

# 松嫩草原典型群落植硅体碳汇

钟立祥<sup>1</sup> 介冬梅<sup>1,2,3,4\*</sup> 李德晖<sup>1,2,3,4</sup> 陈 婕<sup>1</sup> 陈雨芬<sup>1</sup> 陈念康<sup>1</sup> 巴合依拉·哈连<sup>1</sup>  
王 芳<sup>1</sup>

(<sup>1</sup>东北师范大学地理科学学院, 长春 130024; <sup>2</sup>长白山地理过程与生态安全教育部重点实验室, 长春 130024; <sup>3</sup>东北师范大学泥炭沼泽研究所与国家环境保护湿地生态与植被恢复重点实验室, 长春 130024; <sup>4</sup>植被生态科学教育部重点实验室, 长春 130024)

**摘 要** 植硅体碳汇是草原碳汇的重要部分。本研究选取松嫩草原中禾本科群落、莎草科群落、菊科群落为对象,通过湿式灰化法提取植硅体,并通过碱溶分光光度法对植硅体碳量进行测定。根据植硅体含碳量估算了松嫩草原的植硅体碳封存速率,探讨了禾本科群落、莎草科群落、菊科群落植硅体碳封存能力的差异。结果表明:松嫩草原的植硅体碳封存速率为  $1.67 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。群落植硅体含碳量与植硅体含量之间有显著的负相关关系 ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.94$ )。不同群落植硅体碳封存能力存在显著的差异,群落植硅体碳封存速率分别为:莎草科群落 ( $2.151 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、禾本科群落 ( $1.716 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、菊科群落 ( $1.218 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。群落植硅体碳封存能力受到群落组成、地上净初级生产力、植硅体形成过程的影响。以上结果可为完善草原碳循环研究提供依据。

**关键词** 草原生态系统;群落植硅体;植硅体碳

**Phytolith-occluded organic carbon sequestration of typical communities in Songnen grassland.** ZHONG Li-xiang<sup>1</sup>, JIE Dong-mei<sup>1,2,3,4\*</sup>, LI De-hui<sup>1,2,3,4</sup>, CHEN Jie<sup>1</sup>, CHEN Yu-fen<sup>1</sup>, CHEN Nian-kang<sup>1</sup>, BAHAYILA Halian<sup>1</sup>, WANG Fang<sup>1</sup> (<sup>1</sup>*School of Geographical Science, Northern Normal University, Changchun 130024, China*; <sup>2</sup>*Key Laboratory of Geographical Processes and Ecological Security in Changbai Mountains, Ministry of Education, Changchun 130024, China*; <sup>3</sup>*Institute for Peat and Mire Research, State Environmental Protection Key Laboratory of Wetland Ecology and Vegetation Restoration, Changchun 130024, China*; <sup>4</sup>*Key Laboratory for Vegetation Ecology, Ministry of Education, Changchun 130024, China*).

**Abstract:** Phytolith-occluded organic carbon (PhytOC) sink is an important component of grassland carbon sink. In this study, we extract phytoliths by Walkley-Black type, from Poaceae community, Asreraceae community and Cyperaceae community in Songnen grassland. PhytOC was measured by alkali dissolution-spectrophotometry. PhytOC content of phytoliths, PhytOC content of biomass and phytolith content were calculated. We estimated the rate of PhytOC sequestration based on the amount of PhytOC in Songnen grassland and analyzed the differences in capacity of PhytOC sequestration among those three communities. The results showed that the average rate of PhytOC sequestration in Songnen grassland was  $1.67 \text{ t CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . There was a significant negative correlation between phytolith content and PhytOC content of phytoliths ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.94$ ). The capacity of PhytOC sequestration varied among different communities, with  $2.151 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  for Cyperaceae community,  $1.716 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  for Poaceae community, and  $1.218 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  for Asreraceae community. PhytOC sequestration was affected by community composition, aboveground net primary productivity, and the formation processes of

国家自然科学基金项目 (41771214, 41971100, 41471164)、国家重点研发计划 (2016YFA0602301) 和中央高校基本科研业务专项资金项目 (201810200111705) 资助。

收稿日期: 2019-11-11 接受日期: 2020-02-23

\* 通讯作者 E-mail: jiedongmei@nenu.edu.cn

phytoliths. Our results could enrich the basis for studying grassland carbon cycling.

**Key words:** grassland ecosystem; phytolith in community; phytolith-occluded organic carbon.

工业革命以来,化石燃料的大量使用造成大气 CO<sub>2</sub> 浓度不断上升,导致全球气候变暖和极端天气的频发,引起了人们的广泛关注 (IPCC, 2015)。草原生态系统具有面积大、地表净初级生产力高等特点,在全球生态系统碳循环中尤为重要。我国现有草原面积约 4 亿 hm<sup>2</sup>, 约占国土总面积的 40%。并且我国大部分草原生态系统的生物地球化学过程不同于其他生态系统,对气候变化反应十分敏感。因此,草原生态系统碳循环研究对于正确评估我国对碳循环的源汇贡献,完善碳循环的动态平衡机制等都具有十分重要的作用 (齐玉春等, 2003)。

植硅体 (phytoliths) 是植物通过根系吸收土壤中的单硅酸, 经过硅化作用, 沉淀在植物细胞、组织 (如细胞壁、内腔等) 中的非晶质二氧化硅 (Ma, 2003; Parr *et al.*, 2005)。植硅体在硅化作用的过程中会包裹少量有机碳, 即植硅体封存碳, 也叫植硅体碳 (phytolith occluded organic carbon, PhytOC) (Raven *et al.*, 1999; Song *et al.*, 2012)。由于植硅体具有抗分解、耐腐蚀等特性, 在植物死亡、分解以后, 植硅体碳会随着植硅体在土壤或沉积物中保存数千年至上万年之久 (Parr *et al.*, 2010; Song *et al.*, 2016), 从而成为陆地土壤碳库的重要来源。植硅体碳对于维持全球 CO<sub>2</sub> 平衡, 完善碳循环的动态平衡机制具有重要意义 (Song *et al.*, 2012), 因此受到了国内外学者的普遍关注 (孟赐福等, 2013; 潘文杰等, 2017)。

