

三江源农牧交错区一个种植周期的垂穗披碱草人工草地 CO₂ 通量变化特征

贺福全^{1,2}, 李奇¹, 陈懂懂¹, 赵新全¹, 罗彩云¹, 许茜^{1,2}, 陈昕^{1,2},
赵亮^{1*}, 丁生祥³, 赵金忠³

1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 青海省同德气象局, 青海 同德 813299

摘要: 建植多年生人工草地已成为生态环境保护 and 恢复工程的重要措施之一, 探究多年生人工草地生态系统 CO₂ 交换的变化特性, 有助于准确评估和预测人工草地碳收支状况及其生态服务功能。利用 2012—2016 年, 5 年的涡度相关系统观测的数据, 分析了三江源农牧交错区垂穗披碱草 (*Elymus nutans*) 人工草地的净生态系统 CO₂ 交换 (Net ecosystem CO₂ exchange, NEE)、总初级生产力 (Gross primary productivity, GPP) 和生态系统呼吸 (Ecosystem respiration, R) 等参数在一个种植周期的变化特征及其控制因子。结果表明: (1) 在一个完整种植周期内 (5 年), 三江源农牧交错区垂穗披碱草人工草地随着种植年限的增加 CO₂ 通量先增加后减小, 累计固碳 180.4 g·m⁻², 是一个弱的碳汇, 其中, 除了种植第 1 年表现为碳源 (47 g·m⁻²), 其他年份均为碳汇, 第 3 年碳汇强度达到最强 -128.3 g·m⁻²; (2) GPP 主要由空气温度、植被多样性指数 (Simpson 指数) 和生长季长度共同控制 ($r^2=0.92$), 植被多样性指数 (Simpson 指数) 直接影响着生长季 NEE ($r^2=0.80$); (3) 管理措施 (播种和收割时间) 影响着生长季的长度, 而生长季长度影响非生长季 R 和生长季 NEE 的比值 (R/NEE) (96%), 进而影响着 NEE 的年际变异 (92%), 管理措施影响着人工草地 NEE 的年际变异。不论是生产功能还是生态功能, 每 5—6 年重新翻耕人工草地是“生产-生态”的双赢模式, 人工草地更新是三江源农牧交错区一个生产和生态相结合的有效产业发展模式。

关键词: 三江源农牧交错区; 人工草地生态系统; 净生态系统 CO₂ 交换; 生长季长度; 草地管理

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2019.05.008

中图分类号: S812.2; X144

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2019) 05-0918-12

引用格式: 贺福全, 李奇, 陈懂懂, 赵新全, 罗彩云, 许茜, 陈昕, 赵亮, 丁生祥, 赵金忠, 2019. 三江源农牧交错区一个种植周期的垂穗披碱草人工草地 CO₂ 通量变化特征[J]. 生态环境学报, 28(5): 918-929.

HE Fuquan, LI Qi, CHEN Dongdong, ZHAO Xinquan, LUO Caiyun, XU Qian, CHEN Xin, ZHAO Liang, DING Shengxiang, ZHAO Jinzhong, 2019. Variation characteristics of CO₂ fluxes of *Elymus nutans* artificial grassland for a planting cycle in the agro-pastoral transition area of Sanjiangyuan [J]. Ecology and Environmental Sciences, 28(5): 918-929.

人类对土地的有效利用和管理有助于生物圈与大气之间 CO₂ 交换的季节性变化 (Zeng et al., 2014), 草地管理与 CO₂ 吸收和排放密切相关 (Tubiello et al., 2015; Wollenberg et al., 2016)。草地有效管理可以提高碳汇能力 (尽管年增量会随着时间的推移而减少) (Hortnagl et al., 2018; Smith, 2014), 施肥可使土壤碳含量增加 5%, 封育增加 6.3%, 耕地转化为人工草地增加 6.4%, 退化草地恢复治理增加 42.8% (Wang et al., 2011)。近年来, 为了恢复三江源区退化草地, 三江源区的人工草地

面积在不断扩大, 目前约为 67 000 hm² (Zhao et al., 2018)。Li et al. (2005) 报道人工草地建植 20 年后土壤碳储量也有所下降, 也有少量文献对三江源区的人工草地 CO₂ 通量研究进行了报道 (赵亮等, 2008; 吴力博, 2010), 认为人工草地是一个弱的碳汇。这些已发表的文献报道均是在较短的时间序列上开展的研究。

在过去的 50 年中, 由于气候突变和人为活动增加, 青藏高原超过 50% 草地退化或沙化 (Harris, 2010; 秦大河等, 2014), 这不仅会严重影响草地

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0501905; 2016YFC0501805); 青海省科技计划项目 (2019-SF-153); 国家自然科学基金项目 (31700394); 青海省自然科学基金项目 (2017-ZJ-939Q); 青海省科技重点项目 (2017-SF-A6); 青海省应用基础研究计划项目 (2017-ZJ-716); 2018年度“西部之光”人才培养计划项目 (陈懂懂)

作者简介: 贺福全 (1993 年生), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为陆地生态系统碳循环。E-mail: hefuquan@nwipb.cas.cn

*通信作者, 赵亮, E-mail: lzhaol@nwipb.cas.cn

收稿日期: 2019-01-07

生态系统生产力和服务,还危及到畜牧生产,地方经济和区域可持续发展(Zhao et al., 2018)。在极度退化的“黑土型”退化草地上建植人工草地是可行的,也是快速恢复其植被的主要途径(马玉寿等, 2002, 王启基等, 2000)。另外,中国实施的“退耕还林(草)”工程,需求大量的适宜草种。为了保证工程的实施,在三江源东部农牧交错区发展草种繁育产业。通过各种农艺措施,种植多年生禾本科草种,为了保证草种的产量,以5年为一个种植周期。Luysaert et al. (2007)表明净生态系统 CO₂ 交换(Net ecosystem CO₂ exchange, NEE)在全球尺度上是由气候因素决定的,而在站点尺度上由站点性质和管理措施决定的,因此关于三江源东部农牧交错区多年生人工草地单个站点管理措施与碳收支年际变异关系的研究是很有必要的。

目前,对青藏高原不同天然植被类型的净生态系统 CO₂ 交换进行了长期的研究(Kato et al., 2004, 2006; Zhao et al., 2005a, 2005b, 2006, 2010; Li et al., 2016; 张法伟等, 2008; 柴曦等, 2018),认为生态系统的源汇功能很大程度受生长季的降水量、强度和分配的影响(Kato et al., 2006; Zhao et al., 2006)。赵亮等(2007)通过比较青藏高原不同天然植被类型的净生态系统 CO₂ 交换,认为净生态系统 CO₂ 交换由自下而上的气候因子(温度、降水)和自上而下的生物因子(群落结构、叶面积和放牧)两条途径控制。然而,这些研究都集中在一个比较稳定的群落结构,但对于一个不稳定且有人类干扰的植被群落,净生态系统 CO₂ 交换的变化特征受到的关注尚不足, Xu et al. (2017)也表明,建植 3—5 年的人工草地群落结构单一,且不稳定。Zhao et al. (2015)通过碳同位素标记法证明物种的生活史及物种丰富度影响生态系统的碳转移(Xu et al., 2017)。由此看来,变化的群落结构对生态系统碳收支存在着一定影响。本研究采用涡度相关法技术定量分析三江源东部农牧交错区多年生人工草地 5 年 CO₂ 通量及其环境要素变化,分析了一个完整的种植周期碳收支状况,旨在探究人工草地碳收支的日、季节和年际变化特征和规律,分析环境因子和人工草地管理措施对碳收支的影响。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

试验样地位于三江源东部青海省海南州同德县同德牧场(35°15'11"N, 100°41'57"E, 海拔为 3 305 m), 该区域属典型高原大陆性气候, 辐射强烈, 无绝对无霜期, 年均温为 3.7 °C, 年降水量为 427.2 mm, 土壤类型为暗棕壤。人工草地于 2008 年建成, 由翻耕草带和未翻耕草带组成, 翻耕草带和未翻耕



图 1 观测样地

Fig. 1 Observation site

草带宽均 4 m, 相间分布(图 1)。翻耕草带每 5 年重新翻耕(5 年为一个种植周期), 草带为单播的垂穗披碱草(*Elymus nutans*)。在 6 月初种植, 种植当年不收割牧草, 其他年份 8 月底收割牧草。未翻耕草带主要物种为兰石草(*Lancea tibetica*)、紫花苜蓿(*Medicago ruthenica*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)和垂穗披碱草。本研究利用 2012—2016 年完整的观测数据进行分析。2011 年原本是种植第一年, 由于数据缺测, 而 2016 年重新翻耕种植, 故以 2016 年代替 2011 年作为参考年(1yr); 2012 年为种植第 2 年(2ed yr), 2013 年为种植第 3 年(3rd yr), 2014 年为种植第 4 年(4th yr), 2015 年为种植第 5 年(5th yr)。

