

doi:10.7522/j.issn.1000-0240.2013.0096

Liu Xiaoqin, Wu Qihua, Li Hongqin, *et al.* A comparison of the vegetation/soil carbon density and net ecosystem CO₂ exchange of alpine meadow with different enclosure durations [J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2013, 35(4): 848–856. [刘晓琴, 吴启华, 李红琴, 等. 不同封育年限高寒草甸植被/土壤碳密度及净生态系统 CO₂ 交换量的比较[J]. *冰川冻土*, 2013, 35(4): 848–856.]

不同封育年限高寒草甸植被/土壤碳密度及 净生态系统 CO₂ 交换量的比较

刘晓琴^{1, 2}, 吴启华^{1, 2}, 李红琴^{1, 3}, 毛绍娟^{1, 2}, 李英年^{1, 3*}

(1. 中国科学院 西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;
3. 中国科学院 西北高原生物研究所 高原生物适应与进化重点实验室, 青海 西宁 810001)

摘 要: 封育是推广范围最广的草地恢复措施之一。为研究不同封育年限高寒草甸植被、土壤碳密度变化, 对 1 a、6 a 和 16 a 不同封育年限样地监测结果进行分析。结果表明: 不同封育年限高寒草甸植被现存碳密度表现出封育 16 a > 封育 1 a > 封育 6 a, 分别为 1 522.57 gC·m⁻²、1 323.12 gC·m⁻² 和 1 148.17 gC·m⁻², 但不同封育年限之间植被现存碳密度差异不显著 ($P > 0.05$)。土壤碳密度垂直分布明显, 0~5 cm 和 5~10 cm 土层有机碳密度较高, 随土层深度增加土壤有机碳密度明显下降, 土壤容重上升; 不同封育年限之间 0~40 cm 层次土壤碳密度和土壤容重差异性均不显著, 但仍可表现出土壤碳密度封育 1 a > 封育 6 a > 封育 16 a, 分别为 28 636.32 gC·m⁻²、26 570.92 gC·m⁻² 和 26 060.71 gC·m⁻²; 同时, 土壤容重随封育时间延长而下降。对 7 月下旬到 10 月上旬净生态系统 CO₂ 交换率 (NEE) 监测来看, 封育 1 a 植被土壤碳吸收速率显著高于封育 16 a ($P < 0.05$); 而排放率与封育 16 a 样地接近, 差异不显著 ($P > 0.05$)。

关键词: 高寒草甸; 不同封育年限; 植被/土壤碳密度; 净生态系统 CO₂ 交换率

中图分类号: S153/Q948 **文献标识码:** A

0 引言

全球变化特别是土地利用方式的改变导致生物圈碳失衡等问题引起人们的极大关注^[1-2]。陆地生态系统在全球变化中扮演着非常重要的角色, 其中占陆地面积 1/3 的草地生态系统因分布面积广、地下生物量高、土壤有机质含量丰富等特点受到科学家的重视^[3-4]。然而, 人们对草地生态系统的碳循环研究多集中于海拔较低的地域, 对海拔较高的草地生态系统碳收支研究还比较薄弱^[5]。

高寒草甸是青藏高原分布最为广泛的植被类型之一, 面积约 48×10^4 km²^[6], 在青藏高原生态安全中占有十分重要的地位。青藏高原又称“世界第三极”, 在寒冷气候条件下, 高寒草甸生态系统通过

植被生长固定的碳量相对较低, 又因微生物对有机碳的分解作用缓慢, 导致高寒草甸生态系统在形成和发育过程中土壤的有机碳处于长期的累积过程。在过去的几十年间, 超载放牧、气候变化等因素改变了高寒草甸生态系统的植被现状, 使原有的生态系统碳源/汇功能发生了改变^[7]。有研究^[8]指出, 近 30 a 来受土地利用方式改变后极度退化的高寒草甸土壤 CO₂ 释放约为 30.23×10^8 tC。因此, 如何更好地实现青藏高原生态恢复和保护, 是我国当前环境建设中亟待解决的重要科学问题之一。

封育是当前推广范围最广的草地恢复措施之一。关于草地生态系统采用围栏封育措施的研究, 总体上提出封育措施可提高草地生产力^[9-12]。然而, 针对封育措施或封育时间不同对土壤有机碳影

收稿日期: 2012-12-12; 修订日期: 2013-03-10;

基金项目: 国家自然科学基金项目(31270523; 31070437); 中国科学院战略性先导科技专项“应对气候变化的碳收支认证及相关问题”(XDA05050601; XDA05050404)资助

作者简介: 刘晓琴(1987-), 女, 内蒙古呼和浩特人, 现为硕士研究生, 现主要从事全球变化生态学研究。

E-mail: liuxiaoqin210@mails.ucas.ac.cn

* 通讯作者: 李英年, E-mail: ynli@nwipb.ac.cn

响得到不同的研究结果, 甚至有着相矛盾的结论. 不少研究者认为长期封育可促使土壤有机碳显著提高^[13-16]; 也有研究者认为长期封育后土壤有机碳未发生显著变化^[17-18]; 还有研究者认为长期封育导致土壤有机碳显著下降^[19-20]. 由于缺乏长时间尺度的监测数据和研究, 很难准确评估不同封育年限对草地碳密度的影响和较适宜的封育年限. 本文基于高寒草甸 1 a、6 a 和 16 a 3 个不同封育年限样地, 着重分析植被碳库和土壤碳库碳密度分布状况, 探讨高寒草甸碳密度达较适宜的封育年限. 限于观测时次还比较分析了 7 月末到 9 月初不同封育年限植被净生态系统 CO₂ 交换量(NEE).

1 研究材料与方法

1.1 试验地概况

封育实验在海北高寒草甸生态系统国家野外科学观测研究站(以下简称海北站)进行. 海北站地处青藏高原东北隅祁连山北支冷龙岭东段南麓坡地的大通河河谷, 地理位置 37°29′~37°45′ N, 101°12′~101°23′ E, 海拔 3 200~3 600 m. 该区位于亚洲大陆腹地, 具有明显的高原大陆性气候, 东南季风及西南季风微弱. 受高海拔条件制约, 气温极低, 无明显四季之分, 仅有冷暖季之别, 干湿季分明. 年平均气温 -1.7 °C, 降水量约 560 mm, 降水季节分配不均, 主要集中于植物生长季的 5-9 月, 约占年降水量的 80%, 年平均日照 2 462.7 h^[21].

