在形式多样且含量丰富,然而真正能被植物直接吸收利用的只有土壤溶液中的单硅酸及各种易于转化为单硅酸的盐类,即土壤有效硅(Babu *et al.*, 2016)。土壤中足够的有效硅可以为植被形成植硅体提供有利条件,进而增加植物的植硅体和植硅体碳产生通量(Guo *et al.*, 2015)。

具体来说,陆地植物在生长过程中,以溶解态单硅酸的形式通过主动、排斥和被动方式对土壤有效硅进行吸收利用,经过迁移转化以各种形态的植硅体保存在植物体内。当植物生长季结束,凋落物在表土腐烂分解,植物残体内的生物硅又返回表土,其中很大部分被其他植物再吸收利用,只有少部分能够存储在土壤中(Carter, 2000),土壤中植硅体含量的多少取决于生物凋落物量,其是土壤积累植硅体的主要途径(Han *et al.*, 2018)。而由于不同区域植被、水文、气候、地质等各种环境条件存在差异,也就导致不同类型土壤有效硅含量差异巨大,进而使得同一植物在不同土壤类型中植硅体含量也不尽

相同。

植硅体在土壤中的积累通常发生在植被-凋落物-土壤各个环节的周转过程中,王永吉等(1993)研究发现,植物中硅的含量最直接地反应了植硅体含量,植物中约有 90% 的硅以植硅体的形式存在,而只有当硅周转速率大于硅溶解的损失时,随着硅离子强度的增加,土壤中的植硅体才能得以保留下来(Nguyen *et al.*, 2019)。不同植物硅含量有所差异,即使在同一物种中,硅浓度在器官之间也由 4~15 倍不等。硅在各个环节的差异,使得植硅体在各个环节的含量和存在形式也会有所差异,何珊琼等(2016)就曾对热带、亚热带典型森林类型鲜叶-凋落物-土层各个环节植硅体及植硅体碳含量做了对比研究,结果表明其含量在不同环节差异较大且有一定相关性。

2.1 森林植被

植硅体是在植物体内形成的二氧化硅矿物,只要有植物的地方,不管是森林、耕地、草原或者湿地,都会产生植硅体,其中喜硅植物积累的植硅体更多。植硅体含量在植物生长初期较低,随植物的生长表现出逐渐增加的趋势,在不同的森林生态系统内,因为植被、水文、气候等环境条件各异,加之不同植物根系对溶解性硅吸收能力不同,不同种、属植物间的植硅体含量存在很大差异,导致其植硅体碳含量也有所不同(Motomura *et al.*, 2002)。植物作为植硅体及植硅体碳的最初来源,其植硅体碳的产生通量大小,直接决定着凋落层生物量的多少以及土壤植硅体碳的积累能力(张晓东, 2016)。

国内外学者已经对不同植物生态系统植硅体碳产生通量进行了研究。Parr 等(2010)估算了竹林的植硅体碳产生通量为 0.71 t · hm⁻² · a⁻²;李蓓蕾等(2014)对分布在热带和亚热带地区毛竹(*Phyl-*

lostachys pubescens)进行了研究,得出全国毛竹林的植硅体产生量约为 0.7~1.4 Tg · a⁻¹(1 Tg=10¹² g),若以植硅体中含碳量(3±1)%计算,那么全国毛竹大约可以固定 CO₂(76.1~152.5)×10⁶ kg · a⁻¹;Song 等(2013)通过对中国八大典型森林生态系统植硅体及植硅体碳进行研究,表明亚热带、热带竹林的植硅体平均产量、植硅体含量、植硅体碳产生通量以及植硅体碳产生量均为最高,其植硅体碳产生量高达 0.59×10⁶ t CO₂ · a⁻¹(表 1)。三者研究结果相近,都共同表明竹子作为典型的硅超富集禾本科植物,有较高的植硅体含量,竹林植硅体碳汇对森林生态系统碳汇有重要贡献。