草原生态系统分布着大量富含植硅体的禾本科植物, 植硅体碳封存潜力巨大, 是重要的植硅体碳汇, 草原生态系统植硅体碳封存的研究已取得了一定成果。

在估算草原生态系统植硅体碳汇方面, Song 等 (2012) 根据目前中国各类型草原的分布面积、地表净初级生产力、三大类型草原中 18 种优势草本植物的 Si 含量和植硅体含碳量宏观上测算了中国草原总的植硅体碳汇 ( $6 \times 10^5 \text{ t CO}_2 \cdot \text{a}^{-1}$ )。Qi 等 (2017) 测定了蒙古高原典型草原主要植物物种不同部位的植硅体碳浓度, 并估算了植物地上部分和地下部分的植硅体碳封存速率 (地上部分:  $0.315 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; 地下部分:  $8.084 \sim 15.777 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。Pan 等 (2017) 也进行了不同草原土壤中的植硅体碳积累的估算 (草甸:  $0.38 \sim 0.39 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ; 草

甸草原:  $0.27 \sim 0.31 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ ; 典型草原:  $0.21 \sim 0.25 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ )。在探究草原植硅体碳汇的影响因素方面, Zhao 等 (2016) 在华北地区的退化草原上发现一定水平的 N 肥能够极大增强植硅体碳封存, 但过高的 N 肥却会抑制植硅体碳封存。Ji 等 (2018) 在中国北方草甸草原和典型草原的研究发现施加 N 肥和适当放牧都可以增加草原植硅体碳汇。杨石磊等 (2019) 还发现草地退化会通过改变群落组成和地上净初级生产力来降低地上植物植硅体碳封存能力。

草甸草原为所有类型草原中植硅体碳封存速率最高的草原 (Song *et al.*, 2012), 是陆地生态系统的重要碳汇。前人采用优势植物对草甸草原植硅体碳封存能力的研究已为明确陆地生态系统碳失汇, 完善碳循环机制做出了重要贡献。植物群落是生态系统的基本单元, 包含了植物之间复杂的种间关系, 具有单种植物不具备的复杂功能, 群落的碳流动过程更是直接影响生态系统碳循环 (Begon *et al.*, 2006)。因此, 群落植硅体碳汇对完善生态系统碳循环机制有重要意义。但草甸草原中群落植硅体碳封存能力尚不清楚, 为此展开新的草甸草原群落植硅体碳汇研究成了迫在眉睫的事情。

松嫩草原是典型的草甸草原, 其植硅体碳封存能力能够一定程度上体现草甸草原的典型性, 是进行群落植硅体碳汇估算的典型地段。本研究以松嫩草原典型植物群落为对象, 对其地上部分的植硅体含碳量、植硅体含量、植硅体占干物质含量进行测定, 以准确估算松嫩草原植硅体碳封存潜力并揭示松嫩草原典型群落植硅体碳封存规律, 为完善草原生态系统碳循环研究、制定减缓碳排放的措施提供参考和依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 自然地理概况

松嫩草原 ( $44^{\circ}30'N$ — $46^{\circ}N$ ,  $122^{\circ}54'E$ — $123^{\circ}59'E$ ), 海拔在 140~170 m, 属于中温带半湿润气候区, 年平均气温  $4.9^{\circ}C$ , 年平均有效积温  $2919^{\circ}C$ , 年平均降水量 400~500 mm, 无霜期 140 d 左右。主要土壤类型为黑钙土、草甸土、盐碱土、沼泽土。松嫩草原是贝加尔针茅草甸草原, 蒙古植物区系、东北植物区系、兴安植物区系和华北植物区系 4 个植物区系相

汇集的区域,植物区系成分的生态类型结构和分区型结构较为复杂(李建东等,2003)。

1.2 样品采集与实验方法

2016 年 8 月,在对松嫩草原典型群落进行调查的基础上,分别在大岗林场、巨宝山村、北甸子、巨宝农场、四方山选择典型的群落,进行样方调查并采集样品。

选取 11 个采样点,共采集 28 个 1 m×1 m 的样方,12 种植物群落。植物样方满足具有代表性的要求。对每个样方内的植物种类进行鉴定,按照植物种分别采集每个样方内所有植物的地上部分,每种植物单独编号入袋,带回实验室备用。根据优势植物的科对 28 个样方的群落进行分类,分为禾本科群落、莎草科群落、菊科群落。群落主要植物组成见表 1。

1.3 实验方法

植物样品带回实验室后,用超声波清洗仪洗净。

烘干后称取样品干重作为群落地上净初级生产力,用剪刀剪碎后用密封袋保存,按照样方中每种植物干重的比例混合出 30 g 的混合样品装袋备用。

植硅体的提取采用湿式灰化法(左昕昕等,2011),具体实验步骤如下:(1)每个样方称取 3 份 1 g 剪碎的处理干净植物样品,放入坩埚中待氧化;(2)先向坩埚中分多次缓慢加入 15 mL 浓硝酸(优级纯),然后置于加热板上进行氧化 60 min;(3)待氧化结束后再加入 15 mL 浓硝酸和 10 mL 双氧水(30%)氧化,待反应结束后将坩埚中的溶液转移至离心管中离心(至少 5 次,离心时间为 5 min,2500 r·min<sup>-1</sup>),离心后用蒸馏水清洗;(4)加入 2.5 mL 浓硫酸和 2.5 mL 重铬酸钾(0.8 mol·L<sup>-1</sup>),将离心管在 200 ℃的加热板上水浴加热 90 min,然后转入离心管离心,清洗;(5)用 Walkley-Black 法检验并去除植硅体外缘可能存在的有机碳,转移入离心管离心,清洗;(6)将提取出的植硅体放在离心管内,在