试验样地分布在当地牧户冬季原放牧的高寒草甸草场, 地势开阔平坦, 植被整齐均一. 优势种为矮嵩草(*Kobresia humilis*), 次优势种有羊茅(*Festuca ovina*)、异针茅(*Stipa aliena*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、麻花苳(*Gentiana straminea Maxim.*)等. 土壤为草毡寒冻锥形土(Mat-Cryic Cambisols). 实验区地理坐标为 37°36′42″~37°36′46″ N、101°18′05″~101°18′12″ E、海拔 3 190 m, 封育实验的 3 块样地到 2011 年底分别为 1 a、6 a 和 16 a, 样地之间相距 300 m 左右.

1.2 研究材料与方法

1.2.1 植被生物量监测及年净初级生产碳量测定

生物量测定在 2011 年植物生长末期的 9 月 12 日进行, 该期也是地上生物量达最高时期. 监测时, 分别在不同封育年限实验样地设计 15 m×15 m 的观测区, 并在 4 个角(点)及中心点固定标记位置后, 在标定位置以正北方向为准的 1 m 处, 顺时针方向转动约 340°方位处取样, 即共 5 个 50 cm×

50 cm 样方的重复. 首先, 手工分拣出 50 cm×50 cm 样方内枯落物(包括立枯), 其次用剪刀齐地面剪下地上绿色生物量, 再在已取过地上生物量的样方内收集地表面由枯落物等多年长期累积成的碎屑物, 即半腐殖质(也含有少量的未分解完的动物排泄物). 而后采用内径 8 cm 根钻收集 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 不同层次土壤, 在河边对已收集的根系土壤样品清洗, 细心分拣出地下生物量. 地上地下生物量在 80 °C 恒温控制箱内烘干至恒重(g·m⁻²). 因海北高寒草甸 8 月底至 9 月植被地上生物量达最大^[22], 故该期测定的地上生物量可视为地上年净初级生产量(ANPP). 限于条件, 未作地下年净初级生产量(BNPP)的观测, 仅为地下生物现存量.

1.2.2 土壤容重及土壤有机质的测定

2011 年 9 月 15 日, 在不同封育年限实验样地生物量监测的 5 个重复区再外延 1 m, 用内径 5 cm 的环刀收集 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 土层样品以得到土壤容重, 采用直径 3 cm 的土钻收集 0~5 cm、5~10 cm、10~20 cm、20~30 cm、30~40 cm 土样, 即容重环刀盒及土壤样品均为 5 个重复. 带回实验室后环刀盒称取湿重, 考虑到土壤有机根系多, 腐殖质明显, 环刀盒在 80 °C 条件下的烘温箱烘干至恒重后称重, 计算土壤容重值(g·cm⁻³). 收集的土壤样品编号带回实验室后自然风干, 然后过 1 mm 筛, 研磨处理后委托中国科学院西北高原生物研究所生物化学测试中心分析土壤有机碳含量.

1.2.3 净生态系统 CO₂ 交换量(NEE)的测定

采用 LI-6400 光合仪分别测定封育 1 a 和 16 a 样地 NEE, 考虑到监测时间紧张, 未对封育 6 a 样地进行测定. 测定时间为 7 月下旬到 10 月上旬每隔 15 d 左右的上午 9:00~11:00, 分别作为日平均排放量^[23], 共 6 次. 8 月 10 日和 8 月 28 日测定了日变化值.

1.2.4 数据处理计算与分析

植被碳密度按照植物有机干物质中碳占的比重转换为碳量, 有^[24]:

$$DVC_i = \sum_{i=1}^k DVC_i = \sum_{i=1}^k C_i O_i \quad (1)$$

式中: DVC_i 为单位面积植被碳密度(gC·m⁻²); k 为植被生物量所分层次(分地上和地下 2 部分); C_i 为植被碳含量, 地上取 0.45, 地下取 0.40; O_i 为单位面积植被生物量(g·m⁻²)^[24-27]. 因对高寒草甸

半腐殖质碳密度没有相关碳含量的研究报道, 这里仍按 0.45 的含量来计算.

土壤有机碳密度(SOC, $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$)采用以下公式^[13]:

$$\text{SOC} = \sum D_i \times B_i \times \text{OM}_i \times S \quad (2)$$

式中: D_i , B_i , OM_i 和 S 分别为土层厚度(cm)、土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)、土壤有机碳含量(%) 和对应面积(cm^2); i 为土壤的分层数($i = 1, 2, 3$).

数据分析采用 T 检验和方差分析方法来确定不同封育年限样地之间植被、土壤碳密度及 NEE 是否具有显著性差异($P < 0.05$), 统计分析均由 SPSS 17.0 软件完成.

2 结果与分析

2.1 植被碳密度

2.1.1 枯落物碳密度

封育 1 a、6 a 和 16 a 样地现存枯落物碳密度分别为 $3.98 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $47.47 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $37.41 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ (图 1), 封育 6 a 和 16 a 样地的枯落物碳密度要显著高于封育 1 a 样地($P < 0.05$), 且封育 6 a 高于 16 a 样地, 差异不显著($P > 0.05$).

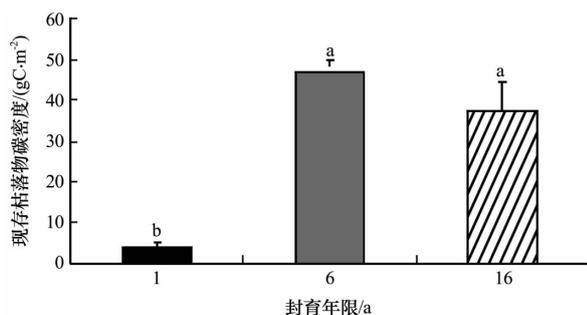


图 1 不同封育年限枯落物碳密度分布状况

Fig. 1 Litter carbon density of different enclosure durations

2.1.2 半腐殖质碳密度

半腐殖质碳密度与枯落物碳密度变化趋势一致, 所表现的显著差异性也一样, 封育 6 a 和 16 a 样地显著高于封育 1 a 样地($P > 0.05$), 且封育 6 a $>$ 封育 16 a $>$ 封育 1 a, 分别为 $32.53 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $27.02 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $2.98 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ (图 2).