表 1 中的热带雨林,在中国分布面积虽然最小,但因为热带雨林极大的地表净初级生产力,使得其植被植硅体含量和植硅体碳产生通量仅次于亚热带和热带竹林,分别为 25.1 g · kg⁻¹ 和 30.1 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻²;Yang 等(2018)研究得出中国北方森林(71.22×10⁶ hm⁻²)植硅体产生通量和速率分别为 22.26±1.9 kg CO₂ · hm⁻² · a⁻² 和 (0.48±0.20)×10⁶ t CO₂ · a⁻²,并指出北方人工林场通过植硅体每年能从大气中固定 141.44 t CO₂。Song 等(2013)估算了中国典型森林生态系统植硅体产生通量和植硅体碳产生速率,指出其植硅体碳产生通量平均值为 0.014 t · hm⁻² · a⁻²,中国森林生态系统植被的植硅体碳汇量为 1.7×10⁶ t CO₂ · a⁻²;这一些列研究都充分证明森林生态系统植硅体碳汇在全球生态系统植硅体碳汇中的重要性。

此外,不同气候带植物形成的植硅体含量存在差异,影响植硅体形成的因素错综复杂,包括水分、CO₂ 浓度、土壤盐碱浓度及土壤 pH 等(李仁成等, 2013),而且就生态结构来说,不同森林群落层次之间的硅含量也存在显著差异,这就使得与其相应的

表 1 中国主要森林类型植硅体碳汇量
Table 1 Estimated production of PhytOC in China's forests through tree leaf litter

森林类型	分布面积 (×10 ⁶ hm ²)	地上植被植硅体含量 (g · kg ⁻¹)	地上植被植硅体 碳产生通量 (kg CO ₂ · hm ⁻² · a ⁻¹)	地上植被植硅体 碳产生量 (×10 ⁶ kg CO ₂ · a ⁻¹)	参考文献
寒温带和温带针叶林	24.1	13.2	7.54	0.18	Song <i>et al.</i> , 2013
亚热带和热带针叶林	29.5	11.9	6.60	0.19	
针叶和阔叶混交林	4.68	12.4	9.01	0.04	
落叶林	42.4	12.9	8.55	0.36	
亚热带常绿与落叶阔叶林	12.5	24.5	21.7	0.27	
亚热带常绿阔叶林	21.4	13.6	12.9	0.28	
热带雨林	0.95	25.1	30.1	0.03	
亚热带和热带竹林	7.20	101	81.6	0.59	

植硅体含量间的相关性也不一致 (Yang *et al.* , 2018)。由表 2 可见,中国不同地区典型森林类型地上植被植硅体和植硅体碳含量差异显著,其中亚热带地区植硅体、植硅体碳含量整体最高,且和热带地区的差异幅度显著低于其和温带地区的差异值;不同地区植硅体、植硅体碳含量之间相关性较小,北方地区植硅体碳含量显著低于热带、亚热带地区,这不仅取决于植物地表净初级生产力的大小,也取决于土壤的有机质含量。有学者得出在低 pH 值和高有机质土壤中,植物往往能积累和吸收更多的硅 (Xiang *et al.* , 2016),相应的,其植硅体含量也就更高。

2.2 森林凋落物

森林凋落物,指由地上植被产生并归还地表的那一部分,是森林生态系统养分归还的主要形式,其作为连接植物和土壤的基本载体,在植硅体及能量循环中起着关键作用(林波等,2004)。森林凋落物碳库是森林碳库的重要组成部分,对土壤积累有机碳有重要贡献,是土壤碳库的重要来源。植物植硅体及植硅体碳随着凋落物不断富集到地表,其含量的多少不仅受凋落物分解速率的影响,也取决于凋落物量大小(林维雷等,2015)。

黄张婷等(2014)对雷竹(*Phyllostachys praecox*)凋落物中的植硅体研究显示,不同月份凋落物中植硅体含量变化在47.21~101.68 g·kg⁻¹,其中4月份凋

表 2 中国不同地区典型森林类型地上植被植硅体和植硅体碳含量
Table 2 Carbon content of phytolith and the PhytOC in aboveground vegetation of typical forest types in different regions of China