1.2 研究方法

1.2.1 通量观测

涡度相关和常规气象观测系统置于地势平坦、视野开阔并具有足够大“风浪区”的人工草地中心。采用三维超声风速仪(CSAT3, CSI, USA)和开路红外气体分析仪(LI-7500, LI-COR, USA)监测生态系统净 CO₂ 交换的变化, 采样频率为 10 Hz, 每 30 分钟输出 1 次平均值, 数据储存于数据采集仪(CR3000, Campbell Scientific, Logan, UT, USA)中。同时, 其他环境数据利用微气象法, 存储于数据采集仪(CR1000, Campbell Scientific Inc)中, 观测各要素及其使用仪器和观测高度(表 1)。每年 7 月底将分别用高纯度的 N₂ (99.999%)、标准 CO₂ 气体来标定 CO₂ 分析仪, 用露点仪(LI-610, LI-Cor, USA)标定 H₂O 的量程。

1.2.2 数据处理和插补

为保证数据的可靠性, 所有微气象数据和通量数据均进行数据质量控制。数据预处理过程中去除夜间(PPFD < 10 μmol·m⁻²·s⁻¹)的数据, 并舍弃摩擦风速 $u^* < 0.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时的数据。为了确保可靠地处理

表1 观测要素所使用的仪器及其安装高度
Table 1 Measurements of meteorological parameters, instruments and location

观测要素 Observation elements	仪器 Instruments	设置高度和深 Height or depth/cm
CO ₂ 和H ₂ O浓度 CO ₂ and H ₂ O concentrations	Li-7500, Li-Cor, USA	220
三维风速和空气 Vertical wind and air temperature	CSAT3, CSI, USA	220
潜热和显热通量 Latent heat and sensible heat	CSAT3, CSI, USA; Li-7500, Li-Cor, USA	220
光子通量 Photosynthetic photon flux density	Li-190SB, Li-Cor, USA	150
短波和长波辐射通量 Short-wave and long-wave radiation	CNR-1, Kipp and Zonen, Netherlands	150
土壤热通量 Soil heat flux	HFT-3 and HFP01, CSI, USA	-2
风速 Wind speed	034A and 014A, CSI, USA	220
空气温湿度 Air temperature and relative humidity	HMP45C, CSI, USA	100, 220
土壤温度 Soil temperature	105T, CSI, USA	-5, -15, -35, -55
降水量 Precipitation	TE525MM, CSI, USA	50
土壤含水量 Soil water content	TDR, CS615, CSI, USA	-5, -15, -35, -55

通量数据, 采用了 ChinaFLUX 推荐的通量数据处理的标准方法 (Yu et al., 2006)。其中包括三维坐标旋转 (Zhu et al., 2005)、WPL 校正 (Webb et al., 1980)、存储项计算、异常值剔除、剔除夜间 CO₂ 通量负值 (生态系统碳吸收) 数据 (Reichstein et al., 2005)、缺失数据插补 (Falge et al., 2001) 和 NEE 通量拆分 (Reichstein et al., 2005)。利用环境变量和有效通量数据, 运用非线性函数估算缺失的 CO₂ 通量数据。使用公式 (1) 插补夜间缺失的通量数据 (Yu et al., 2008)。公式 (1) 将利用白天有效数据和光合有效辐射 (PAR) 拟合得到的公式 (2) 插补白天缺失的通量数据。

$$R_n = R_{ref} e^{\ln(a-bt_s+c \times S_{wc}+d \times S_{wc}^2)(t_s-10)/10} \quad (1)$$

$$NEE = R_d - \frac{a \times P_{max} \times PAR}{P_{max} + a \times PAR} \quad (2)$$

式中, R_n 为夜间缺失 CO₂ 通量及白天 R 通量; R_{ref} 为土壤温度 10 °C 时的参考生态系统呼吸速率; R_d 是生态系统暗呼吸率; a 和 P_{max} 是表观量子产率和饱和光合成速率。 t_s 为 5 cm 深处的土壤温度, S_{wc} 为 5 cm 深处的土壤含水量 ($m^3 \cdot m^{-3}$), a 、 b 、 c 和 d 是适合全年数据的特定地点参数, 其中 $b > 0$, $d \leq 0$ 。

涡度相关技术测得的 CO₂ 通量是净生态系统 CO₂ 交换量 (NEE), 即生态系统光合作用所固定的 CO₂ (GPP) 与生态系统呼吸排放的 CO₂ (R) 间的收支差额。利用夜间的有效观测数据和公式 (1) 可获得 R 与土壤温度 (t_s) 和土壤含水量 (S_{wc}) 之间的关系函数, 再利用此函数估算生长季白天的生态系统呼吸。生态系统日总呼吸量是生态系统昼夜呼吸量的总和。用日间的 NEE 加上日间的 R , 则可得到生态系统的光合生力, 即生态系统的光合固碳量:

$$GPP = NEE + R \quad (3)$$

能量闭合程度分析是检验通量数据质量的有

效手段。能量平衡方程:

$$H_s + LE = R_n + G \quad (4)$$

式中, H_s 为显热通量; LE 为潜热通量; R_n 为净辐射; G 为土壤热通量, 土壤热通量是两块热通量板平均值, 冠层热储量忽略不计。能量闭合方程斜率分别为 0.76 (2012)、0.76 (2013)、0.73 (2014)、0.72 (2015)、0.89 (2016)。能量闭合斜率在可接受的范围之内 (0.7—0.9) (Aubinet et al., 2000; Wilson et al., 2002)。闭合斜率偏小, 可能是由于忽略了冠层热储量和仪器系统误差造成的。2012、2013、2014、2016 年有效数据在 75% 以上, 2015 年有效数据为 70%。

根据多年观测和文献总结 (Zhang et al., 2018), 该人工草地生长季为 4 月中旬至 9 月初, 返青期为 4 月 20 日—6 月 30 日, 生长季旺期为 7 月 1 日—8 月 31 日, 枯黄期为 9 月 1 日—10 月 15 日, 非生长季节为 1 月 1 日—4 月 19 日和 10 月 16 日—12 月 31 日。生长季长度根据播种和收割的时间, 以及总初级生产力 (Gross primary productivity, GPP), 将 $GPP > 1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (以 C 计) 定义为生长季, 生长季天数即生长季长度。

1.2.3 生物量及群落结构测定

在每年 8 月中旬进行地上生物量和植被群落的测定, 先进行群落调查, 采用样方法, 随机选择 4 个 50 cm × 50 cm 的样方, 调查物种组成、群落总盖度、各物种高度和盖度, 用于 Simpson 指数的计算。物种盖度调查采用目测法, 样方随机设置, 每个样方每个物种随机选取 5 株测量高度。待群落调查完, 进行地上生物量的测定, 用剪刀齐地面剪下装入自封袋中, 带回实验室于 65 °C 恒温烘箱内烘干至恒重后称重。多样性计算公式如下:

$$D_{\text{simpson}} = 1 - \sum P_i^2 \quad (4)$$

$$N = \sum_{i=1}^S N_i \quad (5)$$

式中, P_i 表示某个草地类型中第 i 个物种的相对重要值; N_i 表示该草地类型中的第 i 个物种的重要值; N 表示该草地类型中所有物种重要值之和。

1.2.4 统计分析

采用线性回归、多元逐步回归、单因素方差分析以及简易的结构方程模型进行统计分析。线性回归和多元逐步回归在 SPSS 15.0 (SPSS, Chicago, USA) 中进行。应用结构方程模型采用 R 软件“sem”评价生长季长度 (Growing season length, GSL) 对 NEE 年际变异的直接和间接影响 (丁金枝, 2017)。

2 结果

2.1 非生物因子与生物因子特征

图 2a—图 2d 显示了年均温 (MAT, a)、年降水量 (MAP, a)、地上生物量 (AGB, b)、Simpson

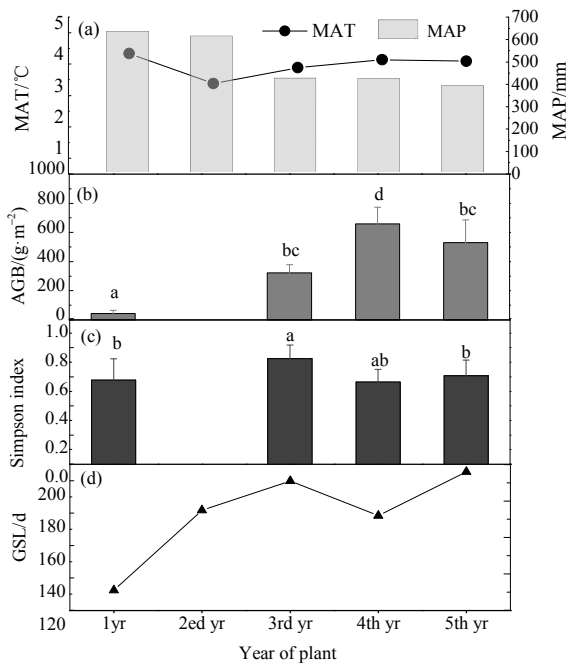


图 2 一个种植周期年均温 (MAT, °C, a)、年降水量 (MAP, mm, a)、地上生物量 (AGB, g·m⁻², b)、辛普森多样性指数 (Simpson index, c) 和生长季长度 (GSL, days, d) 变化特征 (除了种植第二年)
Fig. 2 Statistical characteristics of mean annual temperature (MAT, °C, a), mean annual precipitation (MAP, mm, a), green aboveground biomass (AGB, g·m⁻², b), plant community characteristics (Simpson's index, c), and growing season length (GSL, days, d) over a plant cycle and the age of planting except for the second planting year