表 1 松嫩草原植物采集信息表  
Table 1 Information of the collected plants in Songnen grassland

样方 Quadrat	主要植物组成 Principal species	群落类型 Coenotype
DGLC1①	羊草 <i>Leymus chinensis</i> 兴安胡枝子 <i>Lespedeza daurica</i> 针茅属 <i>Stipa</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC1②	针茅属 <i>Stipa</i> 兴安胡枝子 <i>Lespedeza daurica</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC1③	羊草 <i>Leymus chinensis</i> 米口袋 <i>Gueldenstaedtia verna</i> 针茅属 <i>Stipa</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC2①	山丹 <i>Lilium pumilum</i> 假芸香 <i>Haplophyllum dauricum</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC2②	知母 <i>Anemarrhena asphodeloides</i> 针茅属 <i>Stipa</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC2③	达乌里芯芭 <i>Cymbaria dahuri</i> 针茅属 <i>Stipa</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC4①	羊草 <i>Leymus chinensis</i> 尖叶胡枝子 <i>Lespedeza juncea</i> 针茅属 <i>Stipa</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC4②	羊草 <i>Leymus chinensis</i> 大针茅 <i>Stipa grandis</i> 兴安胡枝子 <i>Lespedeza daurica</i>	禾本科群落 Poaceae community
DGLC4③	兴安胡枝子 <i>Lespedeza daurica</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i> 针茅属 <i>Stipa</i>	禾本科群落 Poaceae community
JBSNC1①	野古草 <i>Arundinella hirta</i> 尖叶胡枝子 <i>Lespedeza juncea</i> 线叶菊 <i>Filifolium sibiricum</i>	菊科群落 Asreraceae community
JBSNC1②	胡枝子 <i>Lespedeza bicolor</i> 达乌里芯芭 <i>Cymbaria dahuri</i> 线叶菊 <i>Filifolium sibiricum</i>	菊科群落 Asreraceae community
JBSNC1③	线叶菊 <i>Filifolium sibiricum</i> 胡枝子 <i>Lespedeza bicolor</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	菊科群落 Asreraceae community
JBSC①	羊草 <i>Leymus chinensis</i> 毛芦苇 <i>Phragmites hirsuta</i> 野古草 <i>Arundinella hirta</i>	禾本科群落 Poaceae community
JBSC②	毛芦苇 <i>Phragmites hirsuta</i> 尖叶胡枝子 <i>Lespedeza juncea</i> 野古草 <i>Arundinella hirta</i>	禾本科群落 Poaceae community
SFC1①	莎草 <i>Cyperus rotundu</i> 藜科 <i>Chenopodiaceae</i> 芦苇 <i>Phragmites communis</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC1②	稗草 <i>Echinochloa crusgalli</i> 莎草 <i>Cyperus rotundu</i> 芦苇 <i>Phragmites communis</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC1③	异果苔草 <i>Carex anomocarya</i> 单穗苔草 <i>Carex capillacea</i> 东方蓼 <i>Polygonum orientale</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC2①	回回蒜毛茛 <i>Ranunculus chinensis</i> 蒿属 <i>Artemisia</i> 异果苔草 <i>Carex anomocarya</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC2②	异果苔草 <i>Carex anomocarya</i> 风花菜 <i>Rorippa globosa</i> 蒿属 <i>Artemisia</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC2③	东方蓼 <i>Polygonum orientale</i> 回回蒜毛茛 <i>Ranunculus chinensis</i> 异果苔草 <i>Carex anomocarya</i>	莎草科群落 Cyperaceae community
SFC3①	蛇床子 <i>Cnidium monnieri</i> 异果苔草 <i>Carex anomocarya</i> 蒿属 <i>Artemisia</i>	菊科群落 Asreraceae community
SFC3②	蒿属 <i>Artemisia</i> 唇形科 <i>Labiaatae</i> 异果苔草 <i>Carex anomocarya</i>	菊科群落 Asreraceae community
SFC3③	委陵菜 <i>Potentilla anserina</i> 异果苔草 <i>Carex anomocarya</i> 蒿属 <i>Artemisia</i>	菊科群落 Asreraceae community
BDZ3①	芦苇 <i>Phragmites communis</i> 拂子草 <i>Calamagrostis epigejos</i> 羊草 <i>Leymus chinensis</i>	禾本科群落 Poaceae community
BDZ3②	砂引草 <i>Tournefortia sibiricas</i> 芦苇 <i>Phragmites communis</i> 拂子草 <i>Calamagrostis epigejos</i>	禾本科群落 Poaceae community
BDZ3③	芦苇 <i>Phragmites communis</i> 拂子草 <i>Calamagrostis epigejos</i> 蒙古蒿 <i>Artemisia mongolica</i>	禾本科群落 Poaceae community
BDZ4	猪毛菜 <i>Salsola collina</i> 狗尾草 <i>Setaria viridis</i> 虎尾草 <i>Chloris virgata</i>	禾本科群落 Poaceae community
BDZ6	碱茅 <i>Puccinellia distans</i> 虎尾草 <i>Chloris virgata</i> 碱蒿 <i>Artemisia anethifolia</i>	禾本科群落 Poaceae community