2.1.3 植被地上净初级生产碳密度

植被地上净初级生产碳密度表现为封育 1 a $>$ 封育 16 a $>$ 封育 6 a, 分别为 $191.47 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $155.64 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $128.42 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$, 封育 1 a、6 a 和 16 a 之间差异性均显著($P < 0.05$), 短期封育

使植被地上净初级生产碳密度有所下降, 封育 16 a 时有所升高(图 3).

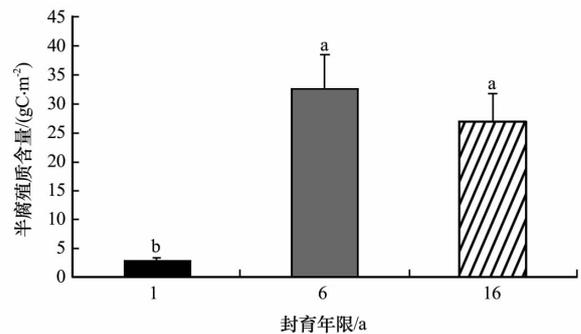


图 2 不同封育年限半腐殖质碳密度分布状况

Fig. 2 Moderate carbon density of different enclosure durations

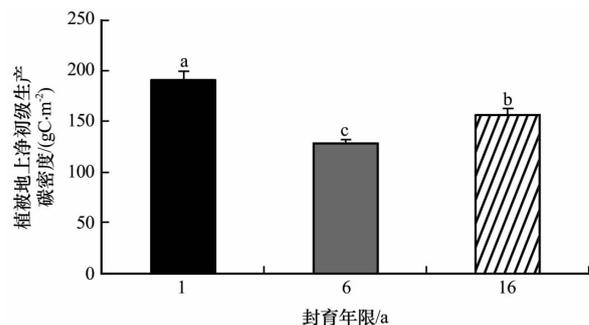


图 3 不同封育年限植被地上净初级生产碳密度分布状况

Fig. 3 Aboveground vegetation net primary productive carbon density of different enclosure durations

2.1.4 植被地下及总的现存碳密度

封育 1 a、6 a 和 16 a 的植被地下现存碳密度分别为 $1127.66 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $972.28 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $1329.53 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$, 表现出封育 16 a $>$ 封育 1 a $>$ 封育 6 a, 但相互间差异不显著($P > 0.05$) (图 4).

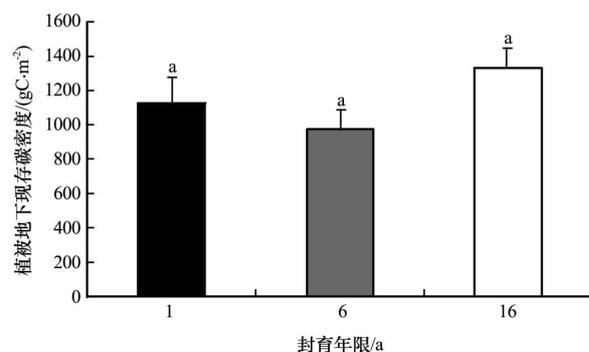


图 4 不同封育年限植被地下现存碳密度分布状况

Fig. 4 Existing belowground vegetation carbon density of different enclosure durations

将地上(包括枯落物, 未考虑半腐殖质)和地下生物量作为植被总现存碳密度统计发现, 封育 1 a、

6 a 和 16 a 样地分别为 1 323. 11 gC · m⁻²、1 148. 17 gC · m⁻²、1 522. 57 gC · m⁻² (图 5)。因地下碳密度占有很高的比重, 总的现存碳密度与地下碳密度具有一致性, 即封育 16 a > 封育 1 a > 封育 6 a。

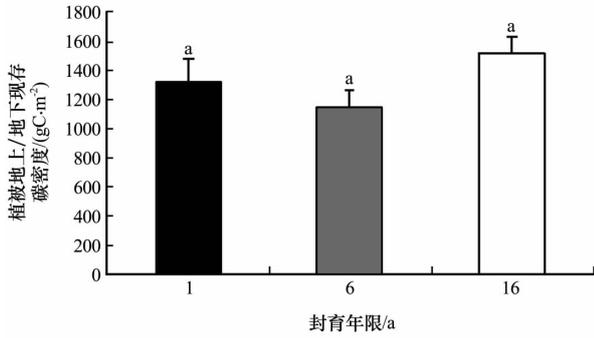


图 5 不同封育年限植被地上/地下总的现存碳密度分布状况

Fig. 5 Total existing vegetation carbon density of different enclosure durations

2.2 土壤有机碳密度

封育 1 a、6 a 和 16 a 土壤有机碳密度在土层 0~10 cm 中分别为 9 806. 92 gC · m⁻²、9 978. 47 gC · m⁻²和 8 305. 41 gC · m⁻², 表现出封育 6 a > 封育 1 a > 封育 16 a; 土层 10~20 cm 土壤有机碳密度分布趋势与 0~10 cm 一致, 分别为 7 173. 81 gC · m⁻²、7 321. 56 gC · m⁻²、6 646. 10 gC · m⁻²; 土层 20~40 cm 之间的土壤有机碳密度也占有相当大的比例, 分别为 11 655. 59 gC · m⁻²、9 270. 90 gC · m⁻²和 11 109. 20 gC · m⁻², 表现出封育 1 a > 封育 16 a > 封育 6 a (图 6)。