不带括号的小写字母 a, b, c, d 表示差异显著性 ($P < 0.05$, 平均值 ± 标准差, $n = 4$)

Dots with bars indicate Mean ± SD ($n = 4$). Error bars denote standard errors. Letters above each bar (a, b, or c) indicate significant difference at $P < 0.05$ among treatments

多样性指数 (SP, c) 和生长季长度 (GSL, d) 随种植年限的变化状况。由图可知, 2ed yr 环境因子 MAT 低于其他年份 (<10% 平均温度), 1yr、2ed yr 的 MAP 高于其他年份 (>10% 平均降水量)。生物因子 AGB 在一个种植周期内存在明显差异, 4th yr AGB [(658.00 ± 114.76) g·m⁻²] 显著高于其他年份, 3rd yr AGB [(322.83 ± 55.28) g·m⁻²] 和 5th yr [(530.22 ± 156.56) g·m⁻²] 之间差异不显著, 而显著高于 1yr [(44.49 ± 21.17) g·m⁻²] (图 2c), 4 年平均 AGB 为 [(388.88 ± 267.94) g·m⁻²]。3rd yr Simpson 指数为最高 (0.73 ± 0.09), 显著高于 1yr (0.58 ± 0.15)、5th yr (0.61 ± 0.11) 和 4th yr (0.56 ± 0.09), 而其他年份之间差异不显著 (图 2d), 平均 SP 为 (0.62 ± 0.08)。生态系统的稳定性与群落生物量的变异性相反, 稳定的群落一般都具有高多样性 (Bai et al., 2004), 人工草地在 5 年内, AGB 波动较大且 SP 偏低, 群落处于不稳定状态。Xu et al. (2017) 研究表明, 建植 3—5 年的人工草地群落结构变得单一且不稳定。图 2d 显示, 一个种植周期内 GSL 随着种植年限的增加而增加。

由图 3 可知, 空气温度 t_a (Air temperature, t_a , 图 3a)、5 cm 土壤温度 t_s (soil temperature, t_s , 图 3b) 和光量子密度通量 PPFD (photosynthetic photon flux density, PPFD, 图 3e) 均呈单峰曲线, 变化不明显。同时, 可以看出降水量 P (图 3c) 常年分配不均匀, P 的峰值出现时间基本与 t_a 和 t_s 的峰值一致, 而土壤含水量 S_{wc} (图 3c) 的变化趋势与 P 相同。饱和水汽压差 VPD (图 3d) 的变化趋势没有明显规律, 生长季高于非生长季。进一步分析发现, 降水量主要集中在 5—9 月, 占全年的 87%, P 与 t_a 的峰值均出现在 8 月前后, 雨热同期 (图 3c)。

2.2 CO₂ 通量变化特征

2.2.1 NEE 日变化

图 4 所示为不同季节不同种植年份 NEE 的日变化。在植物生长阶段, 日变化规律明显, 表现为白天吸收, 夜间排放, 上午 8:00 左右 NEE 由正值 (释放) 转换为负值 (吸收), 中午前后 (10:30—14:00) 吸收量达到最大, 随后吸收量开始减少, 大约在 19:00 NEE 由负值转换为正值, 正负转换时间月际变化明显 (图 4a—图 4c)。在植物非生长阶段, NEE 的日变化不明显, 变化幅度很小, 表现为向大气中释放 CO₂ (图 4d)。在返青期, NEE 日变化幅度差异较大 (图 4a)。平均碳吸收时间为 (9.3 ± 1.64) h, 5th yr 吸收峰值为最大 (-0.24 mg·m⁻²·s⁻¹), 出现在 11:00。吸收峰值最小的为 1yr (-0.07 mg·m⁻²·s⁻¹), 出现在 10:30, 5th yr 的吸收峰值是 1yr 的 3.4 倍。除 2ed yr 外, 5th yr 的吸收峰值显著高于

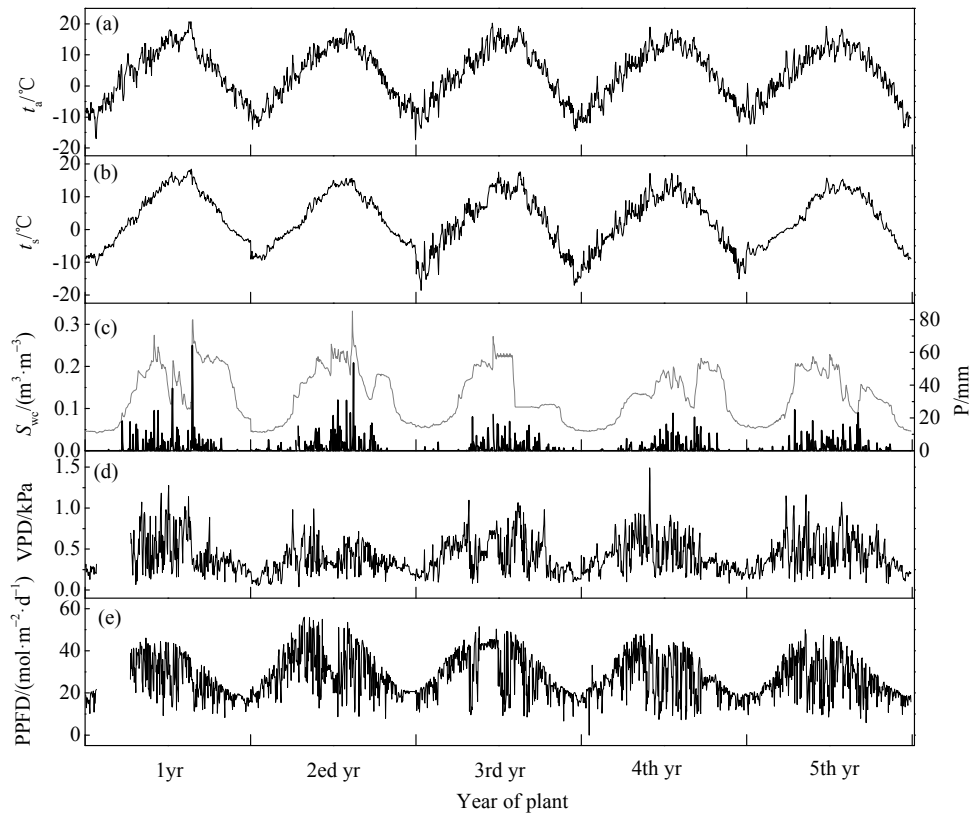


图3 主要环境因子空气温度 (t_a , °C, a), 5 cm 土壤温度 (t_s , °C, b), 5 cm 土壤含水量 (S_{wc} , $m^3 \cdot m^{-3}$, c), 降水量 (P , mm, c) 饱和水汽压 (VPD, kPa, d) 和光子通量密度 (PPFD, $mol \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, e) 的季节变化

Fig. 3 Air temperature (t_a , °C, a), average 5 cm soil temperature (t_s , °C, b), soil water content at a depth of 5 cm (S_{wc} , $m^3 \cdot m^{-3}$, c), and precipitation (P , mm, c), vapor pressure deficit (VPD, kPa, d) and photosynthetic photon flux density (PPFD, $mol \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, e) over a production cycle and the age of planting

其他年份, 而 2ed yr 的吸收峰值显著高于 1 yr (图 4a)。在生长季旺期, 不同种植年份之间 NEE 日变化差异明显 (图 4b)。平均碳吸收时间为 (9.5 ± 1.12) h, 2ed yr 吸收峰值为最大 ($-0.73 mg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), 出现在 12:00, 而 3rd yr 的为最小 ($-0.47 mg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), 出现在 12:00, 2ed yr 的吸收峰值是 3rd yr 的 1.6 倍。2ed yr 吸收峰值明显高于其他年份, 而 4、5th yr 吸收峰值显著高于 1、3rd yr (图 4b)。枯黄期 NEE 的日变化在不同年份之间差异较大 (图 4c), 平均碳吸收时间为 (8.6 ± 1.14) h, 1yr 吸收峰值为最高 ($-0.33 mg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), 出现在 13:00。5th yr 吸收峰值为最低 ($-0.13 mg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), 出现在 11:30, 1yr 吸收峰值是 5th yr 的 2.6 倍。除 4th yr 外, 1yr 的吸收峰值显著高于其他年份 (图 4c)。在非生长季节, 不同种植年份之间 NEE 日变化非常弱, 几乎没有碳吸收, 表现为向大气中释放 CO_2 (图 4d)。

