科学通报 2020 年 第 65 卷 第 22 期: 2406 ~ 2418
论 文
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

青藏高原高寒草地生态系统变化的归因分析

陈槐[1,2*], 鞠佩君[1,6], 张江[3], 王元云[1,6], 朱求安[3], 颜亮[4], 康晓明[4], 何奕忻[1], 曾源[5], 郝彦宾[6], 王艳芬[2,6*]

1. 中国科学院成都生物研究所山地生态恢复与生物资源利用四川省重点实验室, 成都 610041;
2. 中国科学院青藏高原地球科学卓越创新中心, 北京 100101;
3. 西北农林科技大学林学院, 生态预测与全球变化研究中心, 杨凌 712100;
4. 中国林业科学院湿地研究所, 北京 100091;
5. 中国科学院遥感与数字地球研究所, 北京 100094;
6. 中国科学院大学, 北京 100049

* 联系人, E-mail: chenhuai@cib.ac.cn; yfwang@ucas.ac.cn

2020-01-02 收稿, 2020-05-05 修回, 2020-05-06 接受, 2020-05-11 网络版发表
第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0304)、中国科学院A类战略性先导科技专项(XDA2005010404)和国家重点研发计划(2016YFC0501804)资助

摘要 高寒草地生态系统是青藏高原主要生态系统类型之一, 其结构和功能对全球变化敏感. 过去几十年, 随着气候变化与人类活动加剧, 高寒草地生态系统结构和功能发生了巨大变化, 然而其变化的自然及人为相对贡献率存在较大争议. 本研究基于优化的模型差值法评估了1990~2013年青藏高原高寒草地变化的人为相对贡献率. 研究结果表明, 这一时期青藏高原高寒草地生产力显著增加, 人类活动主导了草地生态系统净初级生产力的变化, 人为相对贡献率达到74.0%, 人类活动主导草地生产力增加的面积占比大于主导草地生产力减少的面积占比, 青藏高原草地可能已由过度利用转变为适度保护, 但其特征呈现复杂性. 2000年后人类活动影响急剧增强, 表明同期实施的大型生态恢复工程可能增加了高寒草地生产力. 空间结果表明, 两个时期相比有36.7%的草地生产力变化由气候变化主导转为人类活动主导, 其中主导草地生产力减少是增加的两倍以上. 随着我国生态文明建设的不断推进, 青藏高原高寒草地生态功能总体上开始呈恢复趋势, 但人类活动主导草地生产力减少的区域也在增加, 该区域可能已趋于人地关系发生转变的临界点. 因此, 退化草地的恢复与治理仍是青藏高原生态安全屏障建设的重要支点, 青藏高原草地适应性管理已刻不容缓.

关键词 植被指数, 净初级生产力, 气候变化, 人类活动

草地是主要的陆地生态系统类型之一, 约占全球陆地面积的20%, 碳储量约为761亿t, 占全球陆地生态系统碳储量的15.2%, 对全球碳循环、气候调节和陆地碳储存有着重要作用, 与社会经济发展和区域生态安全息息相关[1]. 青藏高原是我国草地的主要分布区, 是欧亚大陆草地的重要组成部分, 也是我国五大草地畜牧业基地之一. 同时, 青藏高原是我国重要的生态安全屏障, 有“世界屋脊”之称, 对气候变化敏感, 生态环境较为脆弱, 易受人类活动影响[2].

过去几十年, 随着气候变化与人类活动加剧, 青藏高原超过50%的草地发生了不同程度的退化[3]. 当前, 青藏高原草地生态系统结构与功能的改变广泛认为是

引用格式: 陈槐, 鞠佩君, 张江, 等. 青藏高原高寒草地生态系统变化的归因分析. 科学通报, 2020, 65: 2406–2418
Chen H, Ju P J, Zhang J, et al. Attribution analyses of changes in alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2020, 65: 2406–2418, doi: 10.1360/TB-2019-0619

© 2020《中国科学》杂志社

气候变化与人类活动双重作用的结果[2,4]，但是其相对贡献率仍存在着争议. 一部分研究认为气候变化导致了青藏高原草地退化，其中最重要的气候因子是气温和降水[5~8]；另一部分研究认为人类活动才是青藏高原草地退化的主导因子，如过度放牧、土地利用变化、滥挖滥采等[9~12]. 区域尺度的研究则探讨了青藏高原草地变化自然及人为相对贡献率的空间差异[3,4].

草地生态系统的退化，一般由草地植物群落特征和土壤特征两方面的指标来界定[13]，其中净初级生产力(net primary productivity, NPP)作为表征生态系统功能的重要参数，是评价生态系统结构与功能特征的重要指标，在量化气候变化和人类活动对草地影响的研究中广泛应用[14]. 近20年来, 青藏高原气候变化与放牧等人类活动进一步加剧, 空间异质性增强. 随着我国生态文明建设的不断推进，社会经济发展及政策发生了改变，我国投入大量资金实施青藏高原生态屏障建设，退牧还草、三江源保护等大型生态恢复工程逐步实施一定程度上维持甚至增加了草地生产力，草地生态系统的变化趋势趋于复杂[15]，人类活动对草地生态系统影响的态势可能趋于转变. 在此复杂的态势下, 对引起青藏高原草地变化的自然及人为因素相对贡献率现状进行定量评估，将有助于解析青藏高原草地变化的客观原因，从而为青藏高原草地生态系统科学有效的管理乃至青藏高原生态安全屏障的建设提供科学依据和理论支撑. 与过去大多数研究采用的因子分析等方法相比, 通过比较过程模型和遥感模型NPP的差值获得人类活动相对贡献率，可避免单一因子分析带来的不确定性, 获得了广泛的认可[16]. 本研究利用过程模型和遥感模型模拟青藏高原草地的潜在净初级生产力(NPP_p)与实际净初级生产力(NPP_a)，通过NPP_p与NPP_a的差值获得人类活动对草地NPP的影响(NPP_h)，从而定量评估过去20年气候变化与人类活动对青藏高原草地NPP的相对贡献率.

全球尺度的气候变暖已经成为不争的事实，青藏高原作为地球“第三极”，其近100年来增温的速度是全球平均增温两倍[17,18]. 青藏高原冰川融化加快, 温度升高和水分条件改善很可能导致草地生产力的增加，大型生态恢复工程理论上也将促进草地恢复. 基于以上态势，我们提出了如下科学假设: (1) 青藏高原变暖变湿主导了草地生产力的增加; (2) 随着草地保护力度加大, 草地变化的人为相对贡献率增加, 其影响程度可能发生转变.

1 数据与方法

1.1 研究区域

青藏高原位于中国西部和南部边缘(75°~105°E, 27.5°~37.5°N), 总面积约为250万km^2, 平均海拔4000 m以上. 年平均气温为−6~20°C，年降水量50~2000 mm, 区域气候同时受到西风带、印度季风和东亚季风的影响. 植被自东南到西北由常绿阔叶林过渡到荒漠草原(图S1). 青藏高原高寒草地是世界上最大的高海拔草地，是中亚高地高寒环境和世界高寒草地的典型代表, 草地面积约为159万km^2，占青藏高原面积的60%以上[19], 对气候变化和人类活动敏感. 草地畜牧业对草地生态系统有着重大的影响，例如西藏地区藏族人口占到总人口的90%, 其生活来源主要依赖于草地畜牧业.