区域 (气候)	森林类型	植硅体 含量 (g·kg ⁻¹)	植硅体碳 含量 (g·kg ⁻¹)	参考文献
北方地区 (温带大陆 性气候)	蒙古栎林	10.87±6.97	0.17±0.13	Yang <i>et al.</i> , 2018
	樟子松林	2.52±0.13	0.09±0.04	
	杆桦混交林	4.51±3.18	0.07±0.06	
	落叶松林	5.54±0.90	0.07±0.02	
	桦林	0.90±0.21	0.01±0.00	
浙江南部 (亚热带季 风气候)	白杆林	5.02±1.09	0.15±0.04	何珊琼等, 2016
	毛竹林	157.96±8.67	30.55±1.91	
	马尾松林	1.08±0.24	230.24±63.21	
	青冈林	7.66±4.12	229.31±25.52	
海南省 (热带湿润 季风气候)	杉木林	11.45±2.05	175.88±29.30	
	青梅林	38.79±10.15	46.83±8.37	
	芭蕉林	28.53±6.26	57.61±4.25	
	橡胶林	1.54±0.96	182.14±3.56	
	马占相思林	1.56±0.80	377.66±40.34	

落物中的含量最高;凋落物干物质中植硅体碳含量在 1.8~3.6 g·kg⁻¹。而随着雷竹竹龄的增加,凋落物植硅体及植硅体碳含量表现持续上升的趋势,这从一定程度反映出气候及植物本身生物特性对植硅体及植硅体碳含量的影响。也有学者通过研究中国亚热带、热带不同森林类型地表现存凋落物植硅体含量和植硅体碳含量,结果表明,不同森林凋落物中植硅体、植硅体碳含量都有较大差异,且不同岩性对二者的影响在不同森林类型之间有所不同(应雨骐等,2015)。这一系列研究阐明,凋落物作为树木生物遗传和环境诱导之间的综合反应,受内、外部因素综合影响(Pedersen *et al.* ,1999)。

如表 3 所示,亚热带地区森林凋落物植硅体含量整体高于热带地区,而植硅体碳含量却低于热带地区,这主要因为热带地区在高温高湿下强烈的分解、风化和淋溶作用,致使部分植硅体保存不是很稳定的原因(Alexandre *et al.* ,1997;张瑾等,2011)。也表明植硅体从植物迁移到凋落物的过程是不稳定的,植硅体碳含量虽也受不同植物植硅体含量的控制,却并不完全由植硅体的多少而决定,而是与植硅体本身的固碳能力和效率有关;该结果与对竹子(Parr *et al.* ,2010)、小麦(*Triticum aestivum*)(Parr *et al.* ,2011)、黍(*Panicum miliaceum*)和粟(*Setaria italica*)(左昕昕等,2011)的研究结果相一致。Yang 等(2018)对青山毛竹林凋落叶进行了研究,结果显示其凋落叶植硅体含量、植硅体含碳量以及植硅体碳含量的平均值分别为 125.19、15.68 和 1.96 g·kg⁻¹;应雨骐等(2015)通过对杉木林、阔叶林、针阔混交林地表凋落物层植硅体碳封存平均贮量估算得出,

表 3 中国不同地区典型森林类型凋落物植硅体和植硅体碳含量
Table 3 Carbon content of phytolith and the PhytOC in litter of typical forest types in different regions of China

气候	森林类型	植硅体 含量 (g·kg ⁻¹)	植硅体碳 含量 (g·kg ⁻¹)	参考文献
亚热带 季风气候	毛竹林	180.20±40.85	24.63±4.11	应雨骐等, 2015
	杉木林	5.58±2.77	126.00±41.14	
	马尾松林	11.36±4.82	62.07±13.77	
热带湿润 季风气候	常绿阔叶林	14.67±2.59	76.54±29.91	何珊琼等, 2016
	针阔混交林	11.49±1.12	89.48±11.80	
	青梅林	48.11±3.33	63.69±21.37	
	芭蕉林	51.27±4.52	27.66±5.84	
	橡胶林	6.97±1.10	218.23±13.75	
	马占相思林	3.99±1.18	138.19±62.54	

中国亚热带杉木林、阔叶林、针阔混交林地表凋落物层以植硅体碳形式共封存了约 3.24×10^4 、 1.55×10^5 、 7.50×10^3 t C, 相当于固定了约 1.19×10^5 、 5.68×10^5 、 2.75×10^4 t CO₂, 其研究结果也证实约 0.20% ~ 1.18% 的有机碳以植硅体碳的形式贮藏在森林凋落物层中, 具有较强的植硅体碳封存潜力, 对于提高森林土壤稳定性碳储量具有积极作用。