2.2.2 NEE 的季节变化

由图 5 可知, 人工草地生态系统生长季, GPP、 R 和 NEE 峰值出现时间不同。GPP 在植物生长阶段呈先增加后减小的单峰曲线, 在 3 月底 4 月初开始增加, 3rd yr GPP 在 6 月达到最大值 ($208.4 g \cdot m^{-2}$),

高于其他年份, 2、5th yr GPP 在 7 月达到峰值, 最大值分别为 174.94 、 $169.56 g \cdot m^{-2}$, 而 1、4th yr GPP 在 8 月才到达最大值 (图 5a), 最大值分别为 130.13 、 $146.48 g \cdot m^{-2}$ 。 R 在 1—2 月和 11—12 月基本保持恒定, 3 月开始随着温度的回升而增加, 1、2、3rd yr R 在 8 月达到最大值 (79.17 、 111.16 、 $156.52 g \cdot m^{-2}$), 4、5th yr R 在 7 月达到最大值 (89.87 、 $88.98 g \cdot m^{-2}$), 3rd yr R 最大值为 $156.5 g \cdot m^{-2}$, 高于其他年份 (图 5b)。NEE 在 1—4 月中旬和 9 月上旬至 12 月均为正值 (碳源), 3 月开始增加, 到 4 月底 5 月初达到最大值, 随后减小转为负值 (碳汇)。就逐日变化而言, 不同年份从碳源转为碳汇再转为碳源 (由正→负→正) 的时间不同, 1yr 为 7 月初 (7 月 1 日), 2ed yr 为 5 月底 (5 月 31 日), 3rd yr 为 5 月初 (大约为 5 月 5 日), 4、5th yr 都在 5 月下旬 (大约为 5 月 25 日和 5 月 21 日) 转为碳汇 (正→负)。由于收割, 2—4th yr 在 9 月初 (约 9 月 4 日前后) 均转为碳源 (负→正), 而 1yr 在 9 月底 (约 9 月 29 日) 才转为碳排放。NEE 到达吸收峰值的时间和 GPP 相同, 3rd yr 在 6 月到达最大碳吸收, 为 $-88.1 g \cdot m^{-2}$, 而 2、5th yr, 在 7 月达到吸收峰值 (-67.63 、 -80.58

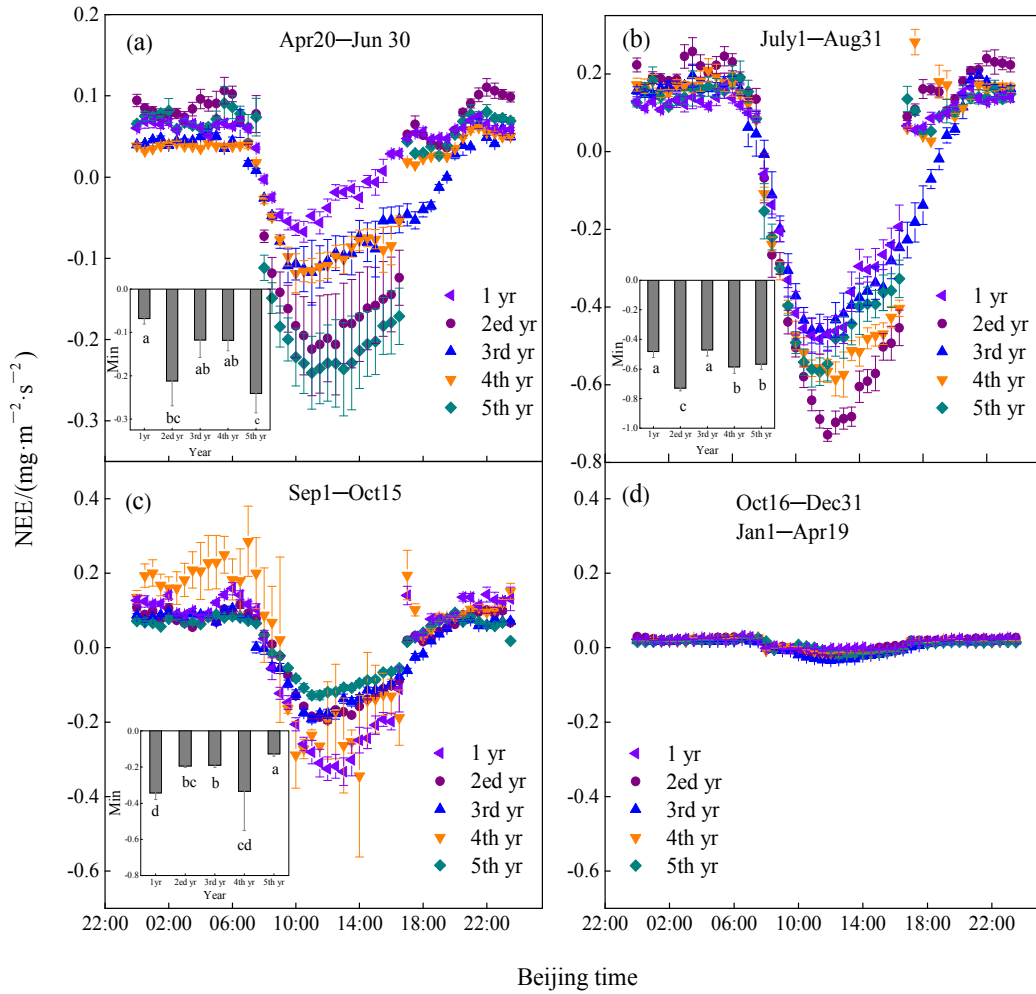


图 4 一个种植周期人工草地不同季节净生态系统交换 (NEE) 有效数据的平均日变化趋势

Fig. 4 Average diurnal trends of each season in net ecosystem exchange (NEE) over a plant cycle in the artificial grassland

a, b, c 图中柱状图为吸收峰值, 不带括号的小写字母表示根据秩和检验吸收峰值的差异。我们将返青期定义为 4 月 20 日—6 月 30 日 (a), 生长季旺期为 7 月 1 日—8 月 31 日 (b), 枯黄期为 9 月 1 日—10 月 15 日 (c), 和非生长季节为 1 月 1 日—4 月 19 日和 10 月 16 日—12 月 31 日 (d)

In the graphs a, b, and c, the histogram is the absorption peak. Lower case letters without parentheses indicate significant differences of the diurnal uptake peak according to rank sum test. We defined the start of the growing season as April 20 to June 30 (a), the peak of the growing season as July 1 to August 31 (b), the end of the growing season as September 1 to October 15=(c), and the non-growing season as January 1 to April 19, and October 16 to December 31 (d)

$\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$), 1、4th yr 在 8 月达到吸收峰值, 分别为 (-50.97 、 $-60.22 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) (图 5c)。

2.2.3 NEE 的 年 际 变 化

由图 6a 可知, GPP、R 和 NEE 随着种植年限的增加呈现先增加后降低的趋势, 在第 3 年峰值达到最大, 随后降低 ()。除了种植第一年, 其他年份 GPP 均高于 R, 第 3 年 GPP 远高于 R, 因此碳汇强度最强, 为 $-128.52 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 而种植第一年为 $47 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$, 是一个弱的碳源。总体而言, 该生态系统在一个种植周期内为碳汇, 累计固碳 $180.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

2.2.4 R/GPP

由图 6b 可知, 不同种植年份在同一月中, R/GPP 比值存在明显差异。总体而言, 5—9 月, R/GPP 比值整体呈先减小后增加的趋势, 减小的幅

度大于增加的幅度。1yr, 5 月, GPP 为 0, 因而没有 R/GPP 比值, 除了 6 月, 7—9 月比值均小于 1, 说明 7—9 月 $\text{GPP} > \text{R}$; 2ed yr, 5—9 月 R/GPP 比值先减小后增加的趋势很明显, 5 月和 9 月 $\text{R}/\text{GPP} > 1$, 6—8 月 $\text{R}/\text{GPP} < 1$ 。3rd yr, 5—9 月 R/GPP 比值均小于 1, 整个生长季 GPP 始终大于 R。4th yr 和 5th yr, R/GPP 比值亦呈先减小后增加的趋势, 4th yr 比值在 5 月大于 1, 而 5th yr 小于 1, 在 6—8 月该比值小于 1, 到 9 月均大于 1。在 5 月 2ed yr R/GPP 比值远高于其他年份, 而在 6 月 1yr 该比值出现一个极值, 远高于其他年份。