1.2 模型介绍

本研究选取LPJ模型(Lund-Potsdam-Jena)、IBIS模型(integrated biosphere simulator)和TEM模型(terrestrial ecosystem model)模拟气候因子驱动下的草地生产力. LPJ模型基于植物的生理特征和形态特征等将植物分为10个功能类型，在植物平均个体内模拟生物量分配. 该模型在模拟全球植被动态、实际蒸散、NPP等方面具有较高可靠性[20]. IBIS模型是综合生物圈模拟器, 考虑了植被组成和结构随环境变化的瞬时变化，可用于进行地表水平衡、陆地碳平衡(净初级生产等)和植被结构等的全球模拟，其模型结果得到了广泛的验证和应用[21,22]. TEM模型是从陆地碳和氮动态的平衡模型演变而来，用于描述陆地生态系统植物和土壤的碳氮动态，通过多种因素模拟GPP，NPP被模拟为GPP和植物呼吸之间的差异. 模型在多个生态系统中进行了验证, 与观测值拟合度较高[23,24]. 本研究利用光能利用率模型CASA模型(Carnegie-Ames-Stanford approach)模拟受气候变化和人类活动共同影响的实际净初级生产力(NPP_a)，由遥感植被均一化指数、平均温度、总降雨量、太阳总辐射量及植被类型驱动. CASA模型可用于模拟NPP、营养物分配、土壤营养物矿化等, 结果与实地观测值基本一致[25]. 过程模型和光能利用率模型原理详见补充材料.

1.3 数据来源

温度、湿度、降雨量、太阳辐射等数据来源于中国气象局(http://www.cma.gov.cn/). LPJ模型中的云量数据

为CRU TS Version 3.23的cld数据(https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/cru_ts_4.01/). 青藏高原各县区人口、牲畜种类与数量、草地面积、可利用草地占比和冬夏牧场占比等数据来源于1990~2013年各省统计年鉴和县志(国家数字电子图书馆http://www.nlc.cn/). 由于研究时段间存在卫星更新换代, 在已开放卫星数据中本研究选择1990~1999年AVHRR卫星数据(https://lta.cr.usgs.gov/AVHRR)和2000~2013年MODIS卫星数据(https://modis.gsfc.nasa.gov/)作为CASA模型输入. 根据卫星数据来源不同, 分析结果以2000年为分界将时间序列划分为两个阶段.

1.4 数据分析与统计

根据我国县级行政区域图将青藏高原主要区域划分为204个县级行政单位. 按照《草业科学概论》中羊单位转换比值[26], 将各县区牲畜量转换成相应羊单位. 使用区域平均值将各温度、降雨及NPP_a栅格数据统计至县级尺度. 各区域年均气温和降雨量取23年均值. 青藏高原气温、降雨量和放牧强度取204个县区均值, 人口取总量. 夏皮罗维尔克检验法(Shapiro-Wilktest)用于检验数据正态性[27], 检验发现数据均满足正态性分布. 趋势分析用于计算各因子变化趋势, 相关分析用于分析各因子间的相关性(放牧强度、趋势分析及相关分析等的计算方法详见补充材料).

3个过程模型结果的均值作为气候变化驱动的草地潜在净初级生产力(NPP_P), 通过NPP_p与NPP_a的差值获得人类活动对草地NPP的影响(NPP_h). 本研究使用生产力变化斜率作为衡量生产力变化方向和程度的指标, 采用了一元线性回归的方法分析1990~2000年和2001~2013年青藏高原草地每个栅格生产力变化趋势:

$$k=\frac{n\times\sum_1^n(i\times Y_i)-\sum_1^n i\sum_1^n Y_i}{n\times\sum_1^n i^2-\left(\sum_1^n i\right)^2}, \tag{1}$$

式中, k为趋势线的斜率; Y_i为第i年各变量值; i为年变量; n为年数.

k>0时, 生产力增加, 反之减少. 根据斜率的计算结果按表1计算人类活动对青藏高原草地变化的人为自然相对贡献率[4].

2 结果

2.1 青藏高原气候变化与人类活动

(ⅰ) 气候变化. 1990~2013年青藏高原气温呈上升趋势, 年均最低气温为−0.24°C(1992年), 最高气温为1.58°C(2006年), 气温增长率约为每10年0.5°C(图1(a)). 青藏高原平均气温存在较大的空间异质性, 西北部及中部气温较低, 东南部气温较高, 气温由西北向东南逐渐上升, 范围在−6.5~12.9°C(图1(c)). 除少数区域外, 青藏高原气温均显著增加, 气温变化的趋势没有明显的空间异质性(图2(e)). 1990~2013年青藏高原年降雨量呈现略微增长的趋势($P>0.05$), 年均降雨量为561.7 mm a^{-1}, 最大值和最小值分别为608.6和498.8 mm a^{-1}(图1(b)). 年均降雨量存在较大的空间异质性, 西北部地区降雨量较小(< 350 mm a^{-1}), 东南部地区降雨量较大(> 550 mm a^{-1}), 呈现出由西北向东南逐渐增加的趋势(图1(d)). 青藏高原大部分地区年降雨量呈现增长趋势, 中部和北部年降雨量显著增加, 南部地区年降雨量略微下降. 总体而言, 青藏高原东南部呈现暖干化趋势, 西北部呈现暖湿化趋势(图1(e), (f)).

(ⅱ) 青藏高原人类活动的变化. 1900~2013年青藏高原总人口急剧增加, 由900万增长至1200万(图2(a)). 人口分布存在较大的空间异质性, 人口集中分布于青藏高原东部(图2(c)). 除少数区域外, 青藏高原人口均呈显著增长, 其增长趋势没有明显的空间异质性(图2(e)). 青藏高原放牧强度也呈上升趋势, 从4.2个羊单位 ha^{-1} 增加到 4.7个羊单位 ha^{-1} , 但2010年之后, 放牧强度开始逐年下降(图2(b)). 放牧强度和人口在空间分布上存在相似性, 人口集中分布的东南部放牧强度也较强(图2(d)). 大部分地区放牧强度呈上升趋势, 东南部显著增加, 中部和北部呈下降趋势(图2(f)).

表 1 人类活动对草地变化的相对贡献

Table 1 The relative contribution of human activities to grassland NPP changes

	受气候变化影响的生产力变化(K_c)	受人类活动影响的生产力变化(K_h)	人类活动对草地生产力贡献率
草地恢复(K_a>0)	>0	>0	$\frac{\lvert NPP_h\rvert}{\lvert NPP_p\rvert+\lvert NPP_h\rvert}$
	>0	<0	0
	<0	>0	1
	<0	<0	异常值
草地退化(K_a<0)	>0	>0	异常值
	>0	<0	−1
	<0	>0	0
	<0	<0	$\frac{-\lvert NPP_h\rvert}{\lvert NPP_p\rvert+\lvert NPP_h\rvert}$