2.3 森林土壤

植物死亡和腐解后, 植硅体及其封存的植硅体碳可长期(数千年至万年以上)封存在土壤剖面而形成稳定的有机碳库, 植硅体碳在土壤中的积累主要取决于地表植硅体碳的输入与土壤中植硅体碳输出之间的差值(黄张婷, 2014; Song *et al.*, 2014)。Parr 等(2005)研究巴布亚新几内亚和澳大利亚 7 个地点, 采集 5 个土层的土样分析结果显示封存在土壤中的植硅体碳能形成稳定的有机碳库。森林土壤碳库是陆地生态系统最大的碳库, 贮藏约 787 Pg (1 Pg=10¹⁵ g) 有机碳, 约占全球土壤碳储量的 40% (Yang *et al.*, 2018), 作为全球碳循环的重要组成部分, 其积累和分解的变化将对陆地生态系统碳贮藏和全球碳平衡产生直接影响。该部分从横向和纵向两个方面, 分别探讨不同森林土壤类型植硅体碳汇的差异以及不同深度土壤剖面植硅体、植硅体碳含量的变化。

2.3.1 不同森林土壤类型植硅体及植硅体碳差异

Ajtay 等(1979)研究表明, 全球森林土壤的碳储量以北方林(135 Gt)最大, 接着从大到小依次为热带雨林(82 Gt)、温带林(72 Gt)、林地及灌木林(72 Gt)、热带季雨林(41 Gt), 从温带到热带, 森林土壤碳储量呈降低趋势, 保存在土壤中的碳储量与森林凋落物类型和生物量大小有关。土壤中植硅体碳的积累量主要受输入量的影响, 只有当土壤中植硅体碳的输入量大于其自身的溶解或迁移速率, 才能在土壤中不断积累(Zuo *et al.*, 2014)。Alexandre 等(1997)进一步研究指出, 热带雨林凋落物中的植硅体只有 7.5% 可以稳定保存在土壤中, 土壤植硅体储量约为 56.9 t · hm⁻²; 而温带森林(温带人工林)土壤植硅体储量高达 169.4 t · hm⁻² (Borrelli, 2010); Parr 等(2005)通过对新英格兰西部和澳大利亚一些热带和亚热带地区土壤中植硅体碳的研究发现, 两者的植硅体碳积累速率大约为 7.2~8.8 kg · hm⁻² · a⁻¹, 而 Wilding 等(1971)估算温带地区则可达到 150 kg · hm⁻² · a⁻¹, 温带地区土壤中植硅体碳的积累速

率最高可达到热带和亚热带地区的 21 倍。这一系列研究不仅表明了不同森林类型之间土壤有机碳、植硅体碳含量的差异, 也进一步说明森林土壤极高的碳封存潜力。

如表 4 所示, 张晓东(2016)对中国东部毛竹林、板栗林(*Castanea mollissima*)、杉木林(*Cunninghamia lanceolata*)土壤植硅体、植硅体碳储量进行研究, 结果表明毛竹林土壤中植硅体、植硅体碳储量明显大于杉木林和板栗林。这主要是因为毛竹林的植硅体归还通量(0.658 ± 0.020 t · hm⁻² · a⁻¹)显著高于板栗林(0.073 ± 0.004 t · hm⁻² · a⁻¹)和杉木林(0.013 ± 0.001 t · hm⁻² · a⁻¹)的植硅体归还通量, 说明毛竹林在增加土壤植硅体碳含量方面拥有明显的优势, 而拥有较高植硅体和植硅体碳归还通量的森林植被, 对于进一步提高土壤固碳能力具有较大贡献。林维雷等(2015)通过对亚热带 0~30 cm 重要森林类型土壤植硅体碳总储量的研究发现, 阔叶林土壤植硅体碳总储量高达(1.22×10^7 t C), 原因就在于亚热带阔叶林面积较广, 凋落物归还量大。这与李正才等(2010)对北亚热带 6 种森林凋落物碳素归还特征的研究结果相符, 说明土壤植硅体及植硅体碳含量不仅受不同植物残体植硅体含量影响, 还由森林凋落物生物量的多少决定。而其余森林类型, 如杉木林(6.45×10^6 t C)、毛竹林(3.07×10^6 t C)以及针阔混交林(0.69×10^6 t C), 其植硅体碳储量与阔叶林相比较低, 但对森林生态生物地球化学循环及长期稳定碳汇也具有重要意义。