2.3 CO₂ 通量季节变异的因子分析

2.3.1 生长季节生物和环境因子对 CO₂ 通量的影响

逐步回归分析表明, GPP 主要受空气温度 t_a 、

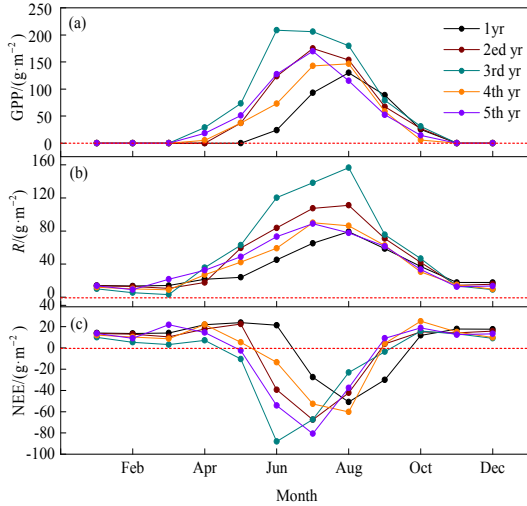


图5 一个种植周期人工草地生态系统总初级生产力 (GPP, a), 生态系统呼 (R, b) 和生态系统净CO₂交换量 (NEE, c) 的季节变化
Fig. 5 Seasonal changes in gross primary productivity (GPP, a), ecosystem respiration (R, b) and net ecosystem exchange (NEE, c) of artificial grassland ecosystems over a plant cycle

植被多样性指数 SP 和生长季长度 (GSL) 共同控制 ($r^2=0.92, P=0.008$, 表 2)。生长季 R 约占全年 R 的 81.2%，主要受土壤温度 t_s 控制 ($R^2=0.80, P=0.025$, 表 2)。而 NEE 与植被多样性指数 SP 呈显著的正相关关系 ($r^2=0.8, P=0.026$, 表 2)。

NEE 与日均温呈正相关 ($r^2=0.65, P=0.001$, 图 7a), 随着日均温的升高, CO₂ 吸收量明显增加。经过 5 年的对比发现, 在种植第二年 NEE 对温度的响应最强烈 (斜率 K 最大), 随着种植年限延长,

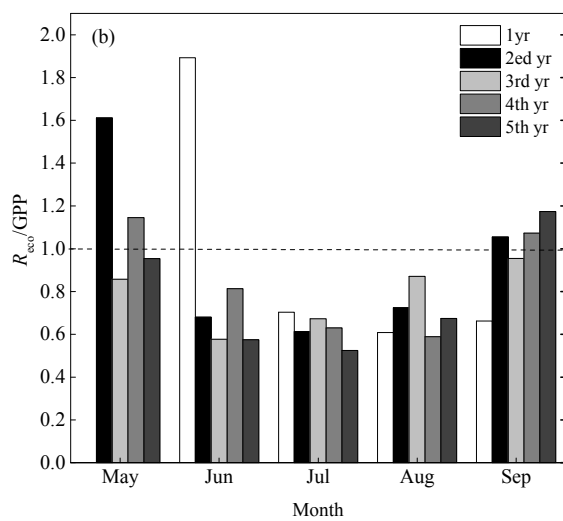
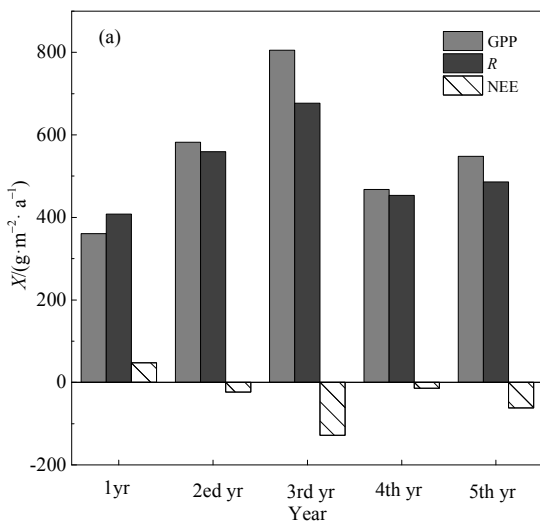


图6 一个种植周期总初级生产力 (GPP), 生态系统呼 (R) 和生态系统净CO₂交换量 (NEE) 年际变化 (a) 和5—9月各月生态系统呼吸与总初级生产力比值 (R/GPP) 变化 (b)

Fig. 6 Annual changes in gross primary productivity (GPP), ecosystem respiration (R) and net exchange ecosystems (NEE) (a) and variation of ecosystem respiration (R)/gross primary production (GPP) for each month from May to September (b) in a plant cycle

表2 多元逐步回归分析

Table 2 Multiple stepwise regression analysis

时期	变量	线性模型	r^2	F	p
Period	Variable	Linear model			
生长季 Growing season	GPP	$GPP=2\ 288.19-599.16t_a+$ $1\ 154.23SP+0.05GSL$	0.92	33.219	0.008
	R	$R=1\ 508.59-99.23t_s$	0.80	17.364	0.025
	NEE	$NEE=185-507.47SP$	0.80	16.813	0.026
	R/GPP	Q_{10}			
非生长季 Non-Growing season	R	$R=-200.27+3\ 038.53S_{wc}$	0.92	45.249	0.007
	Q_{10}				

t_a (Temperature air), 空气温度; t_s (Temperature soil), 5 cm 土壤温度; S_{wc} (Soil water content), 5 cm 土壤含水量; SP (Simpson index), 辛普森多样性指数; GSL (Growing season length), 生长季长度

NEE 对温度的响应趋于平缓 (K 值趋于平缓) (图 7b)。研究区降水量主要集中在 5—9 月, 占全年降水量的 87.78%, 通过分析月降水量与 NEE 关系发现, NEE 与月降水量呈正相关 ($r^2=0.39, P=0.012$, 图 7c), 随着降水量的增加, 碳吸收能力增强。

2.3.2 非生长季节环境因子对CO₂通量的控制

在非生长季节, 人工草地生态系统没有光合作用, 只有呼吸作用, NEE 只是生态系统呼吸作用释放的 CO₂ 量, 非生长季 R 占全年 R 的 18.8%。根据逐步回归分析结果, 非生长季 R 主要受土壤含水量 S_{wc} 的控制 ($r^2=0.92, P=0.007$, 表 2)。

2.3.3 年际NEE的影响因子

结构方程模型可以用来确定 NEE 及其主要控制因子和相对贡献量。相关分析表明, MAT、MAP、

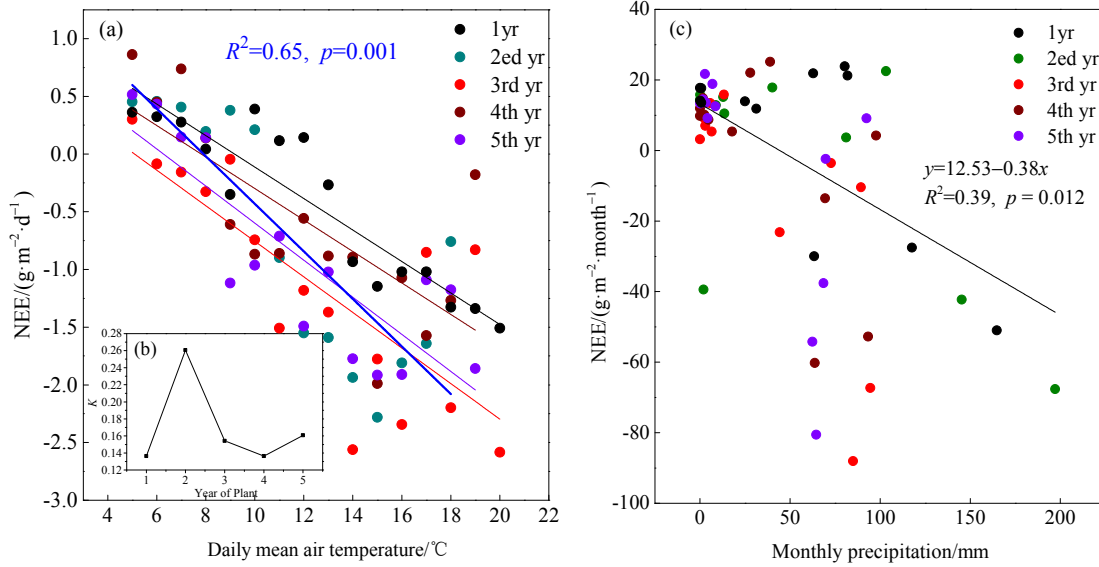


图 7 日均温-NEE (a)、种植年份-温度响应斜率 (b) 以及 NEE-月降水量 (c) 之间的关系

Fig. 7 Relationship between day of NEE with day of temperature (a), temperature response slope and year of plant(b), monthly NEE with monthly precipitation (c)