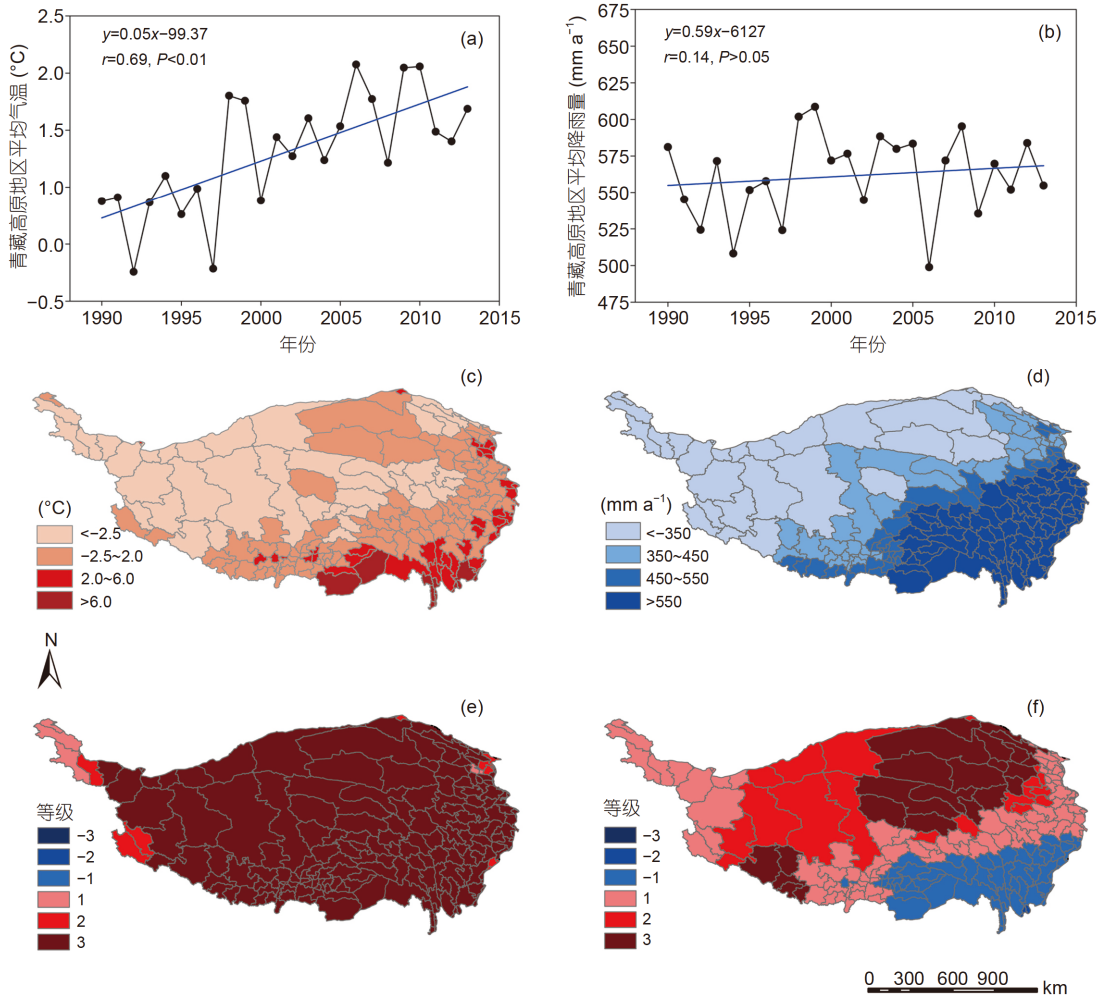


图 1 1990~2013年青藏高原气候因子变化. (a) 年均气温的年际变化; (b) 年均降雨量的年际变化; (c) 多年年均气温的空间分布; (d) 多年年均降水量的空间分布; (e) 气温变化趋势的空间分布; (f) 降雨量变化趋势的空间分布. 蓝色区域代表下降, 红色区域代表上升, 颜色由浅到深代表其显著性增强. 1: $P>0.05$, ±2: $P<0.05$, ±3: $P<0.01$

Figure 1 Variations of climatic factors on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. (a) The interannual variation of the annual temperature; (b) the interannual variation of the annual precipitation; (c) the spatial distribution of mean annual temperatures; (d) the spatial distribution of mean annual precipitations; (e) the spatial distribution of the mean annual temperature change trend; (f) the spatial distribution of the annual precipitation change trend. The blue area represents the declined trend, while the red area represents the rise trend, and the color from light to dark indicates the increasing of significance. ±1: $P>0.05$, ±2: $P<0.05$, ±3: $P<0.01$

2.2 青藏高原草地生产力变化分析

(ⅰ) 青藏高原草地生产力年际动态. 1990~2013年NPP_p呈现出平稳上升的趋势(k=2.77, P<0.01, 图3). 其中1990年NPP_p最低, 约为98.48 Tg, 2013年最高, 约为162.61 Tg. NPP_a在两个时期的变化有所差异, 其中1990~1999年上升幅度更明显(k=6.73, P<0.01), 最低值为82.02 Tg, 最高值为143.20 Tg; 而2000~2013年上升趋势并不显著(P>0.05), 最低值为210.40 Tg, 最高值为231.77 Tg. 1990~1993年NPP_h为负值, 其余年份均为正值, 最大值为100.36 Tg. 1994年起NPP_a开始大于NPP_p, 表明恢复措施对青藏高原草地的影响已经开始显现. 1990~1999年NPP_h均值约为4.31 Tg, 明显低于2000~2013年均值76.09 Tg. 1990~1999年NPP_h从负值逐渐变为正值(k=3.97, P<0.05), 而2000~2013年NPP_h逐渐降低(k=−3.04, P<0.05).

(ⅱ) 青藏高原草地生产力变化空间分析. 1990~1999年青藏高原大部分地区草地NPP_a明显增加(0.001<k<0. 684); 2000~2013年NPP_a增加速率较2000年前减缓, 其中青藏高原东部NPP_a增量有明显降低

