

# 黄土高原丘陵沟壑区草地恢复对土壤碳氮库的影响

贺少轩<sup>①</sup>, 韩蕊莲<sup>②\*</sup>, 梁宗锁<sup>①②\*</sup>

① 西北农林科技大学生命科学学院, 杨凌 712100;

② 中国科学院水土保持研究所, 杨凌 712100

\* 联系人, E-mail: hanrl@nwsuaf.edu.cn; liangzs@ms.iswc.ac.cn

2015-03-17 收稿, 2015-06-10 接受, 2015-06-24 网络版发表

国家高技术研究发展计划(2015BAC01B03)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-XB-05-01)资助

**摘要** 对黄土高原丘陵沟壑区坡耕地及撂荒后5, 13, 24, 32 a自然恢复草地的土壤有机碳(SOC)、无机碳(SIC)、全氮(TN)含量及储量(SOCs, SICs, TNs)进行了测定分析. 结果显示, 土壤有机碳含量随土壤垂直剖面降低. 与坡耕地相比, 0~5 cm SOC含量在草地恢复10 a后显著升高, 而5~100 cm各土层的SOC含量在草地恢复的20 a后显著升高; 0~100 cm各土层SIC含量在草地恢复5 a后即显著增加, 且不同的恢复草地具有不同的SIC剖面分布类型. TN含量与SOC含量变化相似. 但与坡耕地相比, 早期的恢复(5, 13 a)草地表层0~5 cm TN升高不明显, 5~100 cm TN在草地恢复的5 a后显著升高. SOC(0~100 cm)在恢复5 a的草地显著降低, 恢复10 a后, 显著升高; SIC(0~100 cm)和TN(0~100 cm)在草地恢复5 a后即显著增加. 此外, 计算了土壤总碳储量(STCs), 发现草地恢复过程中土壤碳库特征表现为越来越高的SOCs/STCs和越来越低的SICs/STCs. 在草地恢复过程中, SOC和TN, STCs和TNs显著正相关( $P < 0.01$ ). 因此, 草地恢复加强了土壤碳库的积累, 包括土壤有机碳库和无机碳库, 但是这两个碳库在总碳库的占比相反. 多年生草种在土壤碳氮库积累中起重要作用.

## 关键词

黄土高原  
草地恢复  
土壤碳氮

气候变暖已经成为一个全球变化热点. 土壤作为最大的陆地碳库, 对大气二氧化碳的源或库效应就变得极为关键<sup>[1]</sup>. 土地利用变化, 作为全球变化的一个重要组成部分, 正在改变着植物群落和生态系统属性, 同时影响土壤碳氮循环<sup>[2,3]</sup>. 农田撂荒在全球尺度上普遍发生, 特别是在干旱区域. 造成这一土地利用变化的原因很多, 如农田作物产量下降、土壤退化、侵蚀等<sup>[4,5]</sup>. 农田撂荒后的植被再生是退化生态系统侵蚀控制和生态恢复的一个重要策略. 许多报道评估了不同恢复措施对土壤碳氮动态的影响. 最近的研究结果越来越形成一种共识: 对于退化的生态系统, 自然植被恢复更有利于环境因子改善以及土壤碳氮固定. 例如, 中国黄土高原的一些研究表明, 在撂荒后的植被恢复过程中, 自然恢复的草地土

壤比林地土壤固定了更多的碳<sup>[6-8]</sup>.

土壤碳库总体由有机碳库和无机碳库组成. 土壤有机碳主要指土壤有机质中的碳、或者处于不同分解阶段的生物残体总和. 由于有机碳库与生物体的密切关系以及部分活跃有机碳的快速分解对大气产生的温室效应, 土壤有机碳的含量和储量动态受到极大关注. 土壤无机碳主要指碳酸盐矿物, 例如碳酸钙和碳酸镁. 碳酸盐矿物由两部分组成: 母质无机碳和成土无机碳. 由于土壤无机碳相对稳定, 所以关注较少. 一些研究表明, 在干旱条件下次生碳酸盐的沉积可能形成一个巨大的无机碳库. 土壤无机碳库动态可能在区域性的碳收支中, 发挥关键性作用<sup>[1]</sup>. 因此, 一些学者认为干旱区的土壤无机碳动态应该引起高度关注<sup>[9-11]</sup>. 此外, 碳-氮互相作用对于调控陆

**引用格式:** 贺少轩, 韩蕊莲, 梁宗锁. 黄土高原丘陵沟壑区草地恢复对土壤碳氮库的影响. 科学通报, 2015, 60: 1932-1940

He S X, Han R L, Liang Z S. Effect of grass restoration on soil carbon and nitrogen in the hilly area of the Loess Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 1932-1940, doi: 10.1360/N972015-00247

地生态系统碳固定发挥重要作用<sup>[12]</sup>。例如，在氮素缺乏的土壤条件下，氮素的施入可以提高生态系统碳的积累<sup>[13]</sup>。

人类土地利用下土壤碳氮循环变化规律是当前全球变化研究的重点领域之一，对未来全球增温情形下陆地生态系统碳的源汇效应具有重要的意义。本研究选取黄土高原丘陵沟壑区一个小流域，调查了在坡耕地撂荒后草地恢复过程中土壤有机碳、无机碳和总氮含量，估计了土壤碳氮储量以及分析了土壤有机碳和无机碳、土壤碳库和氮库的关系。在草地恢复过程中，研究土壤碳氮动态，厘清土壤碳氮关系，对揭示人类土地利用下土壤碳氮循环变化规律和发展有效的固碳措施具有重要意义。