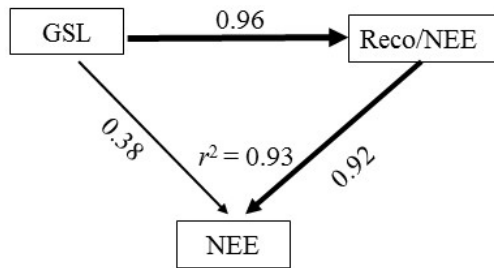


图 8 生长季长度 (GSL) 对非生长季呼吸与生长季净生态系统 CO₂ 交换比值 (R/NEE) 对年际 NEE 影响的结构方程模型

Fig. 8 Structure equation modeling of the relationship between the growing season length (GSL), non-growing season R and growing season NEE (R/NEE) and annual NEE of the artificial grassland

黑色箭头表示相关性，箭头上的数字代表通径系数，箭头的粗细代表通径系数的大小。r² 为 GSL 和 R/NEE 对 NEE 的共同解释度

Arrow width is proportional to the strength of the relationship. Numbers adjacent to arrows are path coefficients and indicative of the size effect of the relationship. The proportion of variance explained (r²) appears alongside every response variable in the model

AGB 和 SP 与 NEE 的年际变异关系不显著。发现生长季长度 (GSL) 和非生长季呼吸与生长季净生态系统 CO₂ 交换比值 (R/NEE) 共同控制着年际 NEE 的变化 (图 8)。GSL 通过影响 R/NEE 对 NEE 产生的间接影响 (0.92) 大于对其产生的直接影响 (0.38)，GSL 和 R/NEE 共同解释了 NEE 年际变异的 93%。

3 讨论

3.1 NEE 的日变化

三江源农牧交错区多年生垂穗披碱草人工草

地的 NEE 日变化规律与已报道的青藏高原天然草地，如高寒矮嵩草 (*Kobresia humilis*) 草甸 (Kato et al., 2006)、高寒金露梅 (*Potentilla fruticosa*) 灌丛草甸 (Zhao et al., 2006)、高寒藏嵩草 (*Kobresia tibetica*) 沼泽化草甸 (Zhao et al., 2010; Niu et al., 2017; 张法伟等, 2008) 和多年生垂穗披碱草人工草地 (赵亮等, 2008; 吴力博等, 2010) 的变化规律是一致的，这是由于光照的日变化、植物对大气 CO₂ 的吸收和土壤 CO₂ 排放的季节变化不同，导致 NEE 的日变化在不同季节的变化差异明显 (Kato et al., 2004; Zhao et al., 2005a)。然而，本研究发现三江源农牧交错区多年生垂穗披碱草人工草地 NEE 存在明显的年际差异。在返青期，5th yr 的 CO₂ 最大吸收速率是 1yr 的 3.4 倍，由于 1yr 种植时间较晚，差异较大。而在生长季旺期 2ed yr 的吸收峰值是 3rd yr 的 1.6 倍，高于沼泽化草甸的变异系数 (1.2) (Niu et al., 2017)。枯黄期 1yr 的吸收峰值是 5th yr 的 2.6 倍，因为 1yr 不收割，其他年份均要收割，1yr 夜间 CO₂ 最大排放速率达 0.16 mg·m⁻²·s⁻¹，远高于其他年份，是 5th yr (0.09 mg CO₂·m⁻²·s⁻¹) 的 1.7 倍。3-5 年的人工草地群落结构单一，且不稳定 (Xu et al., 2017)，可能 5th yr 植物群落处于退化的状态，导致吸收和释放速率较低。

人工草地 CO₂ 的昼夜最大吸收速率和最大排放速率都在生长季旺期，分别为 0.47-0.73 mg·m⁻²·s⁻¹ 和 0.17-0.28 mg·m⁻²·s⁻¹，高于青藏高原东南部的人工草地白天最大吸收速率 0.35 mg·m⁻²·s⁻¹，和夜间最大释放速率 0.22 mg·m⁻²·s⁻¹ (吴力博等, 2010)。

与青藏高原的天然草地相比,最大吸收率高于矮嵩草草甸 $0.37 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 金露梅灌丛草甸($0.36-0.48$) $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和沼泽化草甸 $0.48 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Zhao et al., 2005a)。但低于青藏高原中部的沼泽化草甸白天最大吸收速率 $0.73-0.9 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 和夜间最大排放速率 $0.20-0.29 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Niu et al., 2017)。因植被类型、环境因子不同,造成日出后植物产生光合现象时间的不一致性,植物对大气中 CO_2 的吸收和释放时间均有所不同。

3.2 NEE 的季节变化

最新研究表明,对土地进行有效管理有助于 CO_2 的季节性变化 (Zeng et al., 2014), 青藏高原草甸生态系统地-气 CO_2 的 NEE 具有明显的季节变化。这一特征在人工草地生态系统中表现得更加明显。在不考虑环境因子的变化下,随着种植年龄的增加,人工草地生态系统开始固碳的时间提前,1yr 开始固碳时间最晚(7月初),其次为 2ed yr, 3rd yr 最早,4、5th yr 较为滞后,除了 1yr, 其他年份均在 5 月就开始碳固定,与高寒矮嵩草草甸生态系统相近(5月中旬)(Zhao et al., 2005a), 早于高寒金露梅灌丛草甸(6月上旬)(柴曦等, 2018) 和高寒藏嵩草沼泽化湿地(7月上旬)(Zhao et al., 2005a)。1yr 在 6 月种植,故当年开始固碳的时间明显晚于其他年份。由于收割,2-4th yr 在 9 月初停止固碳而开始碳排放,与高寒藏嵩草沼泽化湿地相近(9月上旬)(Zhao et al., 2005a), 早于高寒金露梅灌丛草甸(9月中旬)(Zhao et al., 2005a), 1yr(不收割)在 9 月底才转为碳排放,与高寒矮嵩草草甸相近(9月下旬)(Zhao et al., 2005a)。由此可以看出,对草地的管理直接影响着碳源汇(源→汇→源)的转换时间。

3.3 NEE 年际变化

不同草地生态系统年际 NEE 差异的原因是比较复杂的,这主要是因为它受到草地植被类型、生物环境因子以及草地管理策略(施肥、刈割和放牧等)等多方面因素的影响 (Jensen et al., 2017)。对于人工管理的生态系统而言,管理方式(播种,施肥和刈割)可能是控制生态系统 NEE 差异的主要因子。我们发现,人工草地生态系统 NEE 年际变异主要受 GSL 调控, GSL 通过影响 R/NEE 间接影响 NEE (图 8)。这与最近研究结果类似,高寒金露梅灌丛草甸 10 年的数据表明, NEE 年际变异主要受 GSL 的控制 (Li et al., 2016)。不同的是,人工草地生长季受人为干扰较强,6 月播种(1yr),开始固碳的时间明显晚于其他年份,相比高寒金露梅灌丛草甸、草原化草甸(柴曦等, 2018),开始固碳时间晚了近 1-2 个月,

从而缩短了生长季和碳吸收时期。而且翻耕使得大量土壤中封存的碳裸露在空气中,加快了土壤碳的分解,增加了土壤呼吸,使得 R 高于 GPP, 故种植第一年表现为碳源,其他年份 GPP 均高于 R , 表现为碳汇。除了 1yr, 其他年份 8 月底收割牧草,提前结束了生长季和碳吸收,相比与天然草地,人工草地的生长季长度和碳吸收时期明显短于高寒灌丛和草甸生态系统 1-2 个月,牧草收割后,停止生长,而呼吸依旧进行,加上 9-10 月水热依然充沛,从而加速了生态系统的呼吸,抵消了之前大量的碳吸收。

3.4 CO_2 通量控制因子

在众多生物因子和非生物因子中, t_a 、SP 和 GSL 直接影响着 GPP 变异,这与青藏高原天然草地研究不同, t_s 和光合有效辐射直接影响着海北高寒金露梅灌丛草甸生态系统 GPP 的年际变异 (Li et al., 2016), 而在当雄高寒草原化草甸生态系统中, t_s 和 S_{wc} 是控制 GPP 的主要因子 (柴曦等, 2018)。本研究既考虑了生物因子植被的多样性特征,又考虑了环境因子和人为干扰的生长季长度 GSL, 从多角度解释了 GPP 的季节变异。植被多样性指数作为表征生物群落结构的重要指数,在群落结构相对稳定的天然草地中难以被定量分析,而建植 5 年的人工草地群落处于不稳定状态,植被多样性指数随着种植年限增加而变化。研究表明植被多样性指数 (SP) 是影响生长季 GPP 的重要生物因子。同时 SP 直接影响着生长季 NEE, 随着植被多样性的增加,固碳能力逐渐增强,这一结果表明在人工草地中,群落的多样性直接影响着 CO_2 通量变化。长期研究发现,垂穗披碱草人工草地群落随着种植年限的增加,在种植 5 年以后,优势种垂穗披碱草逐渐被入侵杂草取代,物种数先降低后增加 (温军, 2012), 物种数和多样性指数随着种植年份的增加而变化明显,优势种不断发生变化,总光合能力也随之发生变化,导致碳交换通量发生变化。同位素标记研究表明,物种丰富度和根冠比决定着碳周转 (Zhao et al., 2015), 而且还表明物种组成和群落结构影响着生产力 (Zou et al., 2014), 由此可见,物种组成、群落结构和植物多样性与生态系统生产力和碳循环密切相关。在退化草地恢复和草地管理时考虑多种牧草混播的方式,可能对生态系统功能产生重大影响。