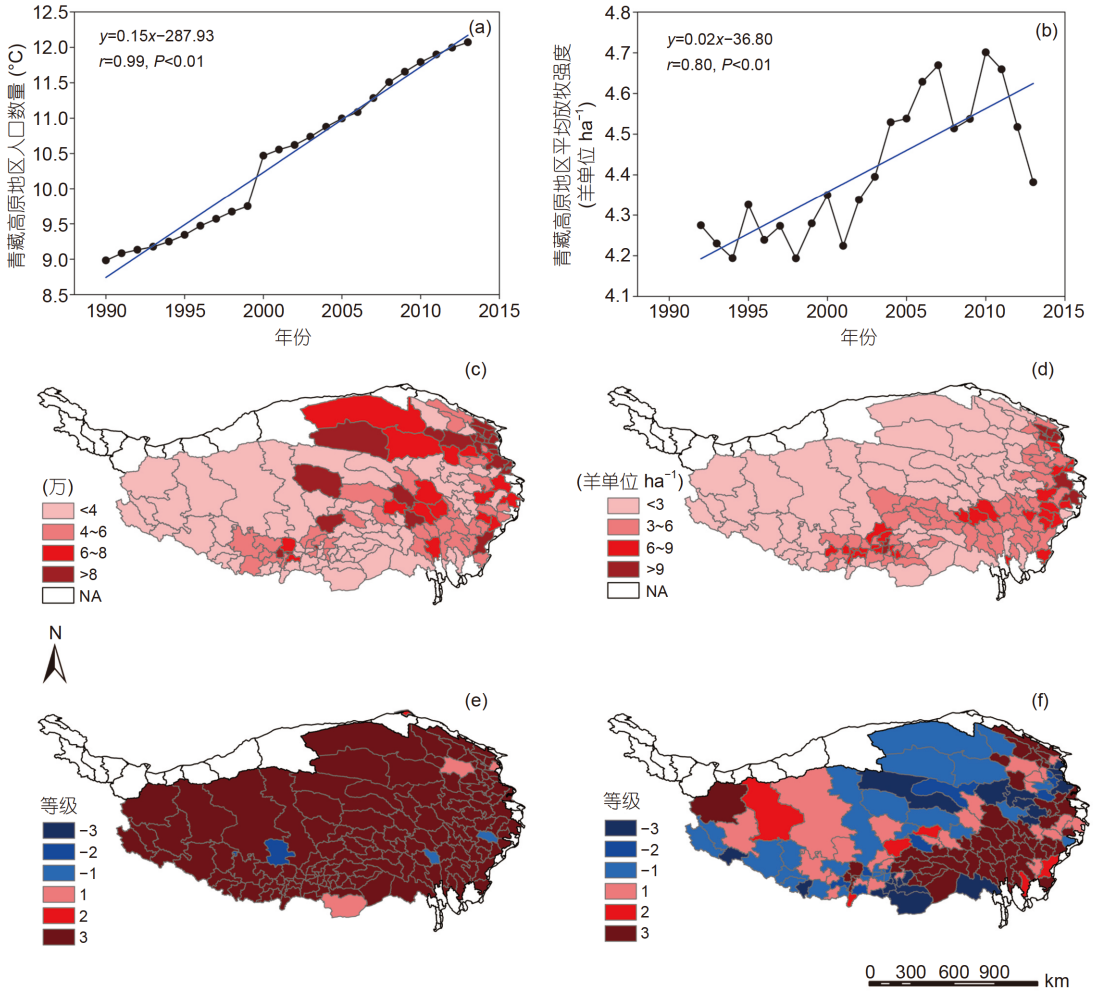


图 2 1990~2013年青藏高原人口和放牧强度变化. (a) 总人口的年际变化; (b) 放牧强度的年际变化; (c) 多年人口均值的空间分布; (d) 多年年均放牧强度的空间分布; (e) 人口变化趋势的空间分布; (f) 放牧强度变化趋势的空间分布. 其中, (e)和(f)中白色区域为数据缺失, 蓝色区域代表下降, 红色区域代表上升, 颜色由浅到深代表其显著性增强. ±1: $P>0.05$, ±2: $P<0.05$, ±3: $P<0.01$

Figure 2 Variations of human population and grazing intensity on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. (a) The interannual variation of the total human population; (b) the interannual variation of the grazing intensity; (c) the spatial distribution of mean human populations; (d) the spatial distribution of mean annual grazing intensities; (e) the spatial distribution of the population change trend; (f) the spatial distribution of the grazing intensity change trend. The white areas in figure (e) and (f) represent the area with no data, the blue area represents the declined trend, while the red area represents the rise trend, and the color from light to dark indicates the increasing of significance. ±1: $P>0.05$, ±2: $P<0.05$, ±3: $P<0.01$

($-0.742<k<0.206$), 少部分地区甚至发生逆转(图4(a), (b)). 1990~1999年青藏高原草地NPP_p变化呈现由东南向西北逐步增加的趋势($-0.111<k<0.088$), 东部NPP_p减少, 中西部NPP_p增加; 2000~2013年青藏高原东部草地NPP_p由减少变为增加, 中西部NPP_p由增加变为减少($-0.055<k<0.195$)(图4(c), (d)). 1990~1999年青藏高原大部分地区草地NPP_h增加, 增加幅度由东向西逐渐减小($-0.178<k<0.585$); 2000~2013年青藏高原东部草地NPP_h略微减少, 而中西部基本不变($-0.244<k<0.132$)(图4(e), (f)). 总体而言, 青藏高原草地实际生产力与人类活动导致的生产力具有较为一致的空间分布格局, 而与潜在生产力的空间分布有较大差异.

2.3 气候因子及人类活动与生产力的相关性分析

1990~1999年青藏高原大部分地区草地NPP与气温呈正相关, 东南部及北部显著正相关, 无明显空间异质性(图5(a)). 2000~2013年NPP与气温呈正相关区域减少, 东南部及北部正相关性由显著变为不显著, 东部及中部由正相关变为负相关(图5(b)). NPP与降雨量相关性两个时期差异明显, 1990~2013年大部分区域呈正相

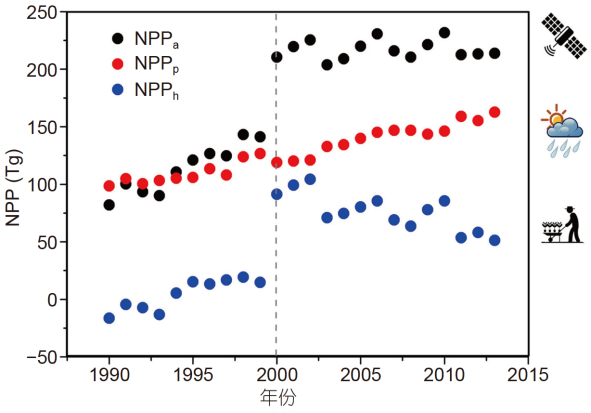


图 3 1990~2013年青藏高原草地净初级生产力年际变化. 黑色为实际草地净初级生产力(NPP$_a$); 红色为潜在草地净初级生产力(NPP$_p$); 蓝色为人类活动影响下的草地净初级生产力(NPP$_h$)

Figure 3 The interannual variation of the grassland net primary productivity on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. Black points are the actual net primary productivity of grasslands (NPP$_a$); red points are the potential net primary productivity of grasslands (NPP$_p$); blue points are the net primary productivity of grassland under the influence of human activities (NPP$_h$)

关, 小部分区域呈负相关(图5(c)); 而2000~2013年大部分区域由正相关变为负相关(图5(d)). NPP与放牧强度的相关性两个时期空间差异性明显, 1990~1999年青藏高原中部及北部NPP与放牧强度呈负相关, 而东南部呈正相关(5(e)); 2000~2013年青藏高原大部分地区NPP与放牧强度相关性方向发生逆转, 中部和北部由负相关变为正相关, 东南部由正相关变为负相关(图5(f)).

2.4 青藏高原草地生产力变化的人为相对贡献率

(ⅰ) 青藏高原草地生产力变化的人为相对贡献率年际动态. 1990~1999年人类活动显著影响了青藏高原草地生产力, 主导了55.6%的年份草地生产力变化, 人为相对贡献率均值约为60.1%, 仅有44.4%的年份草地生产力变化由气候变化主导. 2000~2013年人类活动的影响进一步增强, 成为影响青藏高原草地的主导因子, 人为相对贡献率均值高达84.6%. 仅7.7%的年份青藏高原草地生产力变化由气候变化主导, 同期发生了极端气候事件(图6(a)). 1990~1999年青藏高原草地生产力变化由人类活动主导的年份(5年)明显低于2000~2013年(13年), 两个时期相比人类活动主导生产力增加的时段大幅增加, 从4年增加到9年. 1990~1999年人类活动主导草地生产力增加与主导减少的年份比率为1.5, 2000~2013年主导草地生产力增加与主导减少的年份比率增加到2.25.

(ⅱ) 青藏高原草地生产力变化的人为相对贡献率空间分布. 1990~1999年青藏高原草地生产力变化的人为相对贡献率空间分布具有明显条带状分布特征. 气候变化主导草地变化(人为相对贡献率绝对值小于50%)的面积占青藏高原草地面积的65.7%, 人类主导草地变化(人为相对贡献率绝对值大于50%)的面积占34.3%, 在青藏高原由西北向东南呈条带状分布, 人类活动主导草地生产力增加(人为相对贡献率大于50%)占人类活动主导草地变化面积的94.4%, 人为相对贡献率均值为61.5%. 而青藏高原草地分布的西北缘人类活动主导了草地生产力减少(人为相对贡献率小于−50%), 占人类活动主导草地变化面积的5.6%, 其人为相对贡献率均值为−57.1%(图6(b)). 2000~2013年青藏高原草地生产力变化的人为相对贡献率的空间异质性增强, 气候变化主导草地变化的面积占青藏高原草地面积仅为29.0%, 人类活动主导草地生产力变化的区域面积占草地面积的71.0%, 其中主导草地生产力增加占人类活动主导草地变化面积的59.8%, 人为相对贡献率均值为81.3%(图6(c)). 人类活动导致草地生产力减少的区域从青藏高原草地分布的西北缘进一步扩大到中部, 占人类活动主导草地变化面积的40.2%, 人为相对贡献率均值为56.5%. 总体而言, 人类主导青藏高原草地生产力增加的面积占比大于主导减少的面积占比, 两个时期相比36.7%的草地面积由气候变化主导草地生产力变化转为人类活动主导, 其中10.1%为人类活动主导草地生产力增加, 26.6%为人类活动主导草地生产力减少.

