

持续放牧和围封对科尔沁退化沙地草地碳截存的影响

苏永中, 赵哈林 (中国科学院寒区旱区环境与工程研究所, 兰州 730000)

摘要:研究了科尔沁退化沙地草地持续放牧和围封恢复下土壤-植物系统的碳(C)贮存,以揭示草地管理对C动态的影响.结果表明,0~15cm土壤OC和植物系统贮存的C(包括初级生产固定的C,立枯和地表凋落物C和根系C)贮量大小为:围封10年草地(584g·m⁻²和309g·m⁻²)>围封5年草地(524g·m⁻²和146g·m⁻²)>持续放牧草地(493g·m⁻²和95g·m⁻²).在围封10年,围封5年和持续放牧草地中,0~15cm土壤贮存C分别占各自土壤-植物系统C的65.3%,78.2%和83.9%.在风蚀严重的科尔沁沙地,持续放牧对植被,土壤及其周围环境有极严重的恶化作用.采取围封恢复措施后,植被恢复和凋落物积累使土壤免遭风蚀,也显著增加了土壤有机质的输入,因而显著作用于大气C的截存.但排除家畜放牧的长期围封使植物C向土壤C的再循环受到限制,截存的大部分C以凋落物的形式积存在土壤表面,需进一步深入研究围封的时间尺度.研究结果表明,退化沙地草地在采取有效的保护措施后,可以由C源变为C汇.

关键词:碳截存;持续放牧;封育;退化沙质草地

中图分类号:X171.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2003)04-06-0023

Influences of Grazing and Exclosure on Carbon Sequestration in Degraded Sandy Grassland, Inner Mongolia, North China

Su Yongzhong, Zhao Halin (Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China)

Abstract: Very little is known about the effects of continuous grazing and exclosure on carbon sequestration in semi-arid sandy grassland of North China. Soil-plant system carbon in representative degraded sandy grassland in Horqin sandy steppe (N42° 58', E120° 42') was measured. Three situations were compared: continuous grazing (CG), exclosure for 5 years (5EX) and exclosure for 10 years (10EX). Ground cover increased from the CG (35%) to the 5EX (63%) and to the 10EX (81%), and accordingly soil organic carbon and total plant components carbon increased from the CG (493 g·m⁻² and 95 g·m⁻²) to the 5EX (524 g·m⁻² and 146 g·m⁻²) and to the 10EX (584 g·m⁻² and 309 g·m⁻²). In terms of the distribution of carbon in plant-soil system, 65.3%, 78.2% and 83.9% of plant-soil carbon was in soils at 0~15cm in the 10EX site, in the 5EX site and in the CG site, respectively. The results suggested that continuous grazing in the erosion-prone sandy grassland was very detrimental to vegetation, soil and surrounding environment. Under exclosure conditions, vegetation restoration and litter accumulation not only effectively protected soil from loss through wind erosion, but also significantly increased plant-soil system carbon storage, and thus sequestration of atmospheric carbon. However, the recycling of aboveground plant carbon to the soil was restricted when grazing was excluded and a large part of carbon sequestered was immobilized in plant litter accumulating on the soil surface. Further research on time scale for exclosure is needed. It is concluded that the degraded sandy grassland could contribute to significant carbon sequestration with the implementation of protecting practices.

Keywords: carbon sequestration; continuous grazing; non-grazed restoration; degraded sandy grassland

放牧土地是陆地生态系统土地资源的一个重要组成部分,在陆地碳循环和碳截存中起着极为重要的作用^[1].近几年来,放牧土地的碳分布,碳储量以及放牧管理对碳循环及其生态过程的效应研究受到了土壤、环境、全球变化

等研究领域的广泛关注^[1~5].由于放牧土地分布的广泛性和复杂性,有关放牧管理和碳截存

基金项目:国家重点基础研究发展规划项目(G2000048704)
作者简介:苏永中(1966~),男,博士生,副研究员,主要研究方向为土壤学和干旱区恢复生态学.
收稿日期:2002-10-21;修订日期:2003-01-27