从 0~40 cm 整个土层来看, 土壤有机碳密度

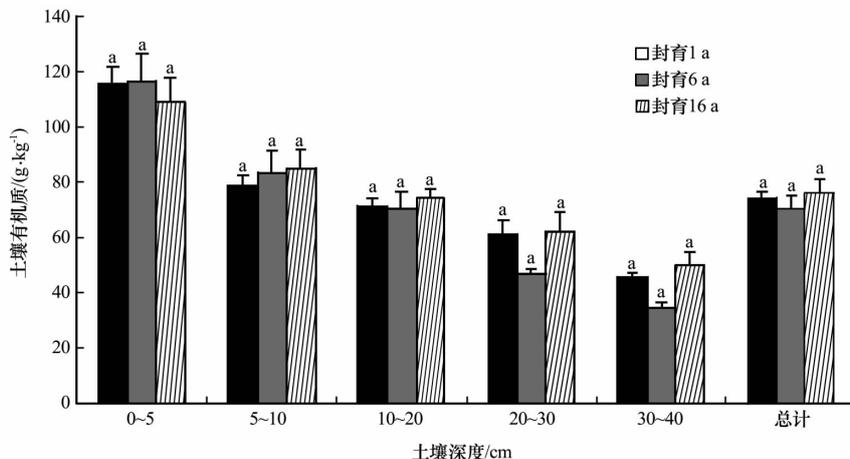


图 7 不同封育年限土壤有机质含量分布状况

Fig. 7 Soil organic matter content of different enclosure durations changing with depths

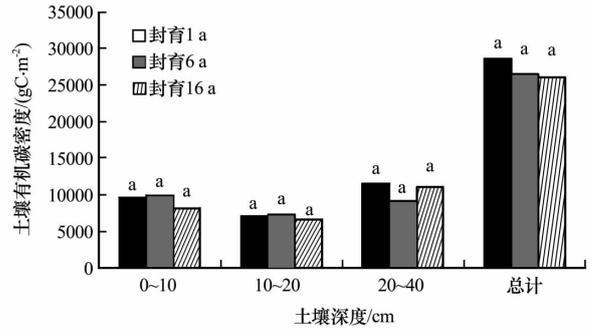


图 6 不同封育年限土壤有机碳分布状况

Fig. 6 Soil organic carbon density of different enclosure durations changing with depths

表现为封育 1 a > 封育 6 a > 封育 16 a 样地, 分别为 28 636. 32 gC · m⁻²、26 570. 92 gC · m⁻² 和 26 060. 71 gC · m⁻²。表现出随封育时间的延长其土壤碳密度有所下降, 但不同封育年限之间的土壤有机碳密度差异性均不显著 ($P > 0.05$)。

不同土层的土壤有机碳密度有着明显的垂直分布特征, 0~5 cm 和 5~10 cm 土层有机质含量高 (图 7), 而土壤容重稍低 (图 8), 随着土层深度增加土壤有机质含量明显下降土壤容重逐渐升高。但不同封育年限间土壤有机质和土壤容重差异均不显著 ($P > 0.05$)。其中, 封育 6 a 的土壤有机质随土壤深度增加降幅明显较大。从 0~40 cm 整层来看, 土壤有机质含量表现为封育 16 a > 封育 1 a > 封育 6 a, 这与土壤表层 0~10 cm 的结果有所不同, 体现出封育对土壤有机质含量的影响是一个由浅入深的复杂过程。

2.3 净生态系统 CO₂ 交换量 (NEE)

8 月 10 日和 8 月 28 日对封育 1 a 和 16 a NEE

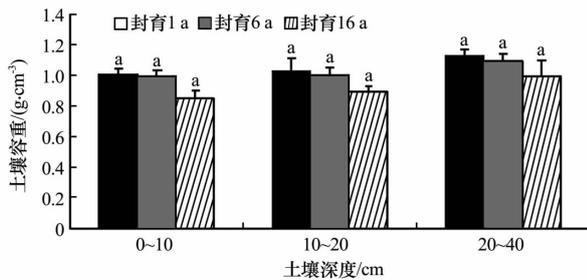
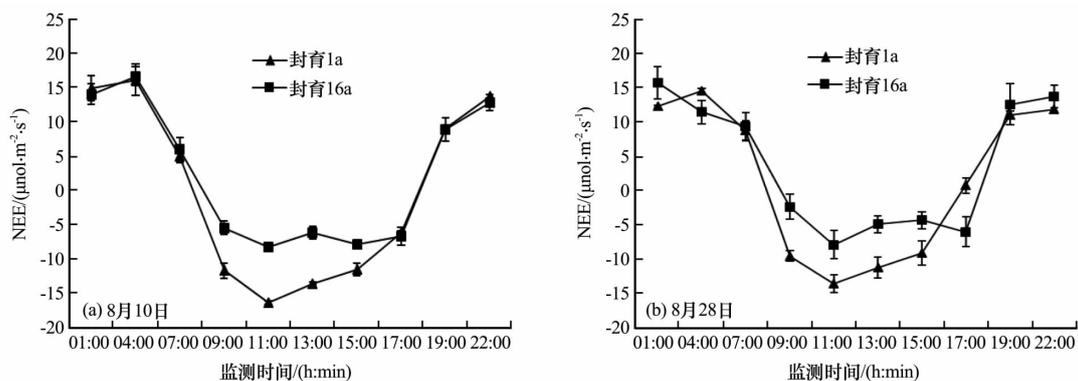


图8 不同封育年限土壤容重分布状况

Fig. 8 Soil bulk density of different enclosure durations changing with depths

的日变化监测发现,日变化均呈单峰型变化规律,白天为碳汇(负值),维持在8:00~18:00之间,晚间为碳源(正值),维持在19:00~次日8:00之间(图9)。封育1a和16a后碳吸收最大速率均出现在11:00,8月10日分别为 $-16.330 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 和 $-8.223 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,8月28日分别为 $-13.413 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 和 $-7.701 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。封育1a碳最大吸收速率显著高于封育16a($P < 0.05$),但封育1a和16a碳释放速率在各时间点上差异均不显著($P > 0.05$)。

加权平均计算表明,封育1a和16a8月10日日吸收碳量分别为 $5.619 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $3.261 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$,8月28日分别为 $3.973 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $2.348 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$,表现出封育1a吸收碳量显著高于封育16a($P < 0.05$)。封育1a和16a8月10日日排放碳量分别为 $6.551 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $6.536 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$,8月28日分别为 $6.625 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $7.094 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$,日排放碳量封育1a的与封育16a样的差异均不显著($P > 0.05$)。整体来看,封育1a的NEE要比封育16a的变化幅度大,尤其是封育16a在白昼碳吸收速率变化相对较小。