65 ℃鼓风烘箱中干燥 24 h,对植硅体进行称量和记录。植硅体碳测定采用碱溶分光光度法(杨杰等,2014)。

1.4 数据分析及参数计算

数据处理使用 Excel 2010 和 SPSS 21.0 进行统计分析,Duncan 新复极差法测验不同群落的差异显著性,趋势拟合分析拟合植硅体和植硅体碳的回归关系。使用 Origin 2016 进行作图。参照前人研究(Parr *et al.*,2010;Zhao *et al.*,2016),植硅体含量、植硅体含碳量、植硅体碳占干物质含量、植硅体百分含量、群落植硅体碳封存速率、松嫩草原植硅体碳封存速率计算公式分别如下:

植硅体含碳量 PhytOC content of phytoliths( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )=植硅体碳质量( $\text{g}$ )/植硅体质量( $\text{kg}$ )

植硅体碳占干物质含量 PhytOC content of biomass ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )=植硅体碳质量( $\text{g}$ )/样品质量( $\text{kg}$ )

植硅体含量 Phytolith content ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )=植硅体质量( $\text{g}$ )/样品质量( $\text{kg}$ )

群落植硅体碳封存速率( $\text{kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )  
= 群落植硅体碳占干物质含量( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) $\times$ ANPP( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) $\times 44/12$

松嫩草原植硅体碳封存速率( $\text{kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )= $\sum$ (群落*i*植硅体碳占干物质含量( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) $\times$ ANPP( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) $\times$ 群落*i*的面积占比( $\%$ ) $\times 44/12$ )

2 结果与分析

如表 2 所示,28 个样方的植硅体含量平均值为 18.92  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,植硅体含碳量平均值为 35.50  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,植硅体碳占干物质含量平均值 0.30  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.1 群落间植硅体碳差异性分析

在植硅体碳占干物质含量上,菊科群落与其他群落之间存在显著的差异( $P<0.05$ )(图 1A),其中菊科植硅体碳占干物质含量最高(0.377  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),禾本科植硅体碳占干物质含量最低(0.281  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。不同群落之间植硅体含量存在显著的差异( $P<0.05$ )(图 1B),其中莎草科群落均值最高(37.733  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),菊科群落最低(4.562  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。在植硅体含碳量上,菊科群落与其他群落之间存在显著的差异( $P<0.05$ )(图 1C),其中菊科群落植硅体含碳量最高(31.371  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),莎草科群落植硅体含碳量最低(9.795  $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。

表 2 松嫩草原典型群落植硅体含量、植硅体含碳量、植硅体碳占干物质含量  
Table 2 Phytolith content, PhytOC content of phytoliths and PhytOC content of biomass of typical communities in Songnen grassland

样方 Quadrat	植硅体含量 Phytolith content ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	植硅体含碳量 PhytOC content of phytoliths ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	植硅体碳占 干物质含量 PhytOC content of biomass ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
DGLC1①	20.50	7.81	0.16
DGLC1②	13.94	25.26	0.32
DGLC1③	16.87	18.74	0.32
DGLC2①	23.79	7.67	0.14
DGLC2②	18.89	6.02	0.11
DGLC2③	18.48	12.20	0.23
DGLC4①	23.67	5.96	0.14
DGLC4②	31.45	5.60	0.18
DGLC4③	28.16	6.61	0.18
JBSNC1①	2.93	125.21	0.35
JBSNC1②	4.05	100.19	0.40
JBSNC1③	5.17	81.38	0.42
JBSC①	12.21	28.67	0.35
JBSC②	9.42	21.60	0.20
SFC1①	28.32	3.63	0.10
SFC1②	39.49	7.25	0.29
SFC1③	33.92	13.32	0.44
SFC2①	25.56	20.00	0.51
SFC2②	42.14	6.16	0.25
SFC2③	53.08	0.00	0.00
SFC3①	10.29	29.10	0.29
SFC3②	5.48	63.92	0.35
SFC3③	10.63	42.04	0.44
BDZ3①	5.47	87.44	0.46
BDZ3②	4.75	96.81	0.46
BDZ3③	4.27	101.44	0.43
BDZ4	27.69	12.51	0.34
BDZ6	9.00	57.59	0.52

2.2 松嫩草原地上部分植硅体碳封存速率估算

在计算每年单位面积松嫩草原植硅体碳封存量中,准确计算地上净初级生产力(aboveground net primary production, ANPP)至关重要。本研究在考虑松嫩草原植物实际生长情况(陈继红等,1998)后,以 8 月生物量达到高峰期时采样的地上生物量测定值为 ANPP。依据群落植硅体碳封存速率计算公式可得表 3。

不同类型群落的植硅体碳封存速率有明显差异,其中莎草科群落具有最高的植硅体碳占干物质含量和较高的地上净初级生产力,因此具有最高的植硅体碳封存速率。禾本科群落的植硅体碳封存速率虽然不是最大,但在松嫩草原群落中面积占比最大。因此禾本科群落封存了松嫩草原64.7%的植