之间的关系尚无明确的定论,但从近期的文献中^[3,6~9]可以得出:当放牧对草地生产力和植被盖度无明显影响时,并不会造成土壤碳的损失,在大多数情况下由于放牧家畜排泄物的输入和碳周转速率的提高而增加了土壤碳的截存;然而当过度放牧引起植被盖度和初级生产力的严重下降,由于增加了侵蚀和矿化损失以及碳输入的减少,造成大量土壤碳的损失,部分贡献于大气 CO₂ 的升高。

沙地草地是中国北方干旱半干旱地区重要的土地资源,超过 1.34×10^8 hm² 的沙地草地分布在北方的广大地区^[10]。由于沙地草地极其脆弱的环境特征,对人为干扰及气候变化的反应敏感而维持自身稳定的可塑性极小,在长期持续的过度放牧等因素作用下,其严重的退化/沙漠化已成为中国北方主要的生态环境问题,草地的沙漠化造成土壤碳的损失,也成为大气 CO₂ 的源^[11]。位于中国北方半干旱地区的科尔沁沙地草地是长期过度放牧等引起环境恶化的一个典型区域。该区域持续放牧对草地生产力、植被、土壤以及周围环境有极大的负面效应,是沙漠化发生发展的主要成因之一^[12]。目前,对退化沙地草地实行禁牧恢复是区域生态重建的一项重要举措。研究沙地草地放牧和封育管理对碳截存的影响,以便深入了解草地土壤和大气之间碳循环的生物学过程有重要的生态学意义,同时也有助于对退化生态系统恢复机制的理解。

1 研究方法

1.1 研究区域

研究地点位于科尔沁沙地中南部内蒙古通辽市奈曼旗境内(N 42° 55', E 120° 42'),本区属温带大陆性半干旱气候,年均温 6.4℃,年均降水量 364.6 mm,主要集中在 6、7、8 的 3 个月,年均蒸发量 1972.8 mm,年平均风速 3.5 m·s⁻¹,大风日数 20~60 d。退化沙地草地的地表类型均为沙基质,土壤类型为风沙土,疏松的结构极易遭受风蚀。

研究样地为典型的退化沙地草场,地表特征平缓开阔,在 1992 年开始作为中国科学院

奈曼沙漠化研究站的放牧观测场,进行了围封处理。在围封前由于长期放牧已发生轻度到中度的沙漠化,但植被类型,地表和土壤环境特征均一,植被以禾本科类和非禾本科草类为主,主要植物种有狗尾草(*Setaria viridis*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、黄蒿(*Artemisia scoparica*)、扁蓿豆(*Melilotus ruthenicus*)、胡枝子(*Lespedeza davurica*)、白草(*Pennisetum centrasianicum*)、芦苇(*Phragmites communis*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)等一年生和多年生草本,以及少量的灌木和半灌木如小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)等^[13]。在本项研究中,以围封恢复时间为梯度,选择 3 个类型取样分析碳的分布和储量:①围封恢复 10 年的沙地草地(10EX);②围封恢复 5 年的沙地草地(5EX);③持续放牧的沙地草地(CG)。

1.2 调查和取样分析

在每个类型的样地上,设置 2 条长 150 m 相互平行的样线,样线间隔 15 m。沿每条样线间隔 10 m 设置 15 个 1 m² 的样方。在 2002 年 8 月上旬,在调查植被盖度、种类组成、立枯和地表凋落物厚度后,分别剪下活体植株和立枯,并收集地表凋落物。在收获后的样方中,用土钻取 0~15 cm 深度土柱(直径 7.5 cm) 2 个,带回室内过 2 mm 筛,分离出的植物残体用水筛洗后区分出活根和混入土壤的枯落物(含死根和无法区分的根毛),地上和地下部各组分在 60℃下烘干,称重。相邻 3 个样方的每一组分剪碎混匀后取部分研磨过 0.1 mm 筛,以备碳的测定。每一样方中的土壤风干后过 0.1 mm 筛备用。另外在每个样方中取环刀样测定土壤容重。

土壤和植物组分中有机碳的测定用重铬酸钾-硫酸氧化-外加法^[14]。

2 结果与分析

2.1 放牧和围封对地表覆盖特征和土壤容重的影响

持续放牧对沙地草地最明显也是最直接的影响是家畜啃食和践踏后草层高度和地表盖度

降低,裸地率增加.持续放牧的草地地表盖度仅为 34.6%,围封后,随着枯落物的积累,裸地率降低,围封恢复 5 年和 10 年,裸地率较持续放牧草地分别下降了 2 倍和 3.4 倍(表 1).地表覆盖随恢复时间的增加,使风蚀作用降低,对土壤及其周围环境产生明显的保护作用.