图9 不同封育年限8月10日(a)和8月28日(b)净生态系统CO₂交换率(NEE)的日变化Fig. 9 Diurnal changes of net ecosystem CO₂ exchange (NEE) of different enclosure durations

封育1a和16a样地NEE的日均值变化趋势相似,均表现出自7~10月随温度由高到低,植被生长自旺盛到枯黄,碳的吸收速率均逐渐降低(图10)。期间封育1a的植被碳吸收速率显著高于封育16a($P < 0.05$)。直到10月环境条件转至恶劣,植被枯黄,封育1a和16a样地碳吸收速率均接近于零吸收,且开始转为碳排放即由碳汇(负值)转变为碳源(正值)。

3 讨论与结语

有关封育是否能够提高土壤有机碳库储量的研究报道很多,但受气候条件、植被类型、封育时间长度以及对草地利用方式不同等影响,研究者对封育后植被-土壤碳密度、碳储量的变化存在诸多的争议。左万庆等^[28]对内蒙古羊草草原的研究结果表明,群落生物量受封育措施影响最明显,2a已达到其峰值,并随封育时间延长地上生物量逐渐降低、凋落物量增高;殷振华等^[10]研究封育对云南退化山地草甸植物种类及盖度的影响,认为禁牧封育对恢复退化山地草甸物种丰富度和草地盖度有明显的效果,封育后草地植被物的盖度明显提高,植物种类增加很快,植物组成发生了显著变化;李瑞等^[11]分析了农牧交错带不同封育时间对植物特征值及多样性的影响,认为植物特征值在封育2~3a后达到最大,如地上生物量、植物重要值及植物物种多样性,此后呈不同程度的下降趋势;单贵莲等^[12]讨论了围封年限对典型草原植被与土壤特征的影响,认为采用生长季围封措施后植被群落地上现存量、根系生物量、地表凋落物现存量及土壤养分含量显著增加,土壤容重显著降低;何念鹏等^[13]研究长期封育对不同类型草地碳贮量及其固持速率的影响时认为,长期封育显著提高了草地碳氮贮量;

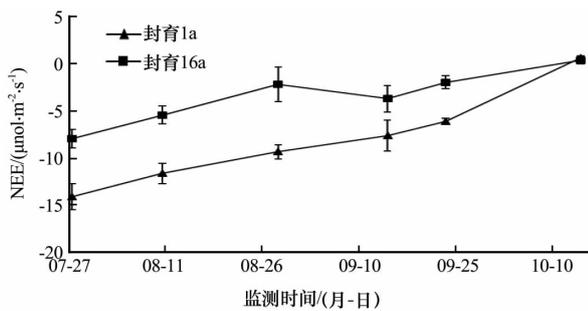


图 10 封育 1 a 和 16 a 样地 7—10 月净生态系统 CO₂ 交换率(NEE)变化趋势

Fig. 10 Change tendencies of net ecosystem CO₂ exchange (NEE) from July to October of 1-year and 16-year grazing exclusion plots

邱莉萍等^[14]对不同封育年限草地土壤有机质组分及其碳库管理指数进行了分析,认为土壤有机质及不同活性有机质含量均随土层加深而降低,在各土层基本表现出封育 18 a>封育 23 a>封育 13 a>未封育>封育 3 a 的趋势,且随封育年限的延长,封育对土壤有机质影响的深度也在加深;程杰等^[15]研究了云雾山封育草地土壤养分变化的特征,认为土壤有机质含量、全量及速效氮磷钾含量均比对照区显著提高,其中恢复年限愈长,养分增加幅度愈大;曹成有等^[16]分析了围栏封育对重度退化草地土壤养分和生物活性的影响,认为围栏封育有利于改善土壤的理化性质和生物活性,土壤有机质、全氮、全磷等养分含量显著增加.这些研究中有认为长期封育可提高植被或土壤有机碳密度,也有认为长期封育后植被和土壤有机碳密度不会发生变化,还有的认为长期封育将导致植被土壤有机碳密度下降.

对 1 a、6 a 和 16 a 不同封育年限高寒草甸植被碳密度的比较研究发现,植被现存碳密度整体表现为封育 16 a>封育 1 a>封育 6 a,表现出随封育年限的延长,植被碳密度呈现先下降再上升的趋势,尤其地上植被净初级碳密度的这种变化趋势更加明显(图 3).随封育时间延长,植被碳密度分布状况与地表凋落物碳量和半腐殖质碳量有明显负相关性(图 1,图 2),说明过多的凋落物和半腐殖质层将抑制植物的生长^[29-30],限制了矮嵩草草甸植被地上地下生物量的累积.这也从另一个角度讲,高寒矮嵩草草甸植被封育年限对植被固碳能力及植被碳密度的提高是一个复杂的过程.

毫无疑问,高寒草甸主要以土壤碳储存为

主^[31],土壤有机碳主要由凋落物、植被根系分泌及牲畜粪便等经过微生物分解形成,其中家畜粪便对高寒草甸生态系统碳蓄积的影响不可小视^[32].对 1 a、6 a 和 16 a 不同封育时间样地土壤有机碳密度调查发现,0~10 cm 土壤有机碳密度之间虽然存在一定差异,但差异性均不显著($P>0.05$),而变化趋势表现为封育 6 a>封育 1 a>封育 16 a,与植被碳密度分布刚好相反.土层 0~10 cm 的土壤有机碳密度主要与凋落物、牲畜粪便、半腐殖质及植被根系有关,由于高寒草甸地区气候寒冷,土层温度相对很低,微生物对植被根系的彻底分解是一个相对漫长的过程,就是说在相对较短的年限内,植被根系储量对土壤有机碳密度的贡献相对较小.而地上凋落物及牲畜粪便受高寒地区强烈光照的影响,微生物对其分解的速度相对较快,在相对较短年限内,地上凋落物及牲畜粪便对土壤有机碳密度的贡献相对较大.如前所述,封育 6 a 样地的凋落物及半腐殖质的含量较其它 2 块封育样地大,并且牲畜粪便的分解量也要高于封育 1 a 样地,故可解释土壤有机碳密度出现封育 6 a>封育 1 a>封育 16 a 的趋势.但是由于这种差异不具有显著性,变化趋势可能不具有代表性.所以就本文研究来看,封育对高寒矮嵩草草甸土壤有机碳密度的影响不明显,这可能与封育时间尺度不够长有关系,但仍可以看出 0~40 cm 整个土层随封育时间的延长其土壤碳密度有所下降.不同封育时间对植被碳密度及土壤碳密度的影响研究仍需要长期监测与分析.