## 1 研究区概况

研究位点处于陕西省延安市安塞县高桥试验区(36°39'N, 109°11'E)。此区是典型的黄土高原丘陵沟壑区，具有温带半干旱气候。年平均温度为8.8℃，年平均蒸散量为1490 mm，年平均降雨量为513 mm，大部分的降雨集中发生在7~9月，占到全年降雨量的约70%。年均无霜期约为157 d。野外观测的年平均土壤温度为17.2℃，年平均土壤湿度为12.6%(体积百分比)。土壤质地为黄绵土，具有低肥力、高渗透性。此区域的坡耕地每年春季犁耕，几乎不使用肥料。目前，农田主要位于平坝区，坡耕地已被撂荒，且转变成了人工林地和次生草地。次生草地主要优势草种为猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)(C<sub>3</sub>)、铁杆蒿(*Artemisia sacrorum*)(C<sub>3</sub>)、达乌里胡枝子(*Artemisia sacrorum*)(C<sub>3</sub>)和白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)(C<sub>4</sub>)。它们具有不同的生活类型，这些生活型利于其生存和使其在自然恢复的草地中处于优势地位。例如，猪毛蒿茎秆小、多刺状叶；铁杆蒿具有很强的茎基部分蘖能力；达乌里胡枝子属于豆科植物，具有固氮能力和

深根系；白羊草，由于庞大的纤维状根系，具有很强的植被再生能力。此外，此区域还有片状分布的林地，如沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、杨树(*Populus simonii*)等。

## 2 研究方法

Du等人<sup>[14]</sup>对此区域内农田撂荒后的草地演替进行了分析。结果表明，在农田撂荒的早期，一至二年生的草种占优势(如猪毛蒿)；在撂荒中期，多年生草种占优势(如铁杆蒿、苍耳等)；在撂荒的后期，矮灌木(如达乌里胡枝子)和短根茎草种(白羊草)占优势。在本研究中，基于本地的植被演替过程和自然种的生态特征，选取了典型的优势种群落样地。它们是猪毛蒿群落(5 a)、铁杆蒿群落(13 a)、达乌里胡枝子群落(24 a)和白羊草群落(32 a)(表1)。群落撂荒年限由调查询问获得。农田被撂荒以前，主要种植玉米，所有的样地均为坡耕地，且在高度(1200~1300 m)、坡向(西南)、坡度(30°~40°)和农田管理措施上差异较小。撂荒地经历了自然植被恢复，且几无人为干扰。

### 2.1 实验设计与采样

由于猪毛蒿为一年生草种且几乎均匀分布于早期的撂荒坡地，由单个植物造成的土壤异质性可以忽略。因此，本文随机选取6个1 m×1 m的样方，采集植物样品。其他的群落优势种为多年生。具体来说，铁杆蒿和达乌里胡枝子为多年丛生灌木，白羊草为多年生丛生草本。多年生植物可以在其下部聚集资源，形成资源岛，进而造成巨大的土壤异质性<sup>[15]</sup>。本文还选取6个1 m×1 m的样方，采集植物样品，但是样方内尽量包含优势种。这种取样方法是基于以下3点：(1) 处于优势种地位的多年生植物是造成土壤异质性的一个重要因素；(2) 多年生草地有时存在很大的植物间的空地；(3) 草地恢复对土壤碳库分布的影响

表1 不同恢复年限优势种群落基本情况<sup>a)</sup>

Table 1 The background of dominant-species communities at different abandoned years

草地恢复年限 (a)	地上部生物量 (g/m <sup>2</sup> )	地下部生物量 (g/m <sup>2</sup> )	枯落物量 (g/m <sup>2</sup> )	盖度(%)	高度(cm)	优势种	生活型
5	111.75±13.58 <sup>b</sup>	21.20±7.86 <sup>c</sup>	51.73±10.22 <sup>b</sup>	20.00±5.24 <sup>c</sup>	23.33±10.17 <sup>c</sup>	猪毛蒿	一年生草本
13	139.61±37.08 <sup>b</sup>	233.45±53.80 <sup>b</sup>	61.84±16.89 <sup>b</sup>	48.33±6.33 <sup>b</sup>	71.67±3.58 <sup>a</sup>	铁杆蒿	多年生草本半灌木
24	324.28±33.14 <sup>a</sup>	278.71±24.83 <sup>b</sup>	213.49±77.82 <sup>a</sup>	70.00±5.68 <sup>a</sup>	46.67±7.47 <sup>b</sup>	达乌里胡枝子	多年生草本灌木
32	371.16±99.89 <sup>a</sup>	428.31±173.34 <sup>a</sup>	189.43±67.34 <sup>a</sup>	65.00±7.27 <sup>a</sup>	55.00±8.12 <sup>b</sup>	白羊草	多年生草本

a) 表中的数据为均值±标准差。同列数据后字母不同表示差异显著(P<0.05)

是我们关注的要点. 在2012年8月, 从茎基部刈除测定地上部生物量, 采集枯落物和根系(0~50 cm), 6个样方重复. 所有植物样品迅速运到中国科学院安塞生态观测站, 称取鲜重, 取一部分在105℃(48 h)烘至恒重(±0.01 g). 生物量计算以湿重乘以干湿重比例.

土壤样品的采集: 在每个样地的坡中部横向间隔10 m挖3个100 cm的土壤剖面, 用100 cm<sup>3</sup>的环刀采集地下0~5, 5~10, 10~20, 20~40, 40~60, 60~80, 80~100 cm土层内的土壤, 每个剖面同一层的土样取等量的3份共9份混匀作为一个土壤样品. 环刀测定土壤容重, 每个样地取9个重复.