3 讨论

本研究采用3个过程模型(LPJ模型、IBIS模型和TEM模型)模拟草地潜在生产力, 用其均值与CASA模型模拟的草地实际生产力进行差值, 在一定程度上消除了遥感模型与过程模型间的固有差异, 具有更高的可靠性[28,29]. 同时优化了自然及人为相对贡献率的算法, 通过一元线性回归对潜在生产力、实际生产力、及二者间差值的变化趋势进行分析[4], 获得草地NPP变化的人为及自然相对贡献率, 研究结果更加合理. 但本研究在数据来源、处理方法等方面仍存在一定不确定性(具体分析详见图S2).

本研究的青藏高原1990~2013年实际草地生产力(NPP$_a$)均值范围为52.9~149.5 g C m^2 a^{-1}(图S3), 与青藏高原其他研究成果大致相同[30~33]. NPP$_a$由西北向东南逐渐增加, 与降水和温度梯度具有一致的趋势性, 且青

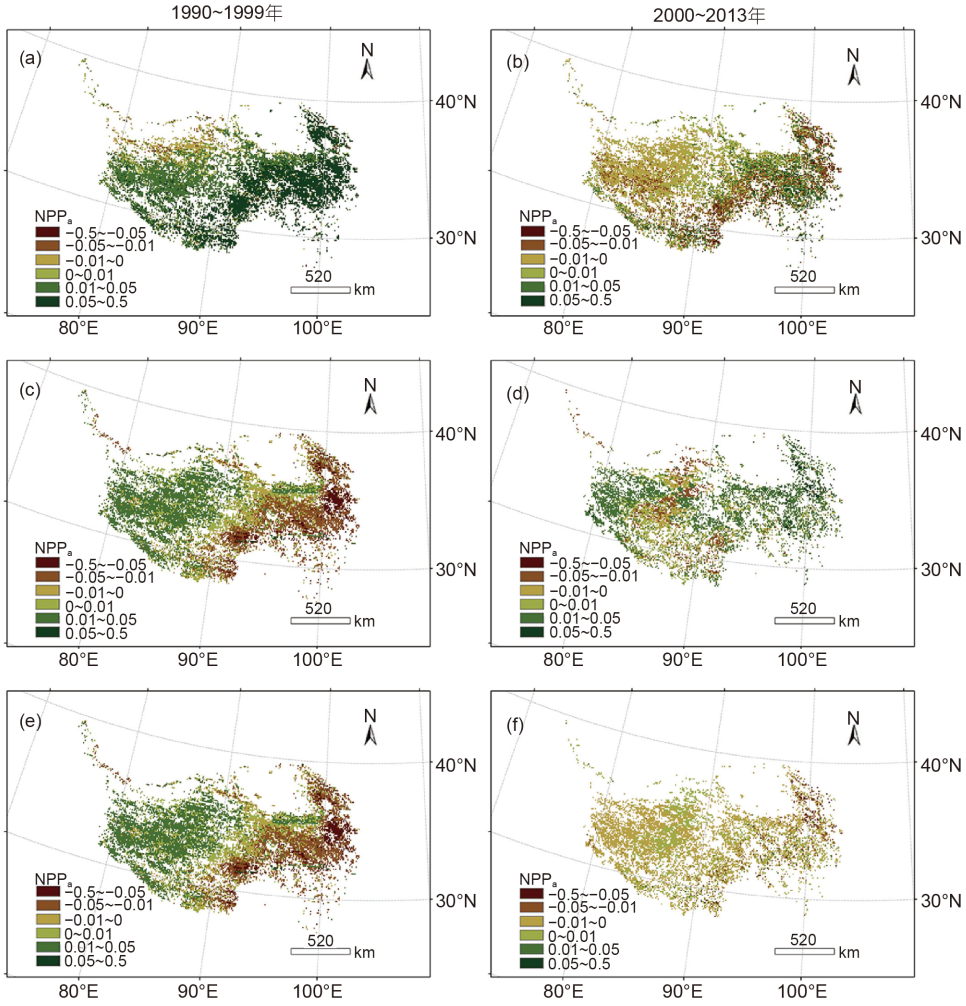


图 4 1990~2013年青藏高原草地生产力变化空间分布. (a) 1990~1999年NPP_a变化的空间分布; (b) 2000~2013年NPP_a变化的空间分布; (c) 1990~1999年NPP_p变化的空间分布; (d) 2000~2013年NPP_p变化的空间分布; (e) 1990~1999年NPP_h变化的空间分布; (f) 2000~2013年NPP_h变化的空间分布. 其中红色代表减少, 绿色代表增加, 颜色由浅至深代表变化幅度增强

Figure 4 The spatial distribution of the grassland net primary productivity on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. (a) NPP_a in 1990−1999; (b) NPP_a in 2000−2013; (c) NPP_p in 1990−1999; (d) NPP_p in 2000−2013; (e) NPP_h in 1990−1999; (f) NPP_h in 2000−2013. Red represents NPP decrease, green represents increase, and the color from light to dark represents amplitude enhancement

藏高原NPP_a总量呈上升趋势, 表明草地整体上处于恢复状态. 部分研究认为气候变化是青藏高原草地动态主要控制因素[34~36]. 而本研究则发现, 在过去20年青藏高原大部分区域草地NPP与降雨及温度的相关性均不显著, 气候变化对草地NPP的影响较弱, 仅有几年草地NPP变化由于极端气候事件的出现而受气候主导[37,38] (图6(a)), 自然相对贡献率仅为26.0%, 因此气候变化并未主导青藏高原草地生产力的变化. 由于近几十年青藏高原人类活动的加剧, 人口和放牧强度均显著增加(图2(a), (b)), 大量研究认为人类活动才是青藏高原草地变化的主导因素[39]. 本研究也得到了相似结论, 草地生产力变化的人为相对贡献率高达74.0%. 但前人的研究均认为人类活动主导草地退化, 本研究则发现过去20年, NPP_a自1994年起高于NPP_p(图3). 这说明草地生产力的增加不仅受气候影响, 人类活动对草地的影响已日益显著; 同时人类活动主导草地恢复的面积占比大于主导草地退化的面积占比, 因此, 人类活动主导青藏高原草地生产力变化的态势已经发生了改变, 特别是2000年后, 青藏高原生态屏障建设等大型生态工程的实施一定程度上促进了草地恢复[40,41]. 然而, 本研究也发现人类活动主导草地退化的面积仍在进一步扩大(图6(b), (c)), 草地退化的态势并未得到有效遏制. 因此,