NEE 大小主要受生态系统光合作用和呼吸作用强度的影响,生态系统的光合作用受地上植被活体量的影响,而呼吸作用主要包括植被地上/地下的自养呼吸及植被凋落物、土壤有机质等的异养呼吸.本文研究发现,封育 1 a 样地的碳汇能力要显著高于封育 16 a 样地($P<0.05$).封育 1 a 比封育 16 a 地上植被活体量大、光合作用强,同时凋落物含量也显著性的低于封育 16 a 样地($P<0.05$).封育 16 a 样地植被地上现存量含量较大,较厚的植被覆盖层具有一定保温作用,相对封育 1 a 样地来说,加速了地表凋落物的异养呼吸.并且封育 16 a 植被现存量也高于封育 1 a 样地,其植被自养呼吸 CO₂ 排放量也大于封育 1 a 样地.这里还需要指出的是,对于生态系统的碳输出还有其它输出方式,比如转化为牛羊肉的输出,在封育 16 a 样地的前 15 a 封育时间内,封育 1 a 样地是有放牧活动的.

所以本文的结论只能证明各样地在封育时间之内,其生态系统与大气之间 CO_2 交换量的大小. 如果不考虑各样地在封育之前的碳输出情况,封育 1 a 样地从大气中吸收碳的能力比封育 16 a 样地高. 而对于决策草地恢复的封育年限,笔者认为,不能单独的考虑 NEE 的大小. 但净生态系统 CO_2 交换率有它存在的重要性,可以结合生态系统其它碳密度指标,对生态系统碳密度及碳汇过程进行全面了解.

就本研究而言,初步得到结论有: 1) 不同封育年限高寒草甸植被现存碳密度表现出封育 16 a > 封育 1 a > 封育 6 a, 分别为 $1\,522.57\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $1\,323.12\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $1\,148.17\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$, 且不同封育年限之间植被现存碳密度差异不显著 ($P > 0.05$). 2) 土壤碳密度垂直分布明显, 0~5 cm 和 5~10 cm 土层有机碳密度较高, 随土层深度增加土壤有机碳密度明显下降, 土壤容重上升; 不同封育年限之间 0~40 cm 层次土壤碳密度和土壤容重差异性均不显著, 但仍可表现出土壤碳密度封育 1 a > 封育 6 a > 封育 16 a, 分别为 $28\,636.32\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $26\,570.92\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $26\,060.71\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$; 同时, 土壤容重随封育时间延长而下降. 3) 封育 1 a 和 16 a 后的净生态系统 CO_2 交换量的日变化均呈单峰型变化规律, 白天为碳汇(负值), 维持在 8:00~18:00 之间, 晚间为碳源(正值), 维持在 19:00~次日 8:00 之间. 碳吸收最大速率均出现在 11:00. 封育 1 a 碳最大吸收速率显著高于封育 16 a ($P < 0.05$), 但封育 1 a 和 16 a 碳释放速率在各时间点上差异均不显著 ($P > 0.05$). 4) 对 7 月下旬到 10 月上旬净生态系统 CO_2 交换率 (NEE) 监测来看, 封育 1 a 植被土壤碳吸收速率显著高于封育 16 a ($P < 0.05$); 而排放率与封育 16 a 样地接近, 差异不显著 ($P > 0.05$).

土壤碳库增汇是一个较为缓慢复杂的生态过程, 尤其在高寒草甸生态系统中, 由于低气温等因素的限制, 物质在土壤中的转化过程非常缓慢, 长期定位实验研究是非常必要的, 因此就土壤碳库增汇方面, 最适宜封育年限的确定相对更加艰难和复杂. 综上所述, 封育虽然是推广范围最大的草地恢复措施之一, 但是围栏封育时间不宜过长, 国内也有研究证明短期封育对草地的恢复效果更加明显^[33]. 对于不同的高寒草甸类型及不同退化程度的高寒草甸, 封育措施也应有所不同, 应考虑封育年限的差异及是否应有辅助措施, 如施肥和人工补

播等. 对于高寒草甸地区, 寻找既有利于高寒草甸生态系统碳增汇, 又有利于地方区域经济发展的道路, 恢复草甸该封育多少年, 需要进一步的研究.

参考文献 (References):

- [1] Scott N A, Tate K R, Ford-Robertson J, *et al.* Soil carbon storage in plantation forests and pastures: land-use change implications[J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 1999, **51**(2): 326–335.
- [2] Zhou Zhiyong, Sun O J, Huang Jianhui, *et al.* Soil carbon and nitrogen stores and storage potential as affected by land-use in an agro-pastoral ecotone of northern China[J]. *Biogeochemistry*, 2007, **82**(2): 127–138.
- [3] Li Yingnian, Xu Shixiao, Zhao Liang, *et al.* Carbon sequestration potential of vegetation and soil of degenerative alpine meadows in southern Qinghai Province[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2012, **34**(5): 1157–1164. [李英年, 徐世晓, 赵亮, 等. 青南退化高寒草甸植被土壤固碳潜力[J]. *冰川冻土*, 2010, **34**(5): 1157–1164.]
- [4] Yue Guangyang, Zhao Lin, Zhao Yonghua, *et al.* Research advances of grassland ecosystem CO_2 flux on Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2010, **32**(1): 166–174. [岳广阳, 赵林, 赵拥华, 等. 青藏高原草地生态系统碳通量研究进展[J]. *冰川冻土*, 2010, **32**(1): 166–174.]
- [5] Wang Jie, Ye Baisheng, Zhang Shiqiang, *et al.* Changing features of CO_2 fluxes in alpine meadow in the upper reaches of Shule River, Qilianshan[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2011, **33**(3): 646–653. [王杰, 叶柏生, 张世强, 等. 祁连山疏勒河上游高寒草甸 CO_2 通量变化特征[J]. *冰川冻土*, 2011, **33**(3): 646–653.]
- [6] Sun Honglie. Formation and Evolution of Qinghai-Xizang Plateau [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1996: 1–383. [孙鸿烈. 青藏高原的形成演化[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1996: 1–383.]
- [7] Tang Cuiwen, Zhang Zhongmin, Xiao Duning, *et al.* Environmental factor characteristics of soil erosion in the upper reaches of Shiyang River in the Qilian Mountains[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2012, **34**(1): 105–113. [汤萃文, 张忠明, 肖笃宁, 等. 祁连山石羊河上游山区土壤侵蚀的环境因子特征分析[J]. *冰川冻土*, 2012, **34**(1): 105–113.]
- [8] Wang Genxu, Cheng Guodong, Shen Yongping. Soil organic carbon pool of grasslands on the Tibetan Plateau and its global implication[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2002, **24**(6): 693–700. [王根绪, 程国栋, 沈永平. 青藏高原草地土壤有机碳库及其全球意义[J]. *冰川冻土*, 2002, **24**(6): 693–700.]
- [9] Zhou Guoying, Chen Guichen, Zhao Yilian, *et al.* Comparative research on the influence of chemical fertilizer application and enclosure on alpine steppes in the Qinghai Lake area I: Structure and species diversity of the plant community[J]. *Ac-*