## 2.2 土壤指标测定与计算

土壤样品实验室内风干, 手动去除可见的根系残体后过2.0 mm筛. 土壤碳测定采用LiquiTOCII分析仪(Elementar, 德国), 总氮含量测定采用凯氏定氮法(Kjeldahl azotometer, VS-KT-P, 日本), 3个重复. 根据LiquiTOCII分析仪操作手册, 土壤总碳(STC)通过固体模式直接上样测定. 土壤有机碳的测定需要对样品进行酸化前处理, 以去除无机碳. 大约1 g的过筛土样用1 mol/L HCl浸泡, 直到无气泡产生, 用去离子水洗涤至pH 7, 50℃干燥, 通过LiquiTOCII分析仪固体模式上样测定有机碳. 由于此有机碳为去除碳酸钙后土样的测定值, 而实际土壤样品的有机碳可用下述公式转换:

$$SOC = (12 - STC) / (12 - SOC') \times SOC', \quad (1)$$

式中, SOC, STC和SOC'分别是土壤有机碳、土壤总碳、酸化处理后土壤样品的有机碳测定值. 公式(1)中的“12”是碳酸钙中碳的百分含量. 此公式来源于LiquiTOCII分析仪的数据处理说明.

土壤无机碳(SIC)由总碳(STC)和有机碳(SOC)含量差值获得. 计算公式为

$$SIC = STC - SOC. \quad (2)$$

因所采土壤全部通过2.0 mm筛, 因此, 单位面积一定深度范围内土壤有机碳储量SOCs(kg/m<sup>2</sup>)、无机碳储量SICs(kg/m<sup>2</sup>)、总碳储量STCs(kg/m<sup>2</sup>)以及总氮储量TNs(kg/m<sup>2</sup>)分别为各个土层的储量之和, 计算公式分别为

$$SOCs = \sum_{i=1}^n BD_i \times SOC_i \times D_i / 100, \quad (3)$$

$$SICs = \sum_{i=1}^n BD_i \times SIC_i \times D_i / 100, \quad (4)$$

$$STCs = \sum_{i=1}^n BD_i \times STC_i \times D_i / 100, \quad (5)$$

$$TNs = \sum_{i=1}^n BD_i \times TN_i \times D_i / 100, \quad (6)$$

此处,  $BD_i$ 是第*i*层的土壤容重(g/cm<sup>3</sup>),  $SOC_i$ 是第*i*层的土壤有机碳含量(g/kg),  $SIC_i$ 是第*i*层的土壤无机碳含量(g/kg),  $STC_i$ 是第*i*层的土壤总碳含量(g/kg),  $TN_i$ 是第*i*层的土壤总氮含量(g/kg),  $D_i$ 是第*i*层的土层厚度(cm),  $n$ 是土层的数目, 100为转换系数.

## 2.3 数据处理

单因素方差分析比较不同撂荒年限同层土壤测定指标的显著性, 显著水平在0.05水平上. 当在 $P < 0.05$ 水平上观测到显著性, 用最小显著差数法(LSD法)进行多重比较. 所有数据分析采用SPSS, ver. 17.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

## 3 结果与分析

### 3.1 土壤碳含量和储量

坡耕地撂荒后, 土壤有机碳含量在草地演替的后期(>20 a)显著升高(图1(a)). 与坡耕地相比, 对于5 a的恢复草地, 土壤有机碳变化很小; 在13 a的恢复草地, 0~5 cm的土壤有机碳显著增加, 而5 cm以下的土层, 土壤有机碳无明显变化. 在0~20 cm土层, 32 a的恢复草地具有最大的土壤有机碳; 在40~100 cm土层, 24 a的恢复草地具有最大的土壤有机碳. 土壤无机碳含量在草地恢复5 a后即显著升高, 在不同的恢复草地, 无机碳沿土壤剖面分布不同(图1(b)). 土壤有机碳储量在草地演替的后期(>20 a)显著升高(图2(a)). 对于5 a的恢复草地, 0~10 cm土壤有机碳储量无显著变化, 0~100 cm土壤有机碳储量显著降低; 对于13 a的恢复草地, 土壤有机碳储量(0~10和0~100 cm)均显著增加; 对于20 a以上的恢复草地, 土壤有机碳储量显著高于早期的恢复草地. 土壤无机碳储量(0~100 cm)在草地恢复5 a后即显著升高(图2(b)). 对于5 a的恢复草地, 0~20 cm的土壤无机碳储量无显著变化; 对于13 a的恢复草地, 0~20 cm的土壤无机碳储量最大; 对于24 a的恢复草地, 0~100 cm土壤无机碳储量最大. 草地恢复导致越来越高的SOCs/STCs, 越来越低的SICs/STCs(图3).

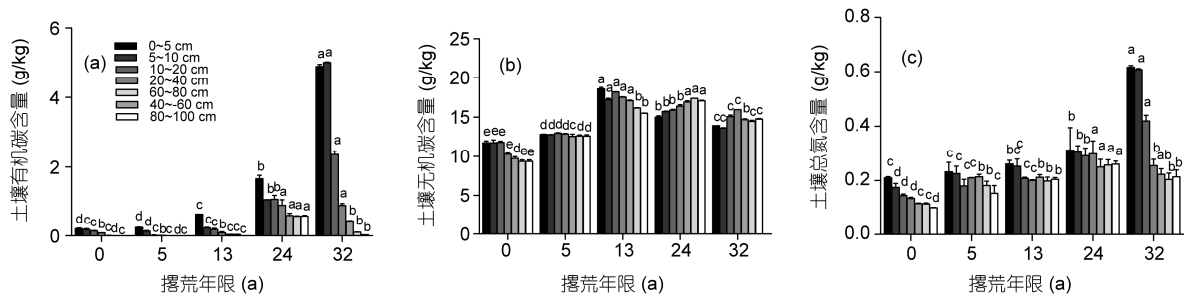


图1 坡耕地和恢复草地土壤有机碳含量(a)、无机碳含量(b)、总氮含量(c)在0~100 cm土壤剖面分布. 平均值±标准差, 样本数  $n=9$ . 同一土层不同字母表示差异显著( $P<0.05$ ), 下同