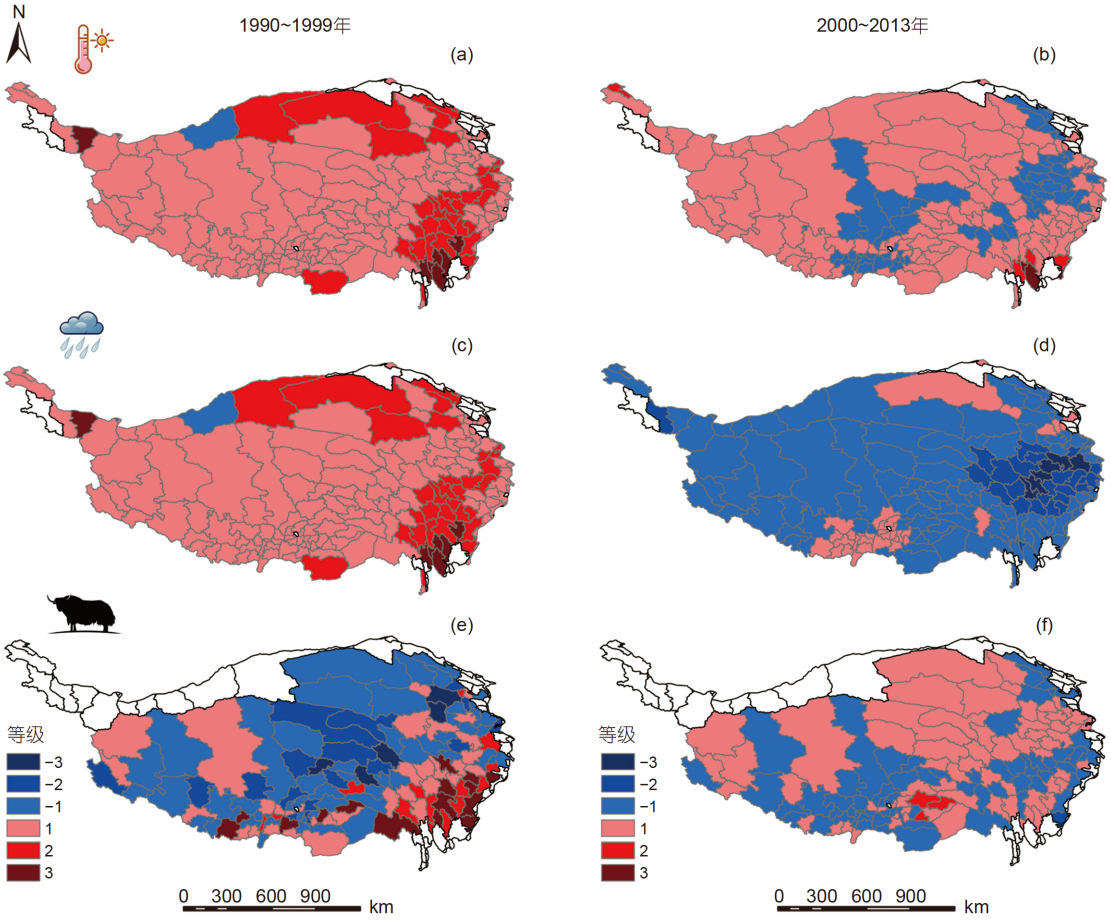


图 5 1990~2013年青藏高原NPP_a与各因子之间相关性的空间分布. (a) 1990~1999年NPP_a与气温; (b) 2000~2013年NPP_a与气温; (c) 1990~1999年NPP_a与降雨; (d) 2000~2013年NPP_a与降雨; (e) 1990~1999年NPP_a与放牧强度; (f) 2000~2013年NPP_a与放牧强度. 其中红色代表正相关, 蓝色代表负相关, 颜色由浅至深代表其显著性增强. ±1: P>0.05, ±2: P<0.05, ±3: P<0.01

Figure 5 Spatial distribution of the correlation between NPP and various factors on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. (a) NPP_a and temperature in 1990−1999; (b) NPP_a and temperature in 2000−2013; (c) NPP_a and precipitation in 1990−1999; (d) NPP_a and precipitation in 2000−2013; (e) NPP_a and grazing intensity in 1990−1999; (f) NPP_a and grazing intensity from 2000 to 2013. Red area represents a positive correlation; blue area represents a negative correlation; the color from light to dark indicates the increasing of significance. ±1: P>0.05, ±2: P<0.05, ±3: P<0.01

在过去的20年, 青藏高原人类活动主导草地生产力变化态势具有复杂的时空格局.

在时间尺度上, 以2000年分界, 随着人类活动强度和方式的转变, 2000~2013年青藏高原草地变化的人为相对贡献率显著高于1990~2000年, 且人类活动主导草地变化的年份及主导草地恢复/退化的年份比率均有不同程度的增加, 青藏高原草地NPP受人类活动影响日益加剧. 有研究认为草地净初级生产力呈上升的趋势是由于生态工程对草地的显著保护[38]. 因此, 本研究中人为相对贡献率增加的原因可能是由于2000年后, 随着社会经济发展及政策的改变, 我国投入大量资金实施青藏高原生态屏障建设(五项生态保护工程、四项生态建设工程), 在三江源国家公园以及青海湖自然保护区等重点区域也开展了诸如湿地保护、退化草地治理与恢复、水土保持、生态监测体系建设等一系列生态工程[15,40]. 青藏高原大规模的生态保护建设, 一定程度上恢复了青藏高原草地生态系统, 近年来草地NPP呈增加趋势[42]. 相比2000年前, 人类活动主导草地生产力增加的面积也由32.4%增加到42.5%(图6(b), (c)). 尽管人类活动主导草地恢复趋势有所增强, 但青藏高原作为生态脆弱带, 易受人类活动扰动, 一旦破坏活动强度超过其临界值, 则会导致草地生态系统退化[43]. 本研究发现2000年后青藏高原人口与放牧量显著增加, 相比20世纪的最后10年, 人类活动主导生产力减少的面积由1.9%增加到28.5%, 进一步印证了青藏高原草地生产力总体上虽然趋于增加, 但生产力减少区域也有增加, 表