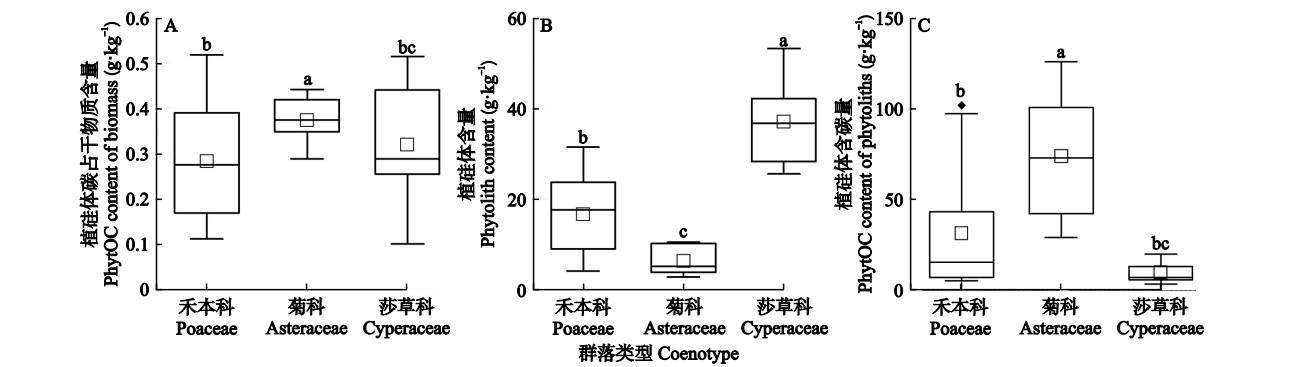


图 1 典型群落植硅体碳占干物质含量 (A)、植硅体含量 (B)、植硅体含碳量 (C)  
Fig.1 PhytOC content of biomass (A), phytolith content (B) and PhytOC content (C) of typical communities  
注: 不同字母表示在 0.05 水平差异显著。  
Note: Different letters represent significant difference at 0.05 level.

表 3 松嫩草原典型群落植硅体碳封存速率  
Table 3 Annual PhytOC sequestration weight of typical communities in Songnen grassland

群落 Community	群落 面积占比 Proportion of community (%)	地上净 初级生产力 ANPP ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )	植硅体碳占 干物质含量 PhytOC content of biomass ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	植硅体碳 封存速率 PhytOC production rate ( $\text{kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )
禾本科群落 Poaceae community	63	1927.938	0.243	1.716
莎草科群落 Cyperaceae community	15	1334.650	0.440	2.151
菊科群落 Asteraceae community	22	901.583	0.368	1.218

注: \* 数据来源于本研究的实地植物调查和松嫩平原贝加尔茅草甸草原植物组成的结构分析研究(李建东等,2003)。  
Note: \* data were obtained from our plant survey in this study and analysis of structure types of botanical composition of *Stipa baicalensis* meadow steppe in the Songnen Plains of China (Li *et al.*, 2003).

硅体碳,对松嫩草原植硅体碳封存的贡献最大。松嫩草原地上部分植硅体碳封存速率约为  $1.67 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

2.3 植硅体与植硅体碳相关性分析  
28 个群落植硅体含量、植硅体含碳量及植硅体碳占干物质含量相关分析的结果表明植硅体含碳量和植硅体含量为显著的负相关关系 ( $P < 0.05$ ) (图 2a),植硅体含量与植硅体碳占干物质含量为显著的负相关关系 ( $P < 0.05$ ) (图 2b),植硅体含碳量与植硅体碳占干物质含量为显著的正相关关系 ( $P < 0.05$ ) (图 2c)。这说明群落的植硅体碳封存能力受植硅体含量和植硅体含碳量的共同影响。

### 3 讨论

3.1 松嫩草原地上部分植硅体碳封存能力  
本研究估算的松嫩草原典型群落地上部分植硅体碳封存速率为  $1.67 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,较前人在区域尺度上对草甸草原的估算值(Song *et al.*, 2012)

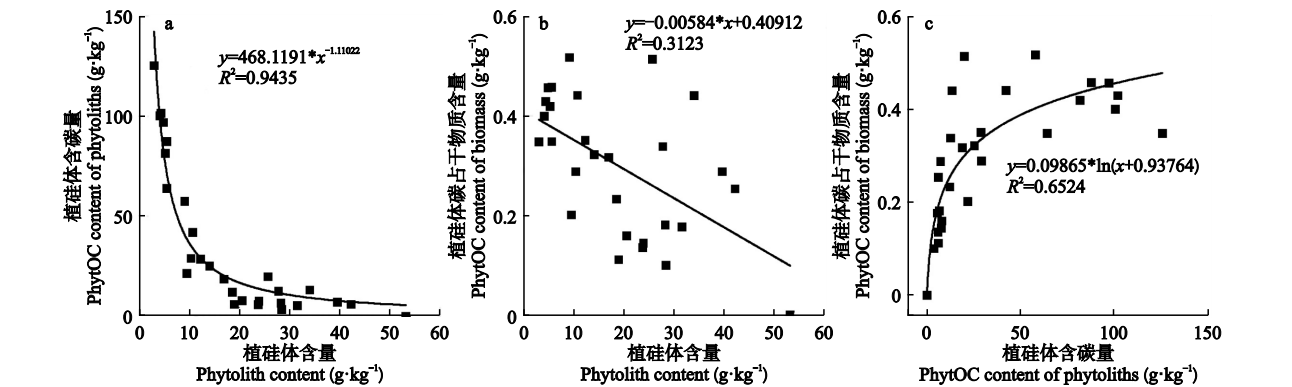


图 2 松嫩草原典型群落植硅体含碳量与植硅体含量相关性 (a)、植硅体碳占干物质含量与植硅体含量相关性 (b)、植硅体碳占干物质含量与植硅体含碳量相关性 (c)  
Fig.2 Correlation between PhytOC content and Phytolith content (a), correlation between PhytOC content of phytoliths and PhytOC content of biomass (b), and correlation between the PhytOC content of phytoliths and phytolith content (c) of typical plant communities in Songnen grassland

1.35 kg CO<sub>2</sub> · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 偏大。