Figure 1 Distribution of (a) SOC, (b) SIC and (c) TN content in 0–100 cm soil profile following the conversion of cropland to grassland. The data of table indicate average values±standard deviation,  $n=9$ . Data with different letters in the same soil layer are different significantly ( $P<0.05$ ). The same as below

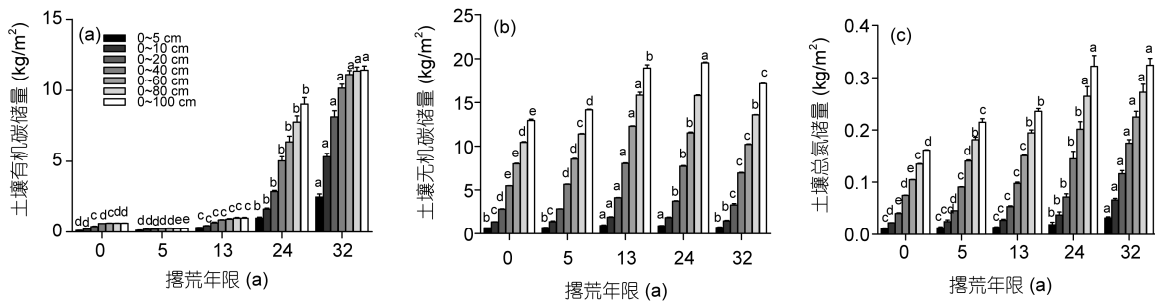


图2 坡耕地和恢复草地的土壤有机碳储量(a)、无机碳储量(b)、总氮储量(c)在0~100 cm土壤剖面分布

Figure 2 Distribution of (a) SOC, (b) SIC and (c) TN storages in 0–100 cm soil profile following the conversion of cropland to grassland

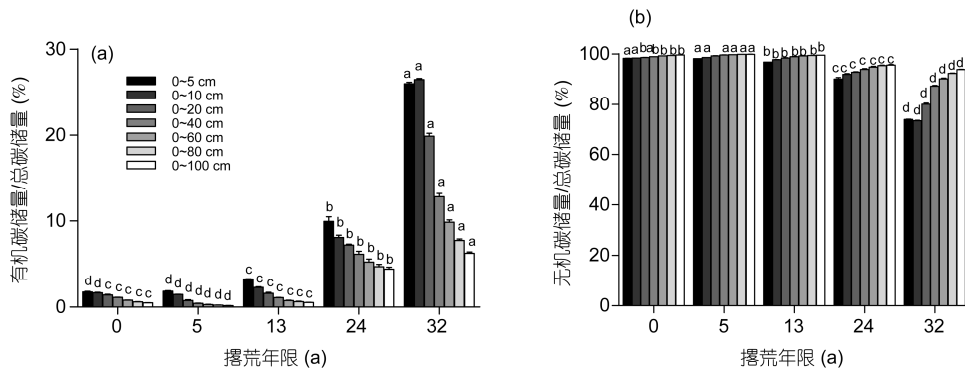


图3 坡耕地和恢复草地的土壤有机碳储量/总碳储量(a), 无机碳储量/总碳储量(b)在0~100 cm土壤剖面分布

Figure 3 Distribution of (a) SOC/STCs and (b) SIC/STCs in 0–100 cm soil profile following conversion of farmland to grassland

### 3.2 土壤氮含量和储量

与土壤有机碳含量变化相似, 土壤总氮含量在草地演替的后期(>20 a)显著增加(图1(c)). 与农田土壤相比, 在早期的恢复草地(5, 13 a), 0~5 cm的土壤总氮增加不显著; 0~20 cm的土壤总氮在草地恢复后32 a最大; 20~100 cm土壤总氮在草地恢复后的24 a最大. 0~100 cm土壤总氮储量在草地演替的后期(>20 a)

显著增加(图2(c)). 与农田土壤相比, 在草地恢复的早期, 土壤表层的总氮储量并无显著增加, 土壤下层(0~100 cm)的总氮储量显著增加. 草地恢复20 a以上, 土壤总氮储量较之农田和早期恢复草地显著更高.

### 3.3 土壤碳氮关系

土壤碳和氮有显著正相关关系(图4). 即土壤有

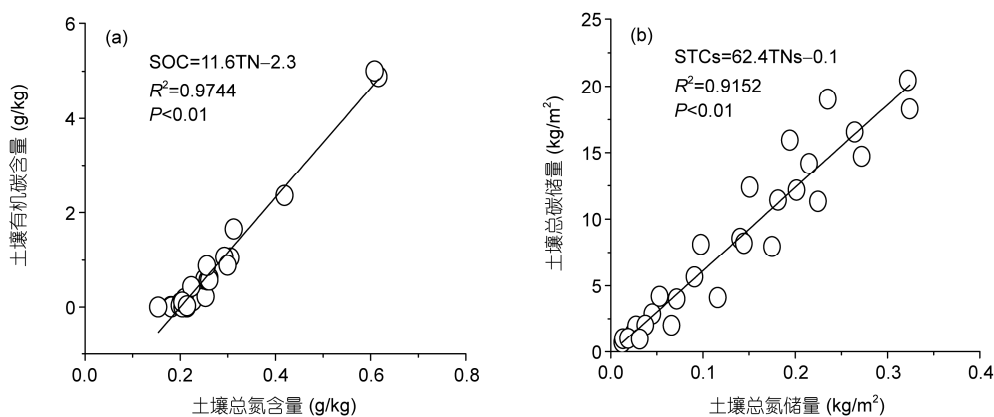


图4 土壤有机碳含量和总氮含量关系(a)、土壤总碳储量和总氮储量关系(b)  
Figure 4 Relationship between (a) SOC and TN, (b) STC storages and TN storages

机碳和总氮含量、土壤总碳和总氮储量显著正相关( $P < 0.01$ ), 它们的关系用公式分别表示为 $SOC = 11.6TN - 2.3$ (图4(a)),  $STCs = 62.4TNs - 0.1$  (图4(b)).