生长季 R 约占全年 R 的 81.2%, 低于高寒金露梅灌丛草甸的 97% (Li et al., 2016) 和高寒矮嵩草草甸的 86.8%-88.2% (Wang et al., 2015)。研究表明 t_s 是影响生长季 R 的决定性因子,直接影响

着生长季的 R , 这与高寒金露梅灌丛草甸生态系统中的结果是一致的(柴曦等, 2018)。而非生长季 R 占全年 R 的 18.8%, 高于高寒金露梅灌丛草甸的 7% (Li et al., 2016) 和高寒矮嵩草草甸的 11.8%—13.2% (Wang et al., 2015), 可能是人工草地非生长季长度大于灌丛和草甸导致, 加之翻耕引起的大量土壤碳排放, 增加了非生长季的 R 。在非生长季中 S_{wc} 是影响 R 的决定性因子, 这一结果表明在三江源区非生长季 R 主要受土壤水分的影响, 这可能与季节性冻融过程有关, 最近研究也表明青藏高原草地非生长季土壤呼吸受冻融过程的控制(Wang et al., 2015)。可以看出人工草地的 R , 是草地碳循环的一个重要环节, R 的季节变异主要受土壤温度和含水量的影响。

人工草地 NEE 随着日均温的增加而增加(图 7a)。最新研究表明温度是陆地 NEE 年际变异的主控因子(Jung et al., 2017), 在寒冷的青藏高原, 温度成为了驱动植被进行光合和呼吸作用的重要环境因子。经过 5 年的对比发现, 2ed yr NEE 对温度的响应最为强烈(斜率 K 为最大), 随着种植年限的增加, 其对温度的响应趋于平缓(图 7b), 可能是因为该年降水量分配原因, 生长季降水量集中, 降水强度大(图 3c)。由于环境因子之间有一定的内在联系, 共同影响着生态系统的碳收支。水分是影响生态系统碳收支的一个重要环境因子, 该研究区年降水量主要集中在 5—9 月, 在此期间水分条件良好, 因此, 在生长季水分不会对生态系统构成胁迫。相关研究也表明青藏高原降水主要集中在生长季, 不会对生态系统造成水分胁迫(李英年, 2004; 吴力博等, 2010)。

4 结论

青藏高原垂穗披碱草人工草地生态系统是一个碳汇, 一个种植周期累计固碳 $180.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (以 C 计)。草地管理措施(播种和收割)通过改变生长季季节长度影响 NEE 的年际变异。随着种植年限的延长碳汇能力先增加后减小, 在种植第 3 年碳汇能力达到最大。三江源区人工草地的建植可以增加草地生态系统的固碳能力。同时, 本研究表明, 种植 5—6 年后, 优势种垂穗披碱草逐渐被入侵杂草取代, 生产效益低下, 收益低于投入。不论从固碳功能还是生产功能, 每 5—6 年重新翻耕人工草地是“生态-生产”的双赢模式, 人工草地更新是三江源农牧交错区一个生产和生态相结合的有效产业发展模式。因此, 在三江源农牧交错区发展多年生草种产业, 不但解决了青藏高原及其周边地区的退化草地治理中草种的需求, 而且建植的人工草地可增加碳封存量。

参考文献:

- AUBINET M, GRELE A, IBROM A, et al., 2000. Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests: The EUROFLUX Methodology [J]. *Advances in Ecological Research*, 30(1): 113-175.
- BAI Y F, HAN X G, WU J G, et al., 2004. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland [J]. *Nature*, 431(7005): 181-184.
- FALGE E, BALDOCCHI D, OLSON R, et al., 2001. Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 107(1): 43-69.
- GUO Q, LI S G, HU Z M, et al., 2015. Response of gross primary productivity to water availability at different temporal scales in a typical steppe in Inner Mongolia temperate steppe [J]. *Journal of Desert Research*, 35(3): 616-623.
- HARRIS R B, 2010. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan plateau: A review of the evidence of its magnitude and causes [J]. *Journal of Arid Environments*, 74(1): 1-12.
- HORTNAGL L, BARTHEL M, BUCHMANN N, et al., 2018. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe [J]. *Global Change Biology*, 24(5): 1843-1872.
- JENSEN R, HERBST M, FRIBORG T, et al., 2017. Direct and indirect controls of the interannual variability in atmospheric CO₂ exchange of three contrasting ecosystems in Denmark [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 233: 12-31.
- JUNG M, REICHSTEIN M, SCHWALM C R, et al., 2017. Compensatory water effects link yearly global land CO₂ sink changes to temperature [J]. *Nature*, 541(7638): 516-520.
- KATO T, HIROTA M, TANG Y H, et al., 2005. Strong temperature dependence and no moss photosynthesis in winter CO₂ flux for a Kobresia meadow on the Qinghai-Tibetan plateau [J]. *Soil Biology Biochemistry*, 37(10): 1966-1969.
- KATO T, TANG Y H, GU S, et al., 2004. Carbon dioxide exchange between the atmosphere and an alpine meadow ecosystem on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 124(1-2): 121-134.
- KATO T, TANG Y H, GU S, et al., 2006. Temperature and biomass influences on interannual changes in CO₂ exchange in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan plateau [J]. *Global Change Biology*, 12(7): 1285-1298.
- LI H Q, ZHANG F W, LI Y N, et al., 2016. Seasonal and inter-annual variations in CO₂ fluxes over 10 years in an alpine shrubland on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 228-229: 95-103.
- LI Y M, WANG Y, CAO G, et al., 2005. Preliminary research of effect of cultivation on soil organic carbon in alpine meadow [J]. *Progress in Geography*, 24(6): 59-65.
- LUYSSAERT S, INGLIMA I, JUNG M, et al., 2007. CO₂ balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database [J]. *Global Change Biology*, 13(12): 2509-2537.
- NIU B, HE Y T, ZHANG X Z, et al., 2017. CO₂ exchange in an alpine swamp meadow on the central Tibetan Plateau [J]. *Wetlands*, 37(3): 525-543.
- REICHSTEIN M, FALGE E, BALDOCCHI D, et al., 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm [J]. *Global Change Biology*, 11(9): 1424-1439.
- SMITH P, 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? [J].