本研究以松嫩草原典型群落为研究对象,着眼于松嫩草原的植硅体碳封存潜力估算,力求在松嫩草原这一区域上以群落作为研究单元的研究结果较前人对草甸草原的研究结果更具有代表性。相较于前人以 18 种中国草原的植物为研究对象,着眼于全球尺度下硅碳耦合循环对中国草甸草原的植硅体碳封存潜力估算工作(Song *et al.*, 2012),本研究是一种空间尺度更小、数据结果对松嫩草原更具代表性的松嫩草原植硅体碳封存潜力估算研究。

Parr 等(2005)在古土壤层的植硅体碳研究中发现,经过 2000 多年的分解,植硅体碳在排水良好的土壤中所占土壤碳的比例由表土中的不到 10% 上升到 82%,植硅体碳能在土壤中长期保存。因此,生态系统中植硅体碳封存是一个长期的积累过程,松嫩草原典型群落地上部分封存的植硅体碳在土壤中不断累积,过去千年内封存的碳汇总量非常可观。但由于环境变化和人类活动的影响,松嫩草原的面积总体呈现变小的趋势(李云平等,2008),这势必直接削弱松嫩草原的植硅体碳封存能力。

由松嫩草原植硅体封存速率的计算公式可以看出,地表净初级生产力对植硅体碳封存速率具有重要的影响作用。因此,提高松嫩草原的净生产力是提高松嫩草原植硅体碳封存能力的主要途径。

### 3.2 群落植硅体碳封存能力的差异和影响因素

本研究发现,不同类型群落的植硅体碳占干物质含量、植硅体含量、植硅体含碳量均有差异(图 1)。湿地、亚热带森林等生态系统中不同植物的植硅体碳占干物质含量、植硅体含量、植硅体含碳量也存在差异(Parr *et al.*, 2010; 左昕昕等, 2011; Song *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2013; 应雨骐等, 2015; Zhao *et al.*, 2016)。这说明群落的植硅体碳封存能力受到群落组成的影响,群落之间的植硅体碳封存能力的差异是群落中不同植物的植硅体碳封存能力差异的叠加。松嫩草原中莎草科群落、禾本科群落的植硅体含量都较高,这与人对于禾本科和莎草科植物固硅能力强,植硅体含量高(介冬梅等, 2011)的研究结果一致,说明优势植物一定程度上影响了群落植硅体含量。

不同类型群落的植硅体碳封存速率有差异,植硅体碳占干物质含量和地上净初级生产力直接影响了群落的植硅体碳封存能力。菊科植物和莎草科植物的植硅体碳占干物质含量大小相近,但菊科群落

地上生产力比多年生的莎草科群落低,因此菊科群落的植硅体碳封存速率要低于莎草科。不同群落地上净初级生产力又随着气温、降水、土壤养分等环境因子的影响(Tilman, 1982; Ma *et al.*, 2010),这些环境因子间接地影响了群落植硅体碳封存能力。禾本科群落即使具有最高的地上净初级生产力,但其植硅体碳占干物质含量小于莎草科群落。禾本科植物植硅体形成过程多为整个细胞被硅化(王永吉等, 1992),而莎草科植物多是每个细胞形成多个植硅体(如硅质突起型,内部为空心为封闭碳提供了空间)(王永吉等, 1992; 邓德山, 2002),并且植硅体产量大(图 1B),莎草科群落封闭的植硅体碳也更多。这说明群落中植物植硅体形成过程也影响群落植硅体碳封存能力。

由图 2b 和图 2c 可看出,群落的植硅体含量与植硅体碳占干物质含量显著负相关,其植硅体含碳量与植硅体碳占干物质含量显著正相关。这说明,群落的植硅体碳封存能力受植硅体含量和植硅体含碳量的影响。

植硅体在植物体内的累积受植物种类(米慧珊等, 2019)、生长位置(米慧珊等, 2019)、植物的空间拓展(米慧珊等, 2019)、植物对不同营养的需求(Jian *et al.*, 2002; Ding *et al.*, 2005)、植物抗病性(Jian *et al.*, 2002; Ding *et al.*, 2005)和人类活动(Su *et al.*, 2004; Zhao *et al.*, 2016)的显著影响,这些因素的改变也会显著影响植物体内植硅体含碳量的变化(Li *et al.*, 2000),也使得各研究的植硅体碳占干物质含量与植硅体含量之间的关系有所区别。

同时,研究表明,植硅体碳占干物质含量受到营养调控机制的显著影响,例如施加 N 肥对华北退化草原的植硅体的影响,适当 N 肥水平增加了植物生长的养分吸收,提高了植硅体碳的累计速率(Zhao *et al.*, 2016)。施加硅肥也会影响水稻生态植硅体碳封存,硅肥的施加提高了植硅体碳占干物质含量、植硅体含量、水稻的地上净初级生产力,提高了水稻生态系统的植硅体碳封存速率(Guo *et al.*, 2015)。

不同植物群落的植硅体形态和粒度大小也存在较大差异,其表面积大小也不同,这可能也影响了植硅体碳封存的速率(Bartoli, 1980, 1985)。

### 3.3 群落植硅体碳与植硅体的相关关系

本研究中,植硅体含碳量与植硅体含量之间有显著的负相关关系(图 2a),即植硅体含碳量随着植硅体含量的增加而减少。前人研究发现,单种植物



中植硅体含量和植硅体含碳量之间无显著的相关关系(左昕昕等, 2011; 应雨骐等, 2015; Zhao *et al.*, 2016)。这是因为植物群落的植硅体含量和植硅体含碳量主要受群落自身的生产能力和周围环境影响, 群落内部不同植物间的竞争并不影响群落整体的植硅体含量和植硅体含碳量, 群落水平上才呈现出二者显著的相关关系。