#### 4 讨论

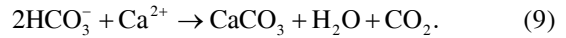
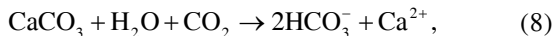
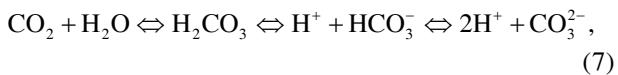
在本研究中, 所有调查样地的土壤有机碳和总氮含量均值低于大部分的文献报道<sup>[16-18]</sup>, 并且和黄土高原水蚀风蚀过渡带的水平相当(35°25'~40°38'N, 103°00'~113°53'E)<sup>[19]</sup>. 实际上, 土壤侵蚀一直是影响恢复草地土壤碳氮库的一个重要因素<sup>[1]</sup>. 降雨引发的土壤表面径流以及大风造成了枯落物损失, 减少了向土壤的生物量输入. 因此, 优势草种对土壤表层的占据程度决定了抵抗侵蚀的强度, 也进一步影响了土壤碳氮库的积累<sup>[20]</sup>. 在本研究中, 早期的恢复草地(5 a), 一年生草种处于优势地位如猪毛蒿. 猪毛蒿冠幅小, 根系浅, 其生长特征决定了抵抗土壤侵蚀的有效性不足. 本文的结果(5 a的草地恢复, 土壤有机碳含量和储量均降低)在很大程度上是由土壤侵蚀造成的. 此外, 农田撂荒后、人工施肥缺失、土壤有机碳分解也会导致土壤有机碳的降低. 在本研究中, 20 a的草地恢复导致了显著更高的土壤碳氮储量增加. 本文的结果和前人的研究结果一致, 即自然植被生长需要相对长的时间恢复生态系统属性<sup>[5,8]</sup>. 但是, 本文结果显示13 a的草地恢复显著提高了土壤有机碳和总氮的含量和储量, 尽管增加的幅度很低. 这个结果表明多年生草种的再生对生态系统的恢复具有重要作用. 原因是多年生草种, 一方面可以保证植物生物量的长时间持续输入, 另一方面有效地缓解土壤侵蚀<sup>[20]</sup>. 此外, 多年生草种聚集丛生使这种持续

性和有效性得到了加强. 因此, 农田撂荒后草地恢复过程至少需要20 a的时间才能达到土壤有机碳和总氮更高水平的增加. 在这个过程中, 许多其他的不确定因素也会影响植物生物量的输入, 例如输入的有机质数量和质量差异、微生物群落和结构变化. 在本研究中, 显著更高的表层土壤有机碳含量和总氮含量出现在32 a的恢复草地; 显著更高的深层土壤有机碳含量和总氮含量出现在24 a的恢复草地. 这个结果表明种的生活特征对于土壤碳氮库的积累具有重要作用<sup>[21]</sup>. 白羊草产生大量的须根, 且集中分布于表层, 这导致了表层土壤最大的土壤有机碳和总氮含量; 达乌里胡枝子具有固氮能力和较深的直根分布, 这导致了深层土壤最大的土壤有机碳和总氮含量. 不同的优势草种表现出了不同的土壤碳库和氮库的增加机制. 本文认为白羊草可能通过增加细根周转增加了土壤碳氮输入, 而达乌里胡枝子可能通过增加深层土壤氮的可利用性, 影响微生物群落, 从而影响土壤有机质矿化.

Mi等人<sup>[11]</sup>利用第二次国家土壤普查数据, 分析了中国土壤无机碳的特征, 发现无机碳的含量和垂直分布受到气候和土地利用类型的影响. 在干旱区, 草地的土壤无机碳含量高于农田. 本研究表明, 土壤无机碳在草地恢复的早期即显著增加, 且在演替的草地内沿土壤垂直剖面分布类型不同. 结果显示, 撂荒后的恢复草地在0~100 cm土壤剖面上, 具有不同的土壤无机碳含量垂直分布类型. 具体表现为: 土壤无机碳含量有较小的变化(5 a); 土壤无机碳随土层深度增加而降低(13 a); 土壤无机碳随土层深度增加而增加(24 a); 土壤无机碳在100 cm土层中部最大