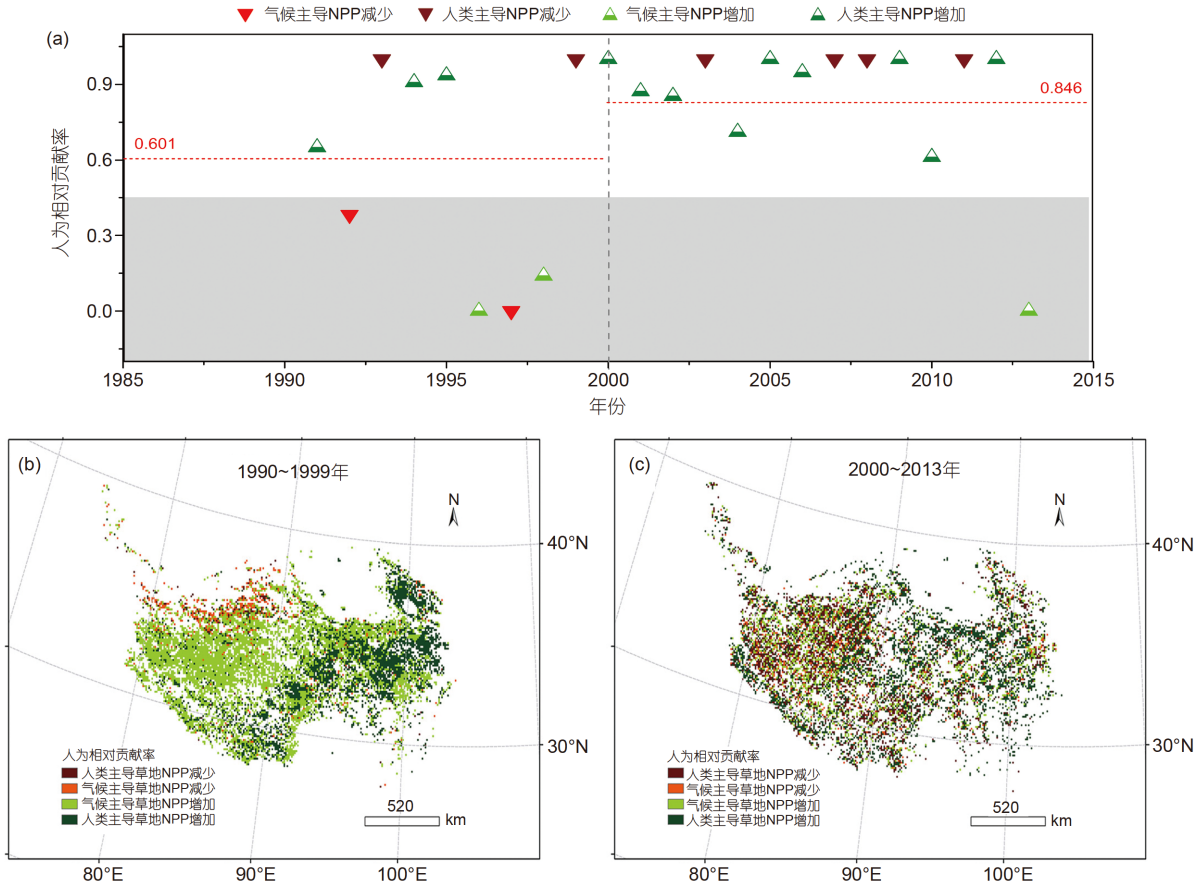


图 6 1990~2013年青藏高原草地变化的人为相对贡献时间及空间变化. (a) 1990~2013年青藏高原草地变化的人为相对贡献率年际变化, 红色倒三角表示草地生产力下降, 绿色正三角表示草地生产力增加; 阴影部分为气候主导, 白色部分为人类活动主导. 红色虚线表示两个研究时间区间的人类活动贡献率平均水平. 右侧比值表示这一时期人类活动主导草地恢复与退化的比. (b) 1990~1999年人为相对贡献率空间分布; (c) 2000~2013年人为相对贡献率空间分布. 红色代表草地生产力降低, 绿色代表草地生产力增加, 浅色为气候主导, 深色为人类活动主导

Figure 6 Temporal and spacial dynamic of the anthropogenic relative contribution rate of grassland changes on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. (a) Interannual changes of the anthropogenic relative contribution rate of grassland changes on the Qinghai-Tibetan Plateau from 1990 to 2013. The red inverted triangle indicates the decrease of grassland productivity, and the green triangle indicates the increase of grassland productivity. The shaded area is dominated by climate change, while the white area is dominated by human activities. The red dotted line represents the average contribution rate of human activities in these two periods. In the center is the time ratio of NPP increase to NPP decrease of grassland dominated by human activities in both two periods. (b) The anthropogenic relative contribution rate in 1990–1999; (c) the anthropogenic relative contribution rate in 2000–2013. Red represents the decrease of grassland productivity; green represents the increase of grassland productivity; light colors are dominated by climate, and dark colors are dominated by human activities

现出复杂的变化态势. 因此, 即便青藏高原草地多数区域呈现出人类活动影响下的草地恢复, 但对人类活动强度较高及脆弱性较高的区域开展草地治理与恢复才是青藏高原草地可持续发展的重要支点.

在空间尺度上, 虽然1990~1999年青藏高原大部分区域草地NPP与降雨量及温度均呈不显著的正相关(图5(a), (c)), 但其寒冷干旱的西部和中部地区是高寒草原的主要分布区, 气候条件较为恶劣, 易受气候变化影响[44~47]. 该区域的草地NPP变化主要受气候因子主导, 但青藏高原草地分布西北缘的部分地区由于放牧强度的显著增加, 成为由人类活动主导的草地退化区域(图6(b)). 温暖湿润的东南部区域是高寒草甸的主要分布区, 气候变化对草地NPP影响不显著, 尽管该区域人口密集, 但良好的气候条件与人类活动一定程度上促进了草地NPP的增加, 形成了人类活动主导草地生产力增加的西北-东南条带状区域. 而2000~2013年, 人类活动对草地NPP变化的贡献率整体增加, 且空间异质性更为显著. 虽然在过去20年, 气候变化对青藏高原的草地NPP主要起促进作用, 但随着青藏高原人类活动强度的增强, 气候变化对草地NPP的影响在一定程度上被

人类活动所抵消[4]. 同时期大量生态工程的实施, 人类活动对草地生产力增加的主导作用进一步增强. 人为相对贡献率空间异质性增加可能是由于青藏高原近20年来气候变化的空间格局发生了变化. 青藏高原水汽来源主要受大尺度环流系统的影响[48], 因此降水量表现出明显的空间异质性, 由东南向西北逐渐降低, 但由于过去几十年西风、东亚季风、印度季风的增强, 水汽充沛[49,50], 青藏高原除东南部分地区降水量呈微弱的下降趋势外, 其余地区均显著增加. 青藏高原整体变暖变湿, 因此草地生产力变化对气候变化的依赖性减弱, 在空间上呈复杂性. 此外, 人类活动强度及其形式在空间上的不均匀分布也是导致人为相对贡献率空间异质性增加的原因之一. 青藏高原草地放牧强度与NPP的相关性呈显著的空间异质性分布(图5(e), (f)), 一部分区域的放牧强度超出了草地承载力, 导致草地NPP降低, 而另一部分区域还处于适度放牧, 促进了草地NPP的增加[43,51]. 青藏高原重点区域实施了大规模的生态工程, 覆盖区域有限, 进一步导致草地变化的人为相对贡献率空间异质性增加.

随着我国日益关注环境与社会经济的协调发展, 大量研究指出我国已经处于库兹涅茨曲线临界点附近[52,53]. 库兹涅茨理论认为, 伴随着社会经济发展, 人均GDP增加, 环境破坏加重, 而随着经济水平进一步提高, 环境破坏呈现下降的趋势. 近20年来青藏高原生态保护的投入已高达450亿人民币[37], 青藏高原高寒草地生态功能总体上开始呈现恢复趋势, 但人类活动主导草地生产力减少的区域也呈增加趋势, 因此, 青藏高原可能已趋于人地关系发生转变的临界点. 然而, 青藏高原草地生态系统极为敏感和脆弱, 草地退化态势变化并未得到有效遏制, 青藏高原草地恢复的趋势很可能发生逆转, 因此, 青藏高原草地适应性管理已刻不容缓. 青藏高原草地适应性管理应以提高牧民生活水平、加强草蓄平衡、保障技术和资金投入等可持续发展目标为支点, 通过相关政策和措施的不断调整以及各部门和相关团体的通力合作, 从而撬动青藏高原可持续发展态势的变革性转变(图S4).