围封后,植物的种类组成发生了明显的变化.在持续放牧下,黄蒿(*Artemisia scoparia*)和猪毛菜(*Salsola collina*)成为明显的优势种;

在禁牧 5 年的恢复区,主要的种有黄蒿,猪毛菜,胡枝子(*Lespedeza davurica*)和狗尾草(*Setaria viridis*)等,但优势种不明显而斑块状分布特征明显;在禁牧 10 年的恢复区,黄蒿和芦苇(*Phragmites communis*)占优势,伴生有多年生的糙隐子草(*Cleisogenes squarrosa*)和狗尾草,画眉草(*Echinops gmelinii*)和虎尾草(*Chloris virgata*)等一年生禾本科草类及猪毛菜和灰绿藜(*Chenopodium glaucum*)等杂草.

表 1 持续放牧和围封恢复沙质草地地表覆盖特征($n=30$)

Table 1 Ground cover characteristics in continuous grazed and non-grazed restoration sandy grasslands

样地	植被盖度 / %			枯落物高度 / cm	
	裸地	活体植株	枯落物	立枯	地表凋落物
10EX	19.2 ± 14.7 a	40.8 ± 13.5 a	40.4 ± 14.4 a	44.8 ± 20.6 a	1.7 ± 0.8 a
5EX	37 ± 20.6 b	28.6 ± 10.9 b	34.5 ± 15.9 a	29.9 ± 8.4 b	0.9 ± 0.7 b
CG	65.4 ± 6.8 c	24.3 ± 7.4 b	10.3 ± 3.8 b	13.2 ± 7.5 c	0.3 ± 0.1 c

放牧和围封也显著影响着表层土壤的坚实度和容重.表 2 结果表明,尽管由于均一的沙质结构,土壤容重值的变化在一个相对较窄的范围(1.39 ~ 1.58 g·cm⁻³),但各处理之间有显著的差异.放牧区显著高于 5 年恢复区和 10 年恢复区.土壤容重的增加是草地生态系统退

化的早期预警指标^[15],因为容重的变化会进一步导致土壤水分入渗和保持,孔隙分布等影响植物生长的其它土壤性状的改变^[15,16].持续放牧下,由于放牧家畜践踏,土壤的结持能力和抗风蚀能力减弱,沙化程度的增加,地下生物量减少是容重增加的主要原因.

表 2 持续放牧和围封恢复沙质草地土壤容重、植物组分和土壤有机碳含量

Table 2 Soil bulk density and organic carbon concentrations in plant components and soils in continuous grazed and non-grazed restoration sandy grasslands

样地	植物组分中有机碳含量 / g·kg ⁻¹					土壤有机碳 (0~15cm)	容重
	根系	活体植株	立枯	地表凋落物	混入土壤的枯落物	/ g·kg ⁻¹	/ g·cm ⁻³
10EX	314 ± 11 b	392 ± 32 b	409 ± 22 a	390 ± 26 a	315 ± 24 a	2.79 ± 0.55 a	1.39 ± 0.08 c
5EX	329 ± 33 b	425 ± 7 a	409 ± 10 a	389 ± 21 a	333 ± 41 a	2.42 ± 1.01 a b	1.44 ± 0.08 b
CG	355 ± 21 a	400 ± 18 a	400 ± 19 a	359 ± 35 b	185 ± 24 b	2.10 ± 0.71 b	1.58 ± 0.10 a
	N=10	N=10	N=10	N=10	N=10	N=30	N=30

2.2 放牧和围封对生物量及其碳储量的影响

放牧和围封显著影响着沙质草地地上和地下部生物量及枯枝落叶的积累.图 1 的结果表明,混入土壤的凋落物量,放牧区略高于 5 年恢复区,根系生物量、地上生物量现存量 and 立枯,持续放牧区低于 5 年恢复区,统计分析无显著性差异,但显著低于 10 年恢复区;积累的地表凋落物量,持续放牧区明显低于 5 年恢复