(32 a). 本研究中所有调查样地的土壤无机碳储量(0~100 cm)为12.9~19.5 kg/m<sup>2</sup>, 和Mi等人<sup>[11]</sup>的报道相近(15~20 kg/m<sup>2</sup>). 0~100 cm的土壤无机碳储量在农田撂荒后5 a即显著增加, 且在24 a恢复草地达到最大值. 与农田相比, 对于5 a的草地恢复, 0~20 cm的土壤无机碳储量无明显变化; 对于32 a的草地恢复, 0~5 cm的土壤无机碳储量亦无明显变化. 草地演替过程中, 土壤无机碳储量恢复较之有机碳储量恢复更复杂. 与农田相比, 0~100 cm土壤有机碳储量增量分别为-0.039(5 a), 0.037(13 a), 0.840(24 a)和1.082 kg/m<sup>2</sup>(32 a); 0~100 cm土壤无机碳储量增量分别为1.209(5 a), 6.000(13 a), 6.608(24 a)和4.212 kg/m<sup>2</sup>(32 a). 结果表明, 在农田撂荒后的草地恢复过程中, 土壤无机碳储量增量高于土壤有机碳储量增量. 土壤无机碳储量占总碳储量的大部, 所有调查样地的SICs/STCs超过了94%, 显著高于中国土壤的均值40%<sup>[11]</sup>. 说明此区是一个巨大的土壤无机碳碳库. 研究发现撂荒地的自然演替导致越来越高的SOCs/STCs和越来越低的SICs/STCs. 具体来说, 表层土壤的SOCs/STCs高于深层土壤, 演替后期草地的SOCs/STCs高于早期草地. 而SICs/STCs和SOCs/STCs的变化趋势相反. 因此, 草地恢复加强了土壤碳库的积累, 包括土壤有机碳库和无机碳库, 但是这两个碳库在总碳库的占比相反. 我们推测, 草地恢复过程中, 土壤碳库比例的变化可能对二氧化碳流动态产生重要影响<sup>[22]</sup>.

目前, 在草地恢复过程中, 对于影响无机碳积累的因素和动态机理的解释甚少. 在中国的黄土高原干旱区, 许多环境因子有利于土壤无机碳的积累, 如骤雨、强烈的蒸散和特殊的成土母质<sup>[23]</sup>. 但是, 严重的侵蚀造成了坡地土壤无机碳的损耗. 撂荒后的草地恢复, 代表了优势草种不同的生活类型, 它们的作用在一定程度上缓解了土壤表层的径流<sup>[14]</sup>, 加强了土壤无机碳组分(可溶性无机碳和次生碳酸盐)的截留和入渗. 另一方面, 生物源二氧化碳向可溶性无机碳和次生碳酸盐的转化过程可能对无机碳的积累发挥巨大作用. 例如, 植物枯落物的分解、根系和微生物呼吸能够产生大量的二氧化碳, 部分二氧化碳可通过下列反应进入无机碳:



反应式(8)和(9)表明次生碳酸盐的形成不能产生无机碳的净增加. 但是, 如果根系和微生物源的二氧化碳溶解进入土壤水分, 则可溶性无机碳(DIC)或者次生碳酸盐形成. 这种形式的碳可以随降雨形成的表层径流进入河流, 亦或在某个土层沉积, 从而产生一个巨大的土壤无机碳库. Zhang等人<sup>[24]</sup>报道, 在农田撂荒后的植被演替过程中, 优势种群落根际土壤的微生物呼吸增强. 因此, 这个过程产生的二氧化碳促进了反应式(7)和(8), 从而产生了更多的可溶性无机碳. 黄土高原骤雨和强烈的蒸散作用可能加剧了可溶性无机碳的形成和随后在土层的沉积. 土壤无机碳含量的垂直分布可能是由上述因素复杂的共同作用引起<sup>[11]</sup>. 精确地解析这些因素的作用, 需要进一步的野外实验支撑.

在本研究区草地恢复过程中, 大气或生物源CO<sub>2</sub>向重沉淀的碳酸盐碳的转化, 可能是增加土壤次生碳酸盐和无机碳含量的一个重要途径<sup>[25]</sup>. 土壤有机碳的输入主要通过植物残体分解产生, 而此区的环境条件, 如侵蚀、高温、干旱等不利于有机碳的积累, 而且多年生草种的建立以及稳定持续的枯落物输入需要较长时间. 相反, 该区土壤无机碳含量丰富, 且环境条件有利于次生碳酸盐的形成<sup>[26]</sup>, 尤其存在有机碳向无机碳的转化过程, 如土壤有机碳分解、植物根系及微生物呼吸产生的CO<sub>2</sub>-C通过土壤介导向无机碳转移<sup>[27]</sup>. 因此, 在相同的草地恢复时间内, 土壤无机碳库较之有机碳库恢复更快.

草地恢复过程中, 土壤有机碳含量和总氮含量、土壤总碳储量和总氮储量存在显著的正相关关系. 这个结果揭示了土壤氮的管理对于提高土壤碳库具有很大潜力. 目前, 土壤在反馈全球变暖效应方面存在一个氮的渐进限制理论, 这个理论认为在大气二氧化碳升高的条件下(即二氧化碳施肥), 陆地生态系统中植物和土壤的碳固定受到生态系统中氮可利用性的限制<sup>[13]</sup>. 在研究区域, 恢复草地遭受严重的水蚀风蚀, 氮素缺乏. 此外, 水分的缺乏严重影响氮循环过程和氮的可利用性<sup>[28]</sup>. 恢复生态学家认为, 在草地恢复过程中, 引入演替后期的优势草种白羊草和达乌里胡枝子到早期的恢复草地可以加速植被恢复<sup>[29]</sup>. 本文结果支持恢复生态学家的观点. 在草地恢复过程中, 施氮肥、保水、引入演替后期优势种等的提高草地管理措施, 可以加速提高恢复草地的土

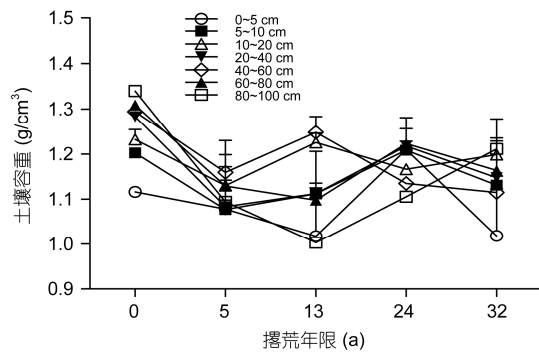


图5 坡耕地和恢复草地的土壤容重的变化

Figure 5 Changes of soil bulk density following the conversion of cropland to grassland

壤碳氮储量<sup>[30,31]</sup>.