- ta Prataculturae Sinica, 2004, **13**(1): 26-31. [周国英, 陈桂琛, 赵以莲, 等. 施肥和围栏封育对青海湖地区高寒草原影响的比较研究 I: 群落结构及其物种多样性[J]. 草业学报, 2004, **13**(1): 26-31.]
- [10] Yin Zhenhua, Bi Yufen, Li Shiyu. Effects of enclosure on the plant species and coverage of degenerated upland meadow in Yunnan Province [J]. Pratacultural Science, 2008, **25**(12): 18-22. [殷振华, 毕玉芬, 李世玉. 封育对云南退化山地草甸植物种类及盖度的影响[J]. 草业科学, 2008, **25**(12): 18-22.]
- [11] Li Rui, Zhang Kebin, Wang Baitian, *et al.* The effect on the plant characteristic values and species diversity of different fencing time in the farming-pastoral ecotones in the north of China [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2007, **21**(7): 106-110. [李瑞, 张克斌, 王百田, 等. 农牧交错带不同封育时间对植物特征值及多样性的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2007, **21**(7): 106-110.]
- [12] Shan Guilian, Xu Zhu, Ning Fa, *et al.* Influence of seasonal enclosure on plant and soil characteristics in typical steppe[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2009, **18**(2): 3-10. [单贵莲, 徐柱, 宁发, 等. 围栏年限对典型草原植被与土壤特征的影响[J]. 草业学报, 2009, **18**(2): 3-10.]
- [13] He Nianpeng, Han Xingguo, Yu Guirui. Carbon and nitrogen sequestration rate in long-term fenced grasslands in Inner Mongolia, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, **31**(15): 4270-4276. [何念鹏, 韩兴国, 于贵瑞. 长期封育对不同类型草地碳贮量及其固持速率的影响[J]. 生态学报, 2011, **31**(15): 4270-4276.]
- [14] Qiu Liping, Zhang Xingchang, Cheng Jimin. Soil organic matter fractions and soil carbon management index in grasslands with different fencing ages[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2011, **17**(5): 1166-1171. [邱莉萍, 张兴昌, 程积民. 不同封育年限草地土壤有机质组分及其碳库管理指数[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, **17**(5): 1166-1171.]
- [15] Cheng Jie, Gao Yajun. Variability of soil nutrient in enclosed grassland of Yunwu Mountain [J]. Acta Agrestia Sinica, 2007, **15**(3): 273-277. [程杰, 高亚军. 云雾山封育草地土壤养分变化特征[J]. 草地学报, 2007, **15**(3): 273-277.]
- [16] Cao Chengyou, Shao Jianfei, Jiang Deming, *et al.* Effects of fence enclosure on soil nutrients and biological activities in highly degraded grasslands[J]. Journal of Northeastern University (Natural Science), 2011, **32**(3): 427-430; 451. [曹成有, 邵建飞, 蒋德明, 等. 围栏封育对重度退化草地土壤养分和生物活性的影响[J]. 东北大学学报(自然科学版), 2011, **32**(3): 427-430; 451.]
- [17] Berg W A, Bradford J A, Sims P L. Long-term soil nitrogen and vegetation change on sandhill rangeland[J]. Journal of Range Management, 1997, **50**(5): 482-486.
- [18] Binkley D, Singer F, Kaye M, *et al.* Influence of elk grazing on soil properties in Rocky Mountain National Park[J]. Forest Ecology and Management, 2003, **185**(3): 239-247.
- [19] Reeder J D, Schuman G E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands[J]. Environmental Pollution, 2002, **116**(3): 457-463.
- [20] Reeder J D, Schuman G E, Morgen J A, *et al.* Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the short grass steppe[J]. Environmental Management, 2004, **33**(4): 485-495.
- [21] Li Yingnian, Zhang Fawei, Xue Xiaojuan, *et al.* The initial response of soil carbon and nitrogen to reciprocal transplantation on the southern slopes of Lenglong Range in Qilian Mountains [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2010, **32**(4): 810-815. [李英年, 张法伟, 薛晓娟, 等. 祁连山南坡不同海拔土壤与植被位移后土壤碳氮的短期变化特征[J]. 冰川冻土, 2010, **32**(4): 810-815.]
- [22] Li Yingnian, Zhao Liang, Zhao Xinquan, *et al.* Effects of a 5-years mimic temperature increase to the structure and productivity of *kobresia humilis* meadow[J]. Acta Agrestia Sinica, 2004, **12**(3): 236-239. [李英年, 赵亮, 赵新全, 等. 5年模拟增温后矮嵩草草甸群落结构及生产量的变化[J]. 草地学报, 2004, **12**(3): 236-239.]
- [23] Dugas W A, Heuer M L, Mayeux H S. Carbon dioxide fluxes over Bermuda grass, native prairie and sorghum[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 1999, **93**(2): 121-139.
- [24] Chang Tianjun, Wang Jianlin, Li Peng, *et al.* Carbon density and reserve of alpine grassland vegetation in northern Tibet [J]. Ecological Science, 2007, **26**(5): 437-442. [常天军, 王建林, 李鹏, 等. 藏北高寒草地植被的碳密度与碳贮量[J]. 生态科学, 2007, **26**(5): 437-442.]
- [25] Wang Shaoqiang, Zhou Chenghu, Luo Chengwen. Studying carbon storage spatial distribution of terrestrial natural vegetation in China[J]. Progress in Geography, 1999, **18**(3): 238-244. [王绍强, 周成虎, 罗承文. 中国陆地自然植被碳量空间分布特征探讨[J]. 地理科学进展, 1999, **18**(3): 238-244.]
- [26] Li Yingnian. Relation and turnover value analysis of alpine meadow plant underground biomass and meteorological conditions[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 1998, **19**(1): 36-39. [李英年. 高寒草甸植物地下生物量与气象条件的关系及周转值分析[J]. 中国农业气象, 1998, **19**(1): 36-39.]
- [27] Li Yonghong, Yang Chi. Aerial biomass and carrying capacity of steppe vegetation in Inner Mongolia and their relations with climate[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 1994, **8**(4): 43-50. [李永宏, 杨持. 内蒙古主要草原植物群落地上生物量和理论载畜量及其与气候的关系[J]. 干旱区资源与环境, 1994, **8**(4): 43-50.]
- [28] Zuo Wanqing, Wang Yuhui, Wang Fengyu, *et al.* Effects of enclosure on the community characteristics of *Leymus chinensis* in degenerated steppe [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2009, **18**(3): 12-19. [左万庆, 王玉辉, 王凤玉, 等. 围栏封育措施对退化羊草草原植物群落特征影响研究[J]. 草业学报, 2009, **18**(3): 12-19.]
- [29] Cheng Jimin, Zou Houyuan, Akio H. The rational utilization of grassland and successional course of grassland vegetation in the Loess Plateau[J]. Acta Prataculturae Sinica, 1995, **4**(4):