2.3.2 不同深度土壤剖面植硅体及植硅体碳

植硅体的大小大多在 20~200 μm, 因此, 释放到土表的植硅体可以通过土壤空隙迁移到土壤下层(Fishkis *et al.*, 2010)。Fishkis 等(2009)指出, 植硅体在不同土壤中都会向下迁移, 并且迁移结果直接影响古环境重建。但是有部分学者持相反意见, 认为由于植硅体具有一定的重量及其个体相对较大, 在土壤中不可能向下运移或移动量很少, 而这是不

表 4 典型森林类型土壤植硅体和植硅体碳储量
Table 4 Carbon content of phytolith and the PhytOC in typical forest types

森林类型	土壤植硅体储量 (t · hm ⁻²)	土壤植硅体碳储量 (t · hm ⁻²)	参考文献
毛竹林	198.13±25.08	3.91±0.64	张晓东,
板栗林	170.87±9.59	2.67±0.23	2016
杉木林	146.76±4.53	1.18±0.22	

会影响到植硅体应用的(Beavers *et al.*, 1958), Fisher等(1995)也认为大尺寸植硅体不易迁移而小尺寸植硅体的迁移对古环境重建结果没有影响。

越来越多研究发现,随着风、土壤发育过程以及生物扰动等的影响,虽然部分植硅体可以随土壤孔隙向下淋溶,但表层土壤是首先接收植硅体,并且会随枯枝落叶而得到补充,所以土壤表层植硅体的数量最多,随土壤深度增加而有所减少,呈现植硅体表层富集的现象,同理包裹在植硅体中的植硅体碳也存在一定的表层富集现象(Bradford *et al.*, 2006)。Piperno(1988)指出植硅体迁移量较小,大部分保留在土壤表层,Blecker等(2006)也提出相似看法。张金林等(2017)对麻竹各层土壤的土壤植硅体碳含量进行统计分析,结果表明:0~10、10~30、30~60、60~100 cm各个土层土壤植硅体碳平均含量差异性较大,且随着土壤剖面的深度增加而降低,反映了土壤植硅体碳含量的纵向差异量逐渐降低的趋势。应雨骐等(2015)对中国亚热带毛竹林、杉木林、马尾松林、阔叶林、针阔混交林5种林分土壤剖面植硅体碳贮量进行了估测,0~10 cm土层估测结果分别为0.492、0.217、0.352、0.362和0.448 t CO₂ · hm⁻²。张瑾等(2011)的研究也表明,在整个土壤剖面中,植硅体呈明显的表层富集趋势。而在不同森林之间,土壤碳储量的差异也主要表现在土壤表层(刘世荣等, 2011)。总体来说,土壤中植硅体含量在土壤剖面中的分布特征取决于土壤剖面特征、土壤空隙大小、土壤水分状况、植硅体与黏土颗粒的粘合强度及植硅体的溶解等多种条件(Rajendiran *et al.*, 2012)。

3 研究展望

近年来,各国学者对植硅体的关注不仅集中于植硅体在古环境与古气候的重建、农业考古以及植物分类学等方面的研究,更多的是关于植硅体封存碳对陆地生态系统稳定碳固定方面贡献的研究。然而,现阶段对整个森林生态系统植硅体碳汇的量化研究较缺乏,以后的研究应包括:

(1)因为植物不同器官植硅体、植硅体碳含量存在差异,在以后的研究中,应尽可能测定植物各个器官植硅体、植硅体碳含量,包括地上部分的干、枝、叶、皮以及地下部分的细根、粗根、根桩等部位,为准确估算森林生态系统植硅体碳汇提供保障。

(2)全球拥有广阔的森林面积,并且森林类型多样,准确估算不同森林类型森林土壤中植硅体的

积累与碳汇效应将对生物地球化学碳汇研究有着重大的意义。然而,目前对植硅体的研究大多局限于某一种森林类型内部系统,或是仅着眼于某一树种不同基因型、树龄以及立地条件差异的研究,在以后研究中,有必要增加研究样地数量,涉及更宽广的时空尺度,以求研究结果更加可靠。

(3)有必要率先在生态脆弱区开展土地覆被类型变化对植硅体碳循环影响的系统研究,补充数据缺失。挖掘森林生态系统碳积累的自然过程和维持机制,结合植硅体封存速率和稳定性情况,建立评价并能量化植硅体碳封存潜力的模型,为不同生态系统碳汇预估提供理论依据。