在计算土壤碳库的时候,必须考虑土壤容重.在本研究中,撂荒后恢复草地的土壤容重总体降低,并没有随草地演替而降低,在垂直土壤剖面上也无增加趋势(图5).这可能是由于草地恢复过程中,土壤侵蚀差异和优势种植物不同作用所致.实验过程中,发现在草地恢复过程中,土壤在物理、化学和生物学参数上的异质性,本研究重点关注了多年生优势种对土壤碳氮库异质性的影响.这种异质性的形成是优势植物通过根际水分动态、营养动态和微生物属性

对土壤微环境影响的结果<sup>[32]</sup>.本研究强调多年生草种对土壤碳氮库恢复的重要作用.

## 5 结论

在黄土高原一个小流域内,调查了坡耕地撂荒后草地自然恢复过程中,土壤碳氮变化.表层和深层土壤有机碳含量在草地恢复20 a后显著增加,表层和深层土壤无机碳含量则在草地恢复5 a后显著增加.结果表明坡耕地撂荒后自然草地恢复过程中,土壤无机碳含量比之土壤有机碳含量恢复更快.土壤有机碳储量(0~100 cm)在草地恢复13 a后显著增加,但增量较小,20年后增量显著提高;土壤无机碳储量(0~100 cm)在草地恢复5 a后即显著增加,且在24 a的草地恢复后达到最大值.结果表明农田撂荒后土壤无机碳储量较之有机碳储量增加更多.因此,在黄土高原干旱条件下的草地恢复过程中,土壤无机碳动态应该受到重视.草地恢复过程中,土壤有机碳和总氮含量、土壤碳储量和氮储量显著正相关.多年生草种在土壤碳氮库变化中起重要作用.因此,建议通过施氮肥、保水、引入演替后期优势种到早期恢复草地等措施,加速黄土高原丘陵沟壑区恢复草地的土壤碳氮库积累.

## 参考文献

- Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 2004, 123: 1–22
- Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur J Soil Sci*, 2014, 65: 10–21
- Shang Z H, Cao J J, Guo R Y, et al. The response of soil organic carbon and nitrogen 10 years after returning cultivated alpine steppe to grassland by abandonment or reseeded. *Catena*, 2014, 119: 28–35
- McLauchlan K K, Hobbie S E, Post W M. Conversion from agriculture to grassland builds soil organic matter on decadal timescales. *Ecol Appl*, 2006, 16: 143–153
- Zhao W Z, Xiao H L, Liu Z M, et al. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China. *Catena*, 2005, 59: 173–186
- Chen L D, Gong J, Fu B J, et al. Effect of land use conversion on soil organic carbon sequestration in the loess hilly area, Loess Plateau of China. *Ecol Res*, 2007, 22: 641–648
- Wei J, Cheng J M, Li W J, et al. Comparing the effect of naturally restored forest and grassland on carbon sequestration and its vertical distribution in the Chinese Loess Plateau. *PLoS One*, 2012, 7: e40123, doi: 40110.41371/journal.pone.0040123
- Jin Z, Dong Y, Wang Y, et al. Natural vegetation restoration is more beneficial to soil surface organic and inorganic carbon sequestration than tree plantation on the Loess Plateau of China. *Sci Total Environ*, 2014, 485–486: 615–623
- Hirmas D R, Amrhein C, Graham R C. Spatial and process-based modeling of soil inorganic carbon storage in an arid piedmont. *Geoderma*, 2010, 154: 486–494
- Liu Z H, Dreybrodt W, Wang H J. A new direction in effective accounting for the atmospheric CO<sub>2</sub> budget: Considering the combined action of carbonate dissolution, the global water cycle and photosynthetic uptake of DIC by aquatic organisms. *Earth-Sci Rev*, 2010, 99: 162–172
- Mi N, Wang S Q, Liu J Y, et al. Soil inorganic carbon storage pattern in China. *Glob Change Biol*, 2008, 14: 2380–2387