区和 10 年恢复区.从总量分析,地上部现存量和枯落物总量放牧区仅为 106.8 g·m⁻²,5 年恢复区增加了 82.5%,10 年恢复区增加了 3.2 倍;地下部总量 10 年恢复区显著高于 5 年恢复区和放牧区.地上和地下部生物量总量随恢复时间的增加而显著增加,10 年恢复区(892.9 g·m⁻²)和 5 年恢复区(394.7g·m⁻²)分别较放牧区增加 300%和 30.8%.

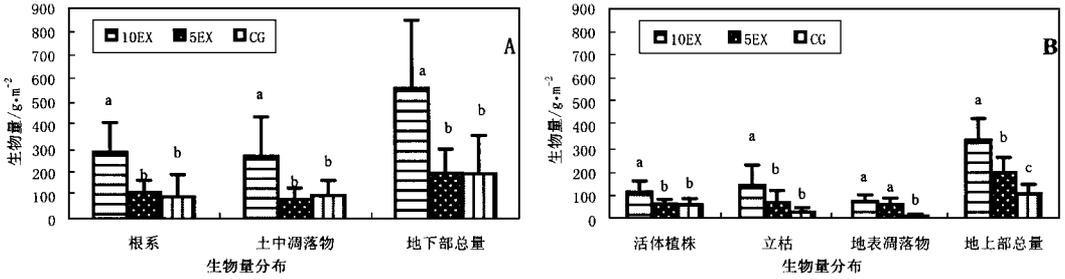


图1 研究样地植物体各组分(现存量,各种形式凋落物和根系)生物量

Fig.1 Specific mass of plant components (live vegetation, different forms of litter and roots) in the three study sites

植物系统各组分中碳的含量呈现不同的变化趋势(表2). 3个样地之间立枯碳含量无明显差异,地上部活体植株碳含量10年恢复区明显低于5年恢复区和放牧区,放牧区根系中也有明显高的碳含量;但积累的地表凋落物和混入土壤的凋落物碳含量放牧区明显低于恢复区;特别是混入土壤的凋落物碳含量放牧区仅为恢复区的41.2%~44.6%.

植物系统各组分中碳的贮量($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)与其

生物量有相同的变化模式(图2). 在10年恢复区植物系统固存的碳平均为 $309 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,其中地上部分 $134 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,地下部分 $175 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,分别比5年恢复区(总量: $146 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,地上: $81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,地下: $65 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)和持续放牧区(总量: $95 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,地上: $53 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,地下: $42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)增加2.1和3.3倍. 5年恢复区和持续放牧区地下部分贮存的碳无显著差异.

2.3 放牧和围封对土壤有机碳的影响

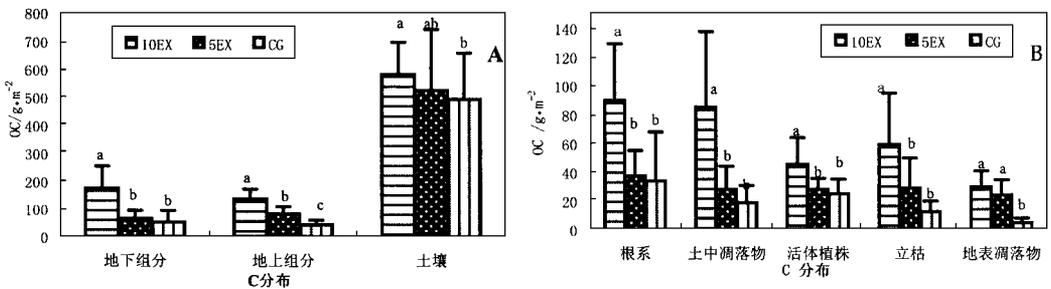


图2 研究样地植物体各组分碳(现存量,各种形式凋落物和根系)和土壤有机碳贮量(0~15cm)

Fig.2 Carbon storages in plant components (live vegetation, different forms of litter and roots) and soils(0~15cm) in the three study sites