单种植物吸收单硅酸后进行硅化作用, 有利于增强植物的抗倒伏、抗病害能力, 进而增强植物在群落中的竞争力(Ma *et al.*, 2003; 高丹等, 2009)。植物体内的硅含量与植硅体含量有显著的相关关系( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.87$ )(Song *et al.*, 2012), 植硅体含量可代表着植物体内硅含量。在自然生长条件下, 施加额外适量的硅肥能够提高植物体内的硅含量, 进而提高植物的净生产力水平(宫海军等, 2004)。自然环境提供的单硅酸难以满足群落中所有植物对单硅酸的需求, 群落中固硅能力强的植物能吸收更多的单硅酸, 在体内积累更多的植硅体, 使得其在竞争中占据优势(宫海军等, 2004; 侯彦林等, 2005)。由于群落中各种植物在生长过程中对于单硅酸和  $\text{CO}_2$  的争夺, 群落生产的植硅体和植硅体碳经过了再分配。单种植物之间植硅体含碳量与植硅体含量之间关系受到群落中其他植物竞争的影响, 导致二者之间呈现无显著的相关关系。

目前关于植硅体含碳量和植硅体含量关系的研究较少, 研究的物种也较少。本研究发现的相关关系也可能只是草甸草原典型群落所特有的, 是否适用于其他生态系统中植物群落仍需后续研究验证。

#### 4 结 论

松嫩草原的植硅体碳封存速率为  $1.67 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 是我国重要的植硅体碳封存的场所。禾本科群落、菊科群落和莎草科群落的植硅体碳占干物质含量、植硅体含量、植硅体含碳量、植硅体碳封存能力有着显著的差异, 莎草科群落具有最高的植硅体碳封存速率( $2.151 \text{ kg CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )。植硅体碳占干物质含量与植硅体含量( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.31$ )、植硅体含碳量( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.65$ )之间均有显著正相关关系。植硅体碳封存能力受群落组成、群落地上净初级生产力、植硅体形成过程等因素的共同影响。群落植硅体含碳量和植硅体含量之间存在显著的负相关关系。

#### 参考文献

- 陈继红, 倪红伟. 1998. 松嫩草原放牧地主要植物群落地上生物量的增长规律. 东北林业大学学报, **26**(5): 49–52. [Chen JH, Ni HW. 1998. The growing law of aboveground biomass of main plant communities in grazing field of the Songnen Grasslands. *Journal of Northeast Forestry University*, **26**(5): 49–52.]
- 邓德山. 2002. 嵩草属植物硅酸体系统的研究. 广西植物, **22**(5): 394–398. [Deng DS. 2002. Studies on phytolith system of *Kobresia* (Cyperaceae). *Guihaia*, **22**(5): 394–398.]
- 高丹, 陈基宁, 蔡昆争, 等. 2009. 硅在植物体内的分布和吸收及其在病害逆境胁迫中的抗性作用. 生态学报, **30**(10): 2745–2755. [Gao D, Chen JN, Cai KZ, *et al.* 2009. Distribution and absorption of silicon in plant and its role in plant disease resistance under environmental stress. *Acta Ecologica Sinica*, **30**(10): 2745–2755.]
- 宫海军, 陈坤明, 王锁民, 等. 2004. 植物硅营养的研究进展. 西北植物学报, **24**(12): 2385–2392. [Gong HJ, Chen KM, Wang SM, *et al.* 2004. Advances in silicon nutrition of plants. *Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica*, **24**(12): 2385–2392.]
- 侯彦林, 郭伟, 朱永官. 2005. 非生物胁迫下硅素营养对植物的作用及其机理. 土壤通报, **36**(3): 426–429. [Hou YL, Guo W, Zhu YG. 2005. Effect of silicon on plant and relevant mechanism under abiotic stresses. *Chinese Journal of Soil Science*, **36**(3): 426–429.]
- 介冬梅, 刘红梅, 葛勇, 等. 2011. 长白山泥炭湿地主要植物植硅体形态特征研究. 第四纪研究, **31**(1): 163–170. [Jie DM, Liu HM, Ge Y, *et al.* 2011. Phytolith analysis: Morphological characteristics of peatland plant species in Changbai mountains. *Quaternary Sciences*, **31**(1): 163–170.]
- 李建东, 杨允菲. 2003. 松嫩平原贝加尔针茅草甸草原植物组成的结构分析. 草地学报, **11**(1): 15–22. [Li JD, Yang YF. 2003. Analysis of structure types of botanical composition of *Stipa baicalensis* meadow steppe in the Songnen Plains of China. *Acta Agrestia Sinica*, **11**(1): 15–22.]
- 李云平, 刘永兵, 王计平, 等. 2008. 松嫩草原西部县域尺度景观格局变化及预测——以黑龙江省杜蒙县为例. 中国水土保持科学, **6**(6): 79–86. [Li YP, Liu YB, Wang JP, *et al.* 2008. Landscape pattern change and prediction on county scale of west Songnen grasslands: A case study of Dumeng County. *Science of Soil and Water Conservation*, **6**(6): 79–86.]
- 孟锡福, 姜培坤, 徐秋芳, 等. 2013. 植物生态系统中的植硅体闭蓄有机碳及其在全球土壤碳汇中的重要作用. 浙江农林大学学报, **30**(6): 921–929. [Meng CF, Jiang PK, Xu QF, *et al.* 2013. PhyOC in plant ecological system and its important roles in the global soil carbon sink. *Journal of Zhejiang A&F University*, **30**(6): 921–929.]
- 米慧珊, 高会, 翟水晶, 等. 2019. 闽江河口湿地典型植物群落及交错带植硅体碳分布特征研究. 第四纪研究, **39**(1): 99–107. [Mi HS, Gao H, Zhai SJ, *et al.* 2019. Distribution characteristics of phytolith-occluded carbon in typical plant communities and ecotones in the Min river estuary.