- Global Change Biology, 20(9): 2708-2711.
- TUBIELLO F N, SALVATORE M, FERRARA A F, et al., 2015. The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990–2012 [J]. *Global Change Biology*, 21(7): 2655-2660.
- WANG S P, WILKES A, ZHANG Z C, et al., 2011. Management and land use change effects on soil carbon in northern China's grasslands: a synthesis [J]. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 142(3-4): 329-340.
- WANG Y H, LIU H Y, CHUNG H, et al., 2015. Non-growing-season soil respiration is controlled by freezing and thawing processes in the summer-monsoon-dominated Tibetan alpine grassland [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(10): 1081-1095.
- WEBB E K, PEARMAN G I, LEUNING R, et al., 1980. Correction of flux measurements for density effects due to heat and water vapour transfer [J]. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 106(447): 85-100.
- WILSON K, GOLDSTEIN A, FALGE E, et al., 2002. Energy balance closure at FLUXNET sites [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113(1): 223-243.
- WOLLENBERG E, RICHARDS M, SMITH P, et al., 2016. Reducing emissions from agriculture to meet the 2 degrees C target [J]. *Global Change Biology*, 22(12): 3859-3864.
- XU L, YAO B, WANG W, et al., 2017. Effects of plant species richness on ¹³C assimilate partitioning in artificial grasslands of different established ages [J]. *Scientific Reports*, 7: 40307.
- YU G R, WEN X F, SUN X M, et al., 2006. Overview of China FLUX and evaluation of its eddy covariance measurement [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 137(3-4): 125-137.
- YU G R, ZHANG L M, SUN X M, et al., 2008. Environmental controls over carbon exchange of three forest ecosystems in eastern China [J]. *Global Change Biology*, 14(11): 2555-2571.
- ZENG N, ZHAO F, COLLATZ G J, et al., 2014. Agricultural Green Revolution as a driver of increasing atmospheric CO₂ seasonal amplitude [J]. *Nature*, 515(7527): 394-397.
- ZHANG Q, KONG D D, SHI P J, et al., 2018. Vegetation phenology on the Qinghai-Tibetan Plateau and its response to climate change (1982–2013) [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248: 408-417.
- ZHAO L, CHEN D D, ZHAO N, et al., 2015. Responses of carbon transfer, partitioning, and residence time to land use in the plant–soil system of an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 51(7): 781-790.
- ZHAO L, LI J, XU S X, et al., 2010. Seasonal variations in carbon dioxide exchange in an alpine wetland meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Biogeosciences*, 7(4): 1207-1221.
- ZHAO L, LI Y N, GU S, et al., 2005b. Carbon dioxide exchange between the atmosphere and an alpine shrubland meadow during the growing season on the Qinghai-Tibetan plateau [J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47(3): 271-282.
- ZHAO L, LI Y N, XU S X, et al., 2006. Diurnal, seasonal and annual variation in net ecosystem CO₂ exchange of an alpine shrubland on the Qinghai-Tibetan plateau [J]. *Global Change Biology*, 12(10): 1940-1953.
- ZHAO L, LI Y N, ZHAO X Q, et al., 2005a. Comparative study of the net exchange of CO₂ in 3 types of vegetation ecosystems on the Qinghai-Tibetan plateau [J]. *Chinese Science Bulletin*, 50(16): 1767-1774.
- ZHAO X Q, ZHAO L, QI LI, et al., 2018. Using balance of seasonal herbage supply and demand to inform sustainable grassland management on the Qinghai–Tibetan Plateau [J]. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 4(1): 1-8.
- ZHU Z L, SUN X M, ZHOU Y L, et al., 2005. Correcting method of eddy covariance fluxes over non-flat surfaces and its application in China FLUX [J]. *Science in China Series D-Earth Sciences*, 48(1): 42-50.
- ZOU J R, ZHAO L, XU S, et al., 2014. Field (CO₂) ¹³C pulse labeling reveals differential partitioning patterns of photoassimilated carbon in response to livestock enclosure in a Kobresia meadow [J]. *Biogeosciences*, 11(16): 4381-4391.
- 柴曦, 李英年, 段呈, 等, 2018. 青藏高原高寒灌丛草甸和草原化草甸 CO₂ 通量动态及其限制因子[J]. *植物生态学报*, 42(1): 6-19.
- CHAI X, LI Y N, DUAN C, et al., 2018. CO₂ flux dynamics and its limiting factors in the alpine shrub-meadow and steppe-meadow on the Qinghai-Xizang Plateau [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42(1): 6-19.
- 丁金枝, 2017. 青藏高原冻土区土壤碳库的大小、动态和温度敏感性[D]. 北京: 中国科学院植物研究所: 1-170.
- DING J Z, 2017. Permafrost carbon stock on the Qinghai-Tibetan Plateau: pool size, temporal dynamics and temperature sensitivity [D]. Beijing: Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences: 1-170.
- 高翠萍, 韩国栋, 王忠武, 等, 2017. 内蒙古荒漠草原人工草地固碳效应分析[J]. *中国草地学报*, 39(4): 81-85.
- GAO C P, HAN G D, WANG Z W, et al., 2017. Carbon sequestration effect of different artificial grasslands in inner mongolia desert grassland area [J]. *Chinese Journal of Grassland*, 39(4): 81-85.
- 李英年, 赵新全, 曹广民, 等, 2004. 海北高寒草甸生态系统定位站气候、植被生产力背景的分析[J]. *高原气象*, 23(4): 558-567.
- LI Y N, ZHAO X Q, CAO G M, et al., 2004. Analyses on climates and vegetation productivity background at haibei alpine meadow ecosystem research station [J]. *Plateau Meteorology*, 23(4): 558-567.
- 马玉寿, 郎百宁, 李青云, 等, 2002. 江河源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究[J]. *草业科学*, 19(12): 1-5.
- MA Y S, LANG B N, LI Q Y, et al., 2002. Study on rehabilitating and rebuilding technologies for degenerated alpine meadow in the Changjiang [J]. *Pratacultural Science*, 19(12): 1-5.
- 秦大河, 赵新全, 周华坤, 等, 2014. 三江源区生态保护与可持续发展 [M]. 北京: 科学出版社: 1-261.
- QIN D H, ZHAO X Q, ZHOU H K, et al., 2014. The ecological protection and sustainable development in the Source Region of Three Rivers [M]. Beijing: Science Press: 1-261.
- 王启基, 周兴民, 彭宏春, 等, 2000. 青藏高原草地资源、环境现状及可持续发展战略[M]. 西宁: 青海人民出版社: 1-220.
- WANG Q J, ZHOU X M, PENG H C, et al., 2000. Current Situation and Sustainable Development Strategy of Grassland Resources and Environment in Qinghai-Tibetan Plateau [M]. Xining: Qinghai People's Publishing House: 1-220.
- 温军, 2012. 三江源区草地退化及人工草地建植对土壤呼吸的影响[D]. 北京: 中国科学院研究生院: 1-66.
- WEN J, 2012. Effects of alpine grassland degradation and establishment of artificial grassland on soil respiration in the Three-River Source Region [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences: 1-66.
- 吴力博, 古松, 赵亮, 等, 2010. 三江源地区人工草地的生态系统 CO₂ 净交换、总初级生产力及其影响因子[J]. *植物生态学报*, 34(7):

- 770-780.
- WU L B, GU S, ZHAO L, et al., 2010. Variation in net CO₂ exchange, gross primary production and its affecting factors in the planted pasture ecosystem in Sanjiangyuan Region of the Qinghai-Tibetan Plateau of China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 34(7): 770-780.
- 赵亮, 古松, 徐世晓, 等, 2007. 青藏高原高寒草甸生态系统碳通量特征及其控制因子[J]. 西北植物学报, 27(5): 1054-1060.
- ZHAO L, GU S, XU S X, et al., 2007. Carbon Flux and Controlling Process of Alpine Meadow on Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 10(11): 1054-1060.
- 赵亮, 古松, 周华坤, 等, 2008. 青海省三江源区人工草地生态系统 CO₂ 通量[J]. 植物生态学报, 32(3): 544-554.
- ZHAO L, GU S, ZHOU H K, et al., 2008. CO₂ fluxes of artificial grassland in the source region of the three rivers on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 32(3): 544-554.
- 赵新全, 马玉寿, 王启基, 等, 2011. 三江源区退化草地生态系统恢复与可持续管理[M]. 北京: 科学出版社: 1-367.
- ZHAO X, MA Y, WANG Q, et al., 2011. Rehabilitation and sustainable management of degraded grassland ecosystems in Sanjiangyuan Regions [M]. Beijing: Science Press: 1-367.
- 张法伟, 刘安花, 李英年, 等, 2008. 青藏高原高寒湿地生态系统 CO₂ 通量[J]. 生态学报, 28(2): 453-462.
- ZHANG F W, LIU A H, LI Y N, et al., 2008. CO₂ flux in alpine wetland ecosystem on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Acta Ecologica Sinica, 28(2): 453-462.

Variation Characteristics of CO₂ Fluxes of *Elymus nutans* Artificial Grassland for A Planting Cycle in Agro-pastoral Transition Area of Sanjiangyuan

HE Fuquan^{1,2}, LI Qi¹, CHEN Dongdong¹, ZHAO Xinquan¹, LUO Caiyun¹, XU Qian^{1,2}, CHEN Xin^{1,2}, ZHAO Liang^{1*}, DING Shengxiang³, ZHAO Jinzhong³

1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049 China; 3. Tongde County Meteorological Bureau, Tongde 813299, China

Abstract: Development of artificial grassland has become one of the important elements of the ecological environmental protection and restoration project. Understanding the dynamics of CO₂ exchange is required for accurately predicting and evaluating the carbon budget and ecological service function of the perennial artificial grassland ecosystem. In this study, we analyzed 5 years datas (2012–2016) from eddy covariance observations of an *Elymus nutans* grassland in agro-pastoral transition area of Sanjiangyuan to identify the features and decisive factors of net ecosystem CO₂ exchange (NEE), gross primary productivity (GPP), ecosystem respiration (*R*). The results showed that, (1) in a complete planting cycle (5 years), the CO₂ flux was increased then decreased with the increase of the plant years. The total cumulative CO₂ uptake was 180.4 g·m⁻² (by C) during the production cycle, indicating that the studied grassland was a weak C sink. Further analysis showed that, the studied artificial grassland was a carbon source in the first planting year and contributed 47 g·m⁻²·C. From year 2 to 5, the grassland served as carbon sinks and in the 3rd year carbon sink strength reached the strongest at -128.52 g·m⁻²·a⁻¹. (2) GPP in growing season was mainly controlled by air temperature, Simpson index and length of growing season (*r*²=0.92). A clear linear relationship between NEE and Simpson index was evident in growing seasons (*r*²=0.80). And (3) management (seeding and harvesting time) affected the length of the growing season, while the growth season length impacted the ratio of *R* to the growing season NEE (*R*/NEE) (96%). The length of the growing season also affected the *R*/NEE ratio of the non-growing season by directly determining the interannual variability of NEE (92%). In addition, management affected the interannual variability of NEE. Together, the present study reveals that re-planting grassland every 5–6 years is a win-win system of “production-ecology”, regardless of carbon sequestration function or production function. Developing artificial grassland is an effective way to balance ecology and production in agro-pastoral transition area of Sanjiangyuan.

Key words: agro-pastoral transition area of Sanjiangyuan; artificial grassland ecosystems; net ecosystems exchange; growing season length; grassland management