参考文献

- 何珊琼, 黄张婷, 吴家森, 等. 2016. 热带、亚热带典型森林-土壤系统植硅体碳演变规律. 应用生态学报, **27**(3): 697-704.
- 黄张婷. 2014. 雷竹生态系统植硅体封存有机碳汇研究(硕士学位论文). 杭州: 浙江农林大学.
- 李蓓蕾, 宋照亮, 姜培坤, 等. 2014. 毛竹林生态系统植硅体的分布及其影响因素. 浙江农林大学学报, **31**(4): 547-553.
- 李仁成, 樊俊, 高崇辉. 2013. 植硅体现代过程研究进展. 地球科学进展, **28**(12): 1287-1295.
- 李正才, 杨校生, 周本智, 等. 2010. 北亚热带6种森林凋落物碳素归还特征. 南京林业大学学报: 自然科学版, **34**(6): 43-46.
- 林波, 刘庆, 吴彦, 等. 2004. 森林凋落物研究进展. 生态学杂志, **23**(1): 60-64.
- 林维雷, 应雨骐, 姜培坤, 等. 2015. 浙江南部亚热带森林土壤植硅体碳的研究. 土壤学报, **52**(6): 1365-1373.
- 刘世荣, 王晖, 栾军伟. 2011. 中国森林土壤碳储量与土壤碳过程研究进展. 生态学报, **31**(19): 5437-5448.
- 汪森. 2013. 森林生态系统碳循环研究进展. 安徽农业科学, **41**(4): 1560-1563.
- 王永吉, 吕厚远. 1993. 植物硅酸体研究及应用. 北京: 海洋出版社.
- 应雨骐, 项婷婷, 李永夫, 等. 2015. 中国亚热带重要树种植硅体碳封存潜力估测. 自然资源学报, **30**(1): 133-140.
- 张瑾, 李辉信, 李德成, 等. 2011. 雷琼地区玄武岩发育时间序列土壤中植硅体特征及其发生学意义. 土壤学报, **48**(3): 453-460.
- 张金林, 傅伟军, 周秀峰, 等. 2017. 典型麻竹林土壤植硅体碳的空间异质性特征. 土壤学报, **54**(5): 1147-1156.
- 张晓东. 2016. 中国东部森林土壤中植硅体积累和硅形态分布研究(硕士学位论文). 杭州: 浙江农林大学.
- 左昕昕, 吕厚远. 2011. 我国旱作农业黍、粟植硅体碳封存潜力估算. 科学通报, **56**(34): 2881-2887.
- Ajtay GL, Ketner P, Duvigneaud P. 1979. Terrestrial Primary Production and Phytomass. The Global Carbon Cycle. Chichester: John Wiley & Sons.