- Quaternary Sciences*, **39**(1): 99–107.]
- 潘文杰, 杨孝民, 张晓东, 等. 2017. 中国陆地生态系统植硅体碳汇研究进展. 地球科学进展, **32**(8): 859–866. [Pan WJ, Yang XM, Zhang XD, *et al.* 2017. Advance in study of phytolith carbon sequestration in terrestrial ecosystems of China. *Advances in Earth Science*, **32**(8): 859–866.]
- 齐玉春, 董云社, 耿元波, 等. 2003. 我国草地生态系统碳循环研究进展. 地理科学进展, **22**(04): 342–352. [Qi YC, Dong YS, Geng YB, *et al.* 2003. The progress in the carbon cycle researches in grassland ecosystem in China. *Progress in Geography*, **22**(4): 342–352.]
- 王永吉, 吕厚远. 1992. 植物硅酸体研究及应用. 北京: 海洋出版社. [Wang YJ, Lü HY. 1992. Phytolith study and its application contents. Beijing: Ocean Press.]
- 杨杰, 李永夫, 黄张婷, 等. 2014. 碱溶分光光度法测定植硅体碳含量. 分析化学, **42**(9): 1389–1390. [Yang J, Li YF, Huang ZT, *et al.* 2014. Determination of phytolith-occluded carbon content using alkali dissolution-spectrophotometry. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, **42**(9): 1389–1390.]
- 杨石磊, 宋照亮, 郝倩, 等. 2019. 草地退化对植物硅分布和植硅体碳汇的影响: 以北方农牧交错带草地为例. 第四纪研究, **39**(1): 89–98. [Yang SL, Song ZL, Hao Q, *et al.* 2019. Impact of grassland degradation on plant silicon distribution and phytolith carbon sequestration. *Quaternary Sciences*, **39**(1): 89–98.]
- 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. [Ying YQ, Xiang TT, Li YF, *et al.* 2015. Estimation of sequestration potential via phytolith carbon by important forest species in subtropical China. *Journal of Natural Resources*, **30**(1): 133–140.]
- 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. [Zuo XX, Lü HY. 2011. Carbon sequestration within millet phytoliths from dry-farming of crops in China. *Chinese Science Bulletin*, **56**(34): 2881–2887.]
- Bartoli F. 1980. Dissolution of biogenic opal as a function of its physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, **44**: 873–878.
- Bartoli F. 1985. Crystallochemistry and surface properties of biogenic opal. *European Journal of Soil Science*, **36**: 335–350.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2006. Ecology: From Individuals to Ecosystems. 4th ed. Oxford: Blackwell. 445–624.
- Ding TP, Ma GR, Shui MX, *et al.* 2005. Silicon isotope study on rice plants from the Zhejiang province, China. *Chemical Geology*, **218**: 41–50.
- Guo FS, Song ZL, Sullivan L, *et al.* 2015. Enhancing phytolith carbon sequestration in rice ecosystems through basalt powder amendment. *Science Bulletin*, **60**: 591–597.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2015. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ji Z, Yang XM, Song ZL, *et al.* 2018. Silicon distribution in meadow steppe and typical steppe of northern China and its implications for phytolith carbon sequestration. *Grass and Forage Science*, **73**: 482–492.
- Jian FM, Kazunori T, Masahiko I, *et al.* 2002. A rice mutant defective in Si uptake. *Plant Physiology*, **130**: 2111–2117.
- Li SG, Harazono Y, Oikawa T, *et al.* 2000. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agricultural and Forest Meteorology*, **102**: 125–137.
- Li ZM, Song ZL, Li BL. 2013. The production and accumulation of phytolith-occluded carbon in Baiyangdian reed wetland of China. *Applied Geochemistry*, **37**: 117–124.
- Ma JF. 2003. Functions of Silicon in Higher Plants. Silicon Biomineralization. Berlin: Springer: 127–147.
- Ma WH, Liu ZL, Wang ZH, *et al.* 2010. Climate change alters interannual variation of grassland aboveground productivity: Evidence from a 22-year measurement series in the Inner Mongolian grassland. *Journal of Plant Research*, **123**: 509–517.
- Pan W, Song ZL, Liu HY, *et al.* 2017. The accumulation of phytolith-occluded carbon in soils of different grasslands. *Journal of Soils and Sediments*, **17**: 2420–2427.
- Parr JF, Sullivan LA, Chen BH, *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.
- Qi LM, Li YH, Huang ZT, *et al.* 2017. Phytolith-occluded organic carbon as a mechanism for long-term carbon sequestration in a typical steppe: The predominant role of below-ground productivity. *Science of the Total Environment*, **577**: 413–417.
- Raven PH, Evert RF, Eichhorn SE. 1999. Biology of Plants. New York: Freeman.
- Song ZL, Liu HY, Si Y, *et al.* 2012. The production of phytoliths in China's grasslands: Implications to the biogeochemical sequestration of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology*, **18**: 3647–3653.
- 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.* 2012. Plant impact on the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: Implications for biogeochemical carbon sequestration. *Earth-Science Reviews*, **115**: 319–331.
- Su ZY, Liu YL, Cui JY, *et al.* 2004. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena*, **59**: 267–278.
- Tilman D. 1982. Resource Competition and Community Structure. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.
- Zhao YY, Song ZL, Xu XT, *et al.* 2016. Nitrogen application increases phytolith carbon sequestration in degraded grasslands of North China. *Ecological Research*, **31**: 117–123.