表层土壤(0~15cm)有机碳的含量随恢复时间而增加(表2),10年恢复区和放牧区有显著的差异($p=0.01$),但5年恢复区和放牧区之间($p=0.114$)以及5年恢复区和10年恢复区之间($p=0.072$)并无显著的统计学差异. 5年恢复区和放牧区土壤有机碳含量有较高的空间变异性. 0~15cm深度土壤有机碳的贮量($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)与其含量有相同的变化趋势,只是由于容重的变化而缩小了各处理之间的差异(图

2). 10年恢复区土壤有机碳贮量($584 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)比5年恢复区($524 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)和持续放牧区($493 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)增加了11.5%和18.5%.

3 讨论与结论

持续放牧对沙质草地植被,土壤及周围环境有极大的负面效应. 持续放牧下草层高度的降低加速了风蚀,裸地率的显著增加使表层土壤直接暴露于强烈的风蚀下,而土壤的风蚀又反馈于草地的初级生产力和凋落物的积累,导

致草地生态系统的退化。在持续放牧下,家畜的采食不仅显著降低了初级生产固定的碳和积累的凋落物碳,也显著增加了凋落物的分解速率,进而影响有机质的存量和碳动态^[17]。家畜的践踏有利于枯落物的物理破碎以及凋落物和表层土壤更好地融合,以及凋落物的分解和碳的周转^[18]。因而在放牧区,地表凋落物和混入土壤的凋落物有相对较低的碳含量。放牧对沙质草地土壤有机碳贮量的影响,一方面由于凋落物积累和输入的显著降低;另一方面由于植被破坏加速的土壤风蚀使大量的有机碳随表层细颗粒的吹蚀而损失,因为草地系统中大部分有机碳集中分布在表层土壤中很易遭受风蚀的损失和再分布^[2]。

禁牧围封使植被得以恢复,凋落物的积累使地表盖度增加,有效地保护土壤免遭风蚀的损失,也显著作用于大气碳的截存。从不同样地土壤-植物系统碳贮量的差异分析,围封 10 年的沙地草地,碳的截存量为 $30.5 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,而围封 5 年的沙地草地,碳的截存量只有 $16.6 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,这主要是由于围封 5 年的沙地草地较 10 年前围封的沙地草地放牧导致的沙漠化更为严重,加之近几年连续的干旱导致植被恢复较慢。从碳的分布分析,0~15cm 表层土壤中分布的碳占土壤-植物系统碳的比例 10 年恢复区 (65.3%) < 5 年恢复区 (78.2%) < 持续放牧区 (83.9%)。这表明,围封导致了初级生产固定的碳和积累的凋落物碳的显著增加,而土壤碳的积累相对很慢。围封后土壤有机碳的增加,一方面是降低了风蚀的损失,以及植被对降尘和风吹蚀细粒组分的截获^[19];另一方面是凋落物碳输入的增加。另外,植物种类组成的变化也影响土壤碳的截存^[1,2],随着围封时间的增加,一年生和多年生的禾本科草类相应增加,禾本科草类具有更为致密的根系,能更好的诱导土壤有机质的形成和积累^[1]。结果也表明,围封后尽管有大量凋落物碳的输入,但排除家畜放牧的长期围封使植物碳向土壤碳的再循环受到限制,截存的大部分碳只是以凋落物的形式积存在土壤表

面,对土壤有机碳库恢复的贡献相对较小。随着围封时间的增加,凋落物在地表的积累也影响土壤温度和土壤水分,进而影响植物残体和凋落物的分解速率,因此影响到碳和养分的循环^[20]。因此,从系统中养分的生物化学循环和恢复生态学的角度出发,对已退化的沙地草地应进一步研究无牧围封恢复的时间尺度,实行合适的围封轮牧体系可能更利于生态系统结构和功能的恢复和维持。

本项研究的结果也表明,10 年恢复区和放牧区之间土壤,植物系统各组分碳有显著差异,但 5 年恢复区和放牧区之间,土壤碳和地下部分碳并无显著的统计学差异;同时,10 年恢复区生物量以及植物系统固存的碳显著高于 5 年恢复区。这一方面是由于放牧导致的沙漠化使土壤生产力和土壤性状产生高度的空间变异性,特别是持续放牧导致的风蚀坑和风蚀裸斑地,植被的自然恢复需要较长的时间;另一方面由于近年来持续的干旱导致退化沙地草地植被恢复很慢,因此碳截存潜力的大小也强烈的受到降雨分布的影响^[21]。