- Alexandre A, Meunier JD, Lezine AM, *et al.* 1997. Phytoliths: Indicators of grassland dynamics during the late Holocene in intertropical Africa. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **136**: 213–229.
- Babu T, Tubana B, Datnoff L, *et al.* 2016. Release and sorption pattern of monosilicic acid from silicon fertilizers in different soils of Louisiana: A laboratory incubation study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **47**: 1559–1577.
- Batjes NH. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, **47**: 151–163.
- Beavers AH, Stephen I. 1958. Some features of the distribution of plant opal in Illinois soils. *Soil Science*, **86**: 1–5.
- Blecker SW, Mcculley RL, Chadwick OA, *et al.* 2006. Biologic cycling of silica across a grassland bioclimosequence. *Global Biogeochemical Cycles*, **20**: 4253–4274.
- Borrelli N. 2010. Silica content in soil solution and its relation with phytolith weathering and silica biogeochemical cycle in Typical Argiudolls of the Pampean Plain, Argentina: A preliminary study. *Journal of Soils and Sediments*, **10**: 983–994.
- Bradford SA, Tadassa YF, Pachepsky Y. 2006. Transport of Giardia and manure suspensions in saturated porous media. *Journal of Environmental Quality*, **35**: 749–757.
- Carter JA. 2000. Phytoliths from loess in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, **38**: 325–332.
- Eswaran H, van den Berg E, Reich P, *et al.* 1995. Global soil carbon resources// Lal R, Kimble J, Levine E, eds. *Soils and Global change*. Boca Raton, FL: CRC; 27–43.
- Fisher RF, Newell Bourne C, Fisher WF. 1995. Opal phytoliths as an indicator of the foristics of prehistoric grasslands. *Geoderma*, **68**: 243–255.
- Fishkis O, Ingwersen J, Lamers M, *et al.* 2010. Phytolith transport in soil: A field study using fluorescent labeling. *Geoderma*, **157**: 27–36.
- Fishkis O, Ingwersen J, Streck T. 2009. Phytolith transport in sandy sediment: Experiments and modelling. *Geoderma*, **151**: 168–178.
- Guo FS, Song ZL, Sullivan LA, *et al.* 2015. Enhancing phytolith carbon sequestration in rice ecosystems through basalt powder amendment. *Chinese Science Bulletin*, **60**: 591–597.
- Han N, Yang YF, Gao Y, *et al.* 2018. Determining phytolith-occluded organic carbon sequestration using an upgraded optimized extraction method: Indicating for a missing carbon pool. *Environmental Science and Pollution Research*, **25**: 24507–24515.
- Lar R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, **29**: 437–450.
- Lü HY, Jia JW, Wang WM, *et al.* 2002. On the meaning of phytolith and its classification in gramineae. *Acta Micropalaeontologica Sinica*, **19**: 389–396.
- Motomura H, Mita N, Suzuki M. 2002. Silica accumulation in long-lived leaves of *Sasa veitchii* (Carrière) Rehder (Poaceae-Bambusoideae). *Annals of Botany*, **90**: 149–152.
- Nguyen MN, Dultz S, Meharg A, *et al.* 2019. Phytolith content in Vietnamese paddy soils in relation to soil properties. *Geoderma*, **333**: 200–213.
- Parr JF, Sullivan LA, Chen B, *et al.* 2010. Carbon bio-sequestration within the phytoliths of economic bamboo species. *Global Change Biology*, **16**: 2661–2667.
- Parr JF, Sullivan LA. 2005. Soil carbon sequestration in phytoliths. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**: 117–124.
- Parr JF, Sullivan LA. 2011. Phytolith occluded carbon and silica variability in wheat cultivars. *Plant and Soil*, **342**: 165–171.
- Pedersen LB, Bille-Hansen J. 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *Forest Ecology and Management*, **114**: 55–70.
- Piperno DR. 1988. *Phytolith Analysis: An Archaeological and Geological Perspective*. San Diego: Academic Press.
- Rajendiran SM, Coumar MV, Kundu S, *et al.* 2012. Role of phytolith occluded carbon of crop plants for enhancing soil carbon sequestration in agro-ecosystems. *Current Science*, **103**: 911–919.
- Song ZL, Liu HY, Li BL, *et al.* 2013. The production of phytolith-occluded carbon in China's forests: Implications to biogeochemical carbon sequestration. *Global Change Biology*, **19**: 2907–2915.
- Song ZL, Mcgrouther K, Wang HL. 2016. Occurrence, turnover and carbon sequestration potential of phytoliths in terrestrial ecosystems. *Earth-Science Reviews*, **158**: 19–30.
- Song ZL, Wang HL, Strong PJ, *et al.* 2014. Phytolith carbon sequestration in China's croplands. *European Journal of Agronomy*, **53**: 10–15.
- Stromberg C. 2004. Using phytolith assemblages to reconstruct the origin and spread of grass-dominated habitats in the great plains of North America during the late Eocene to early Miocene. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **207**: 239–275.
- Wilding LP, Dress LR. 1971. Biogenic opal in Ohio soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, **35**: 1004–1010.
- Xiang TT, Ying YQ, Teng JN, *et al.* 2016. Sympodial bamboo species differ in carbon bio-sequestration and stocks within phytoliths of leaf litters and living leaves. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**: 19257–19265.
- Yang XM, Song ZL, Liu HY, *et al.* 2018. Phytolith accumulation in broadleaf and conifer forests of northern China: Implications for phytolith carbon sequestration. *Geoderma*, **312**: 36–44.
- Zuo XX, Lv HY, Gu ZY. 2014. Distribution of soil phytolith-occluded carbon in the Chinese Loess Plateau and its implications for silica-carbon cycles. *Plant and Soil*, **374**: 223–232.