- 12 Fornara D A, Tilman D. Soil carbon sequestration in prairie grasslands increased by chronic nitrogen addition. *Ecology*, 2012, 93: 2030–2036
- 13 Gill R A, Anderson L J, Polley H W, et al. Potential nitrogen constraints on soil carbon sequestration under low and elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Ecology*, 2006, 87: 41–52
- 14 Du F, Shao H B, Shan L, et al. Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau, China. *Colloid Surface B*, 2007, 58: 278–285
- 15 Burke I C, Lauenroth W K, Riggle R, et al. Spatial variability of soil properties in the shortgrass steppe: The relative importance of topography, grazing, microsite, and plant species in controlling spatial patterns. *Ecosystems*, 1999, 2: 422–438
- 16 Fang X, Xue Z J, Li B C, et al. Soil organic carbon distribution in relation to land use and its storage in a small watershed of the Loess Plateau, China. *Catena*, 2012, 88: 6–13
- 17 Wang Y F, Fu B J, Lu Y H, et al. Local-scale spatial variability of soil organic carbon and its stock in the hilly area of the Loess Plateau, China. *Quat Res*, 2010, 73: 70–76
- 18 Xue Z J, Cheng M, An S S. Soil nitrogen distributions for different land uses and landscape positions in a small watershed on Loess Plateau, China. *Ecol Eng*, 2013, 60: 204–213
- 19 Fu X L, Shao M A, Wei X R, et al. Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma*, 2010, 155: 31–35
- 20 Zhu B B, Li Z B, Li P, et al. Soil erodibility, microbial biomass, and physical-chemical property changes during long-term natural vegetation restoration: A case study in the Loess Plateau, China. *Ecol Res*, 2010, 25: 531–541
- 21 Mahaney W M, Smemo K A, Gross K L. Impacts of C<sub>4</sub> grass introductions on soil carbon and nitrogen cycling in C<sub>3</sub>-dominated successional systems. *Oecologia*, 2008, 157: 295–305
- 22 Wang J, Epstein H E, Wang L X. Soil CO<sub>2</sub> flux and its controls during secondary succession. *J Geophys Res*, 2010, 115: G02005, doi: 02010.01029/02009JG001084
- 23 Li Z P, Han F X, Su Y, et al. Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China. *Geoderma*, 2007, 138: 119–126
- 24 Zhang C, Liu G B, Xue S, et al. Rhizosphere soil microbial properties on abandoned croplands in the Loess Plateau, China during vegetation succession. *Eur J Soil Biol*, 2012, 50: 127–136
- 25 Pan G X, Sun Y H, Teng Y Z, et al. Distribution and transferring of carbon in kast soil system of peak forest depression in humid subtropical region. *Chin J Appl Ecol*, 2000, 11: 69–72 [潘根兴, 孙玉华, 滕永忠, 等. 湿润亚热带峰丛洼地岩溶土壤系统中碳分布及其转移. *应用生态学报*, 2000, 11: 69–72]
- 26 Duan J N, Li B G, Shi Y C, et al. Modeling of soil CaCO<sub>3</sub> deposition process in arid areas. *Acta Pedol Sin*, 1999, 36: 318–326 [段建南, 李保国, 石元春, 等. 干旱地区土壤碳酸钙淀积过程模拟. *土壤学报*, 1999, 36: 318–326]
- 27 Pan G X. Pedogenic carbonates in aridic soils of China and the significance in terrestrial carbon transfer. *J Nanjing Agric Univ*, 1999, 22: 51–57 [潘根兴. 中国干旱地区土壤发生性碳酸盐及其在陆地系统碳转移上的意义. *南京农业大学学报*, 1999, 22: 51–57]
- 28 Wang G H. Can the restoration of natural vegetation be accelerated on the Chinese Loess Plateau? A study of the response of the leaf carbon isotope ratio of dominant species to changing soil carbon and nitrogen levels. *Ecol Res*, 2006, 21: 188–196
- 29 Jiao J Y, Tzanopoulos J, Xofis P, et al. Can the study of natural vegetation succession assist in the control of soil erosion on abandoned croplands on the Loess Plateau, China? *Restor Ecol*, 2007, 15: 391–399
- 30 Conant R T, Paustian K, Elliott E T. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol Appl*, 2001, 11: 343–355
- 31 Han X W, Tsunekawa A, Tsubo M, et al. Responses of plant-soil properties to increasing N deposition and implications for large-scale eco-restoration in the semiarid grassland of the northern Loess Plateau, China. *Ecol Eng*, 2013, 60: 1–9
- 32 Fridley J D, Grime J P, Askew A P, et al. Soil heterogeneity buffers community response to climate change in species-rich grassland. *Glob Change Biol*, 2011, 17: 2002–2011



## Effect of grass restoration on soil carbon and nitrogen in the hilly area of the Loess Plateau

HE ShaoXuan<sup>1</sup>, HAN RuiLian<sup>2</sup> & LIANG ZongSuo<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> College of Life Science, Northwest A&F University, Yangling 712100, China;

<sup>2</sup> Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and the Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China

Soil organic carbon (SOC), soil inorganic carbon (SIC), soil total nitrogen (TN), SOC storage (SOCs), SIC storage (SICs), and TN storage (TNs) were measured. The soil was collected from sloping cropland sites and paired grassland in the hilly area of the Loess Plateau. The grasslands had been undergone natural restoration following cropland abandonment for 5, 13, 24, and 32 years respectively. The results showed that SOC decreased along soil vertical profile in each site. Compared to that of sloping cropland, 0–5 cm SOC content was significantly higher after 10-year grass restoration, while 5–100 cm SOC was significantly higher after 20-year grass restoration; 0–100 cm SIC was significantly higher after 5-year grass restoration, and it had various vertical distribution among successional grasslands. The TN content varied similar with SOC along soil profile. However, Compared to that of sloping cropland, 0–5 cm TN showed no significant increase at early restored grasslands (5, 13 a), while 5–100 cm TN increased significantly after 5-year grass restoration. SOC<sub>s</sub> (0–100 cm) decreased significantly in the 5-year restored grassland, and increased significantly after 10-year restoration; SIC<sub>s</sub> (0–100 cm) and TN<sub>s</sub> (0–100 cm) increased after 5-year restoration. In addition, soil total carbon storage (STC<sub>s</sub>) was also calculated. We found that grass restoration after cropland abandonment led to higher SOC<sub>s</sub>/STC<sub>s</sub> ratio and lower SIC<sub>s</sub>/STC<sub>s</sub> ratio. The study also found positive relationships between SOC and TN contents, between TC and TN storages during grass succession. Thus, our results indicate that grass restoration enhanced the accumulation of SOC and SIC storage, but with inverse proportional contributions to STC storage. Perennial species colonization plays a significant role in the accumulation of soil C and N pools.

**Loess Plateau, grass restoration, soil carbon and nitrogen**

doi: 10.1360/N972015-00247