本项研究的结果认为,对已严重退化的沙地草地,进行禁牧围封使植被得以恢复,输入土壤的凋落物的增加,使土壤有机碳得以积累,因而贡献于大气 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的截存,但需要进一步研究禁牧围封的时间尺度。近期的一些研究^[12,21]认为,半干旱区沙漠化土地的治理有着较高的碳截存潜力,但碳截存的实现必须在大范围内实施合理的土地利用和土壤/植被管理措施。沙地草地是中国北方分布广泛的一类土地资源,也是易发生沙漠化的区域。禁牧作为目前正在广泛实施的一项恢复自然植被、保护生态环境的重要举措,将对区域碳的截存和循环产生显著影响。

参考文献:

- 1 Reeder J D, Schuman G E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental pollution*, 2002, **116**: 457 ~ 463.
- 2 Schuman G E, Janzen H H, Herrick J E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *En-*

- environmental pollution, 2002, **116**: 391 ~ 396.
- 3 Abril A, Bucher E H. Overgrazing and soil carbon dynamics in the Western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 2001, **16**: 243 ~ 249.
 - 4 Bruce J P, Frome M, Haites E et al. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1999, **54**: 382 ~ 389.
 - 5 李凌浩, 刘先华, 陈佐忠. 内蒙古锡林河流域羊草草原生态系统碳素循环研究. *植物学报*, 1998, **40**(10): 955 ~ 961.
 - 6 Frank A B, Tanaka D L, Hofmann L et al. Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long term grazing. *Journal of Range Management*, 1995, **48**: 470 ~ 474.
 - 7 Franzluebbers A J, Stuedemann J A, Schomberg H H et al. Soil organic C and N pools under long term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, **32**: 469 ~ 478.
 - 8 Manley J T, Sche man G E, Reeder J D et al. Range land soil carbon and nitrogen responses to grazing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1995, **50**: 294 ~ 298.
 - 9 Wienhold B J, Hendrickson J R, Karn J F. Pasture management influences on soil properties in the Northern Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2001, **56**: 27 ~ 34.
 - 10 张强, 赵雪, 赵哈林. 中国沙区草地. 北京: 气象出版社, 1998. 1 ~ 2.
 - 11 Duan Z H, Xiao H L, Don Z B et al. Estimate of total CO₂ output from desertified sandy land in China. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**: 5915 ~ 5921.
 - 12 赵哈林, 张铜会, 赵学勇. 我国北方农牧交错带沙漠化的成因, 过程和防治对策. *中国沙漠*, 2000, **20**(增刊): 22 ~ 28.
 - 13 Li S G, Harazono Y, Oikawa T et al. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, **102**: 125 ~ 137.
 - 14 董鸣主编. 陆地生物群落调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1996. 152 ~ 153.
 - 15 Rubio J L, Bochet E. Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Journal of Arid Environments*, 1998, **39**: 113 ~ 120.
 - 16 Salihi D O, Norton B E. Survival of perennial grass seedling under intensive grazing in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology*, 1987, **24**: 145 ~ 151.
 - 17 Naeth M A, Bailey A W, Pluth D J et al. Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management*, 1991, **44**(1): 7 ~ 12.
 - 18 Shariff A R, Biondini M E, Grygiel C E. Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. *Journal of Range Management*, 1994, **47**: 444 ~ 449.
 - 19 苏永中, 赵哈林, 张铜会等. 不同强度放牧后自然恢复的沙质草地土壤性状特征. *中国沙漠*, 2002, **22**(4): 333 ~ 338.
 - 20 Reeder J D, Franks C D, Milchunas D G. Root biomass and microbial processes. In: Follett R F, Kimble J M, Lal R ed. *The Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton FL. 2001, 139 ~ 166.
 - 21 Lal R. Carbon sequestration in drylands. *Annals of Arid Zone*, 2000, **39**: 1 ~ 10.