- 17—22. [程积民, 邹厚远, 本江昭夫. 黄土高原草地合理利用与草地植被演替过程的试验研究[J]. 草业学报, 1995, 4(4): 17—22.]
- [30] Cheng Jimin, Zou Houyuan, Akio H. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 1998, 5(1): 36—54. [程积民, 邹厚远, Akio H. 封育刈割放牧对草地植被的影响[J]. 水土保持研究, 1998, 5(1): 36—54.]
- [31] Cao Guangmin, Long Ruijun, Zhang Fawei, *et al.* A method to estimate carbon storage potential in alpine *Kobresia* meadows on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(23): 6591—6597. [曹广民, 龙瑞军, 张法伟, 等. 青藏高原高寒矮嵩草甸碳增汇潜力估测方法[J]. 生态学报, 2010, 30(23): 6591—6597.]
- [32] Huang Daming, Wang Zuwang, Pi Nanlin, *et al.* A study of energy flow and value flow of a family range in alpine pastoral area[C]//Liu Jike, Wang Zuwang. Alpine Meadow Ecosystem, Fasc. 3. Beijing: Science Press, 1991: 381—402. [黄大明, 王祖望, 皮南林, 等. 高寒草甸地区家庭牧场能量流和价值流的研究[C]//刘季科, 王祖望. 高寒草甸生态系统, 第3集. 北京: 科学出版社, 1991: 381—402.]
- [33] Zhao Jingxue, Qi Biao, Duojudunzhu, *et al.* Effects of short-term enclosure on the community characteristics of three types of degraded alpine grasslands in the north Tibet[J]. Pratacultural Science, 2011, 28(1): 59—62. [赵景学, 祁彪, 多吉顿珠, 等. 短期围栏封育对藏北3类退化高寒草地群落特征的影响[J]. 草业科学, 2011, 28(1): 59—62.]

A Comparison of the Vegetation/Soil Carbon Density and Net Ecosystem CO₂ Exchange of Alpine Meadow with Different Enclosure Durations

LIU Xiao-qin^{1, 2}, WU Qi-hua^{1, 2}, LI Hong-qin^{1, 3}, MAO Shao-juan^{1, 2}, LI Ying-nian^{1, 3}

(1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining Qinghai 810001, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Key Laboratory of

Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology,

Chinese Academy of Sciences, Xining Qinghai 810001, China)

Abstract: Exclusion is one of the most promoted measures in grassland restoration. At present, it is necessary to study the vegetation-soil carbon density of alpine meadow with different enclosures. Based on monitoring 1-year, 6-year and 16-year grazing exclusion plots, it is found that: 1) the existing vegetation carbon density of alpine meadow with different enclosure durations is in the order of 16-year grazing exclusion plot ($1\ 522.57\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) > 1-year grazing exclusion plot ($1\ 323.12\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) > 6-year grazing exclusion plot ($1\ 148.17\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$), with a density variation statistically insignificant ($P > 0.05$); 2) the soil carbon density has a significant vertical distribution, with relatively high organic carbon density at 0~5 cm and 5~10 cm depths, soil organic carbon density greatly reducing downwards and soil bulk density increas-

ing with depth. Moreover, the differences in soil organic contents and in soil bulk density are not statistically significant ($P > 0.05$) between different enclosure ages, but the soil carbon density at 0~40 cm depth has the order of 1-year grazing exclusion plot ($28\ 636.32\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) > 6-year grazing exclusion plot ($26\ 570.92\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$) > 16-year grazing exclusion plot ($26\ 060.71\ \text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$). The soil bulk density reduces with enclosure age; 3) by monitoring the net ecosystem CO₂ exchange (*NEE*) from lately July to early October, it is found that the soil carbon uptake rate of 1-year grazing exclusion plot is significantly higher than that of 16-year grazing exclusion plot ($P < 0.05$), but their release rates are almost the same, with a difference statistically insignificant ($P > 0.05$).

Key words: alpine meadow; different enclosure durations; vegetation/soil carbon density; net ecosystem CO₂ exchange (*NEE*)