参考文献

1 Scurlock J M O. The global carbon sink: A grassland perspective. Glob Change Biol, 2010, 4: 229–233
2 Zhang X Z, Yang Y P, Piao S L, et al. Ecological change on the Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3048–3056 [张宪洲, 杨永平, 朴世龙, 等. 青藏高原生态变化. 科学通报, 2015, 60: 3048–3056]
3 Chen H, Zhu Q A, Peng C H, et al. The impacts of climate change and human activities on biogeochemical cycles on the Qinghai-Tibetan Plateau. Glob Change Biol, 2013, 19: 2940–2955
4 Zhou W, Gang C, Zhou L, et al. Dynamic of grassland vegetation degradation and its quantitative assessment in the northwest China. Acta Oecol-Int J Ecol, 2014, 55: 86–96
5 Du M, Kawashima S, Yonemura S, et al. Mutual influence between human activities and climate change in the Tibetan Plateau during recent years. Glob Planet Change, 2004, 41: 241–249
6 Zhang M, Lal R, Zhao Y, et al. Spatial and temporal variability in the net primary production of grassland in China and its relation to climate factors. Plant Ecol, 2017, 218: 1117–1133
7 Wang S P. Vegetation degradation and protection strategy in the “Three rivers fountainhead” area in the Qinghai Province (in Chinese). Acta Pratac Sci, 2003, 12: 1–9 [汪诗平. 青海省“三江源”地区植被退化原因及其保护策略. 草业学报, 2003, 12: 1–9]
8 Wang G X, Li Q, Cheng G D, et al. Climate change and its impact on the eco-environment in the source regions of the Yangtze and Yellow Rivers in recent 40 years (in Chinese). J Glaciol Geocryol, 2001, 23: 346–352 [王根绪, 李琪, 程国栋, 等. 40 a来江河源区的气候变化特征及其生态环境效应. 冰川冻土, 2001, 23: 346–352]
9 Gao Q, Wan Y, Xu H, et al. Alpine grassland degradation index and its response to recent climate variability in Northern Tibet, China. Quat Int, 2010, 226: 143–150
10 Lu X, Kelsey K C, Yan Y, et al. Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai-Tibetan Plateau: A synthesis. Ecosphere, 2017, 8: e01656
11 Wei X H, Yang P, Li S, et al. Effects of over-grazing on vegetation degradation of the Kobresia pygmaea meadow and determination of degenerative index in the Naqu Prefecture of Tibet (in Chinese). Acta Pratac Sci, 2005, 14: 41–49 [魏兴琥, 杨萍, 李森, 等. 超载放牧与那曲地区高山嵩草草甸植被退化及其退化指标的探讨. 草业学报, 2005, 14: 41–49]
12 Zhou H K, Zhao X Q, Zhou L, et al. Application of analytic hierarchy process on the alpine grassland degradation in the source region of the Yangtze and Yellow Rivers (in Chinese). Resour Sci, 2005, 27: 63–70 [周华坤, 赵新全, 周立, 等. 层次分析法在江河源区高寒草地退化研究中的应用. 资源科学, 2005, 27: 63–70]

13 Han J G, Zhang Y J, Wang C J, et al. Rangeland degradation and restoration management in China. Rangeland J, 2008, 30: 233

14 Zhang Y, Yu Q, Jiang J, et al. Calibration of Terra/MODIS gross primary production over an irrigated cropland on the North China Plain and an alpine meadow on the Tibetan Plateau. Glob Change Biol, 2010, 14: 757–767

15 Lv M X, Ma Z G, Li M X, et al. Quantitative analysis of terrestrial water storage changes under the grain for green program in the Yellow River Basin. J Geophys Res: Atmos, 2019, 124: 1336–1351

16 Gang C, Zhou W, Chen Y, et al. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. Environ Earth Sci, 2014, 72: 4273–4282

17 Hansen J, Ruedy R, Sato M, et al. Global surface temperature change. Rev Geophys, 2010, 48: RG4004

18 Piao S, Tan K, Nan H, et al. Impacts of climate and CO_2 changes on the vegetation growth and carbon balance of Qinghai-Tibetan grasslands over the past five decades. Glob Planet Change, 2012, 98-99: 73–80

19 Cui Q H, Jiang Z G, Liu J K, et al. A review of the cause of rangeland degradation on Qinghai-Tibet Plateau (in Chinese). Pratac Sci, 2007, 24: 20–26 [崔庆虎, 蒋志刚, 刘季科, 等. 青藏高原草地退化原因述评. 草业科学, 2007, 24: 20–26]

20 Schlesinger W H, Bernhardt E S. Biogeochemistry: An analysis of global change. Quart Rev Biol, 1997, 54: 353–423

21 Kucharik C J, Foley J A, Delire C, et al. Testing the performance of a Dynamic Global Ecosystem Model: Water balance, carbon balance, and vegetation structure. Glob Biogeochem Cycle, 2000, 14: 795–825

22 Foley J A, Prentice I C, Ramankutty N, et al. An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance, and vegetation dynamics. Glob Biogeochem Cycle, 1996, 10: 603–628

23 Zhou H, Zhao X, Tang Y, et al. Alpine grassland degradation and its control in the source region of the Yangtze and Yellow Rivers, China. Grassl Sci, 2010, 51: 191–203

24 Jenkins J C. Sources of variability in net primary production predictions at a regional scale: A comparison using PnET-II and TEM 4.0 in Northeastern US Forests. Ecosystems, 1999, 2: 555–570

25 McGuire A D, Joyce L A, Kicklighter D W, et al. Productivity response of climax temperate forests to elevated temperature and carbon dioxide: A North American comparison between two global models. Clim Change, 1993, 24: 287–310

26 Potter C S, Randerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data. Glob Biogeochem Cycle, 1993, 7: 811–841

27 Ren J Z. Introduction to the Science of Grass Industry (in Chinese). Beijing: Science Press, 2014 [任继周. 草业科学概论. 北京: 科学出版社, 2014]

28 Weisberg S, Bingham C. An approximate analysis of variance test for non-normality suitable for machine calculation. Biometrika, 1975, 67: 215–216

29 Sun C M, Chen Y Y, Wei W, et al. The spatial distribution patterns of grassland NPP in south China based on climate productivity models (in Chinese). J Yangzhou Univ, 2013, 34: 56–61 [孙成明, 陈瑛瑛, 武威, 等. 基于气候生产力模型的中国南方草地NPP空间分布格局研究. 扬州大学学报, 2013, 34: 56–61]

30 Li L, Zhang Y, Liu L, et al. Current challenges in distinguishing climatic and anthropogenic contributions to alpine grassland variation on the Tibetan Plateau. Ecol Evol, 2018, 8: 5949

31 Zhang Y, Wei Q, Zhou C, et al. Spatial and temporal variability in the net primary production of alpine grassland on the Tibetan Plateau since 1982. J Geogr Sci, 2014, 24: 269–287

32 Chen Z Q, Shao Q Q, Liu J Y, et al. Net primary productivity of vegetation on Qinghai-Tibet Plateau based on MODIS (in Chinese). Sci Chin Earth Sci, 2012, 42: 402–410 [陈卓奇, 邵全琴, 刘纪远, 等. 基于MODIS的青藏高原植被净初级生产力研究. 中国科学: 地球科学, 2012, 42: 402–410]

33 Piao S L, Fang J Y. Terrestrial net primary production and its spatio-temporal patterns in Qinghai-Xizang Plateau, China during 1982–1999 (in Chinese). J Nat Resour, 2002, 37: 373–380 [朴世龙, 方精云. 1982~1999年青藏高原植被净第一性生产力及其时空变化. 自然资源学报, 2002, 17: 373–380]

34 Zhou C P, Ou Y H, Wang Q X, et al. Estimation of net primary productivity in Tibetan Plateau (in Chinese). Acta Geogr Sin, 2004, 59: 74–79 [周才平, 欧阳华, 王勤学, 等. 青藏高原主要生态系统净初级生产力的估算. 地理学报, 2004, 59: 74–79]

35 Lehnert L W, Wesche K, Trachte K, et al. Climate variability rather than overstocking causes recent large scale cover changes of Tibetan pastures. Sci Rep, 2016, 6: 24367

36 Piao S L, Zhang X Z, Wang T, et al. Responses and feedback of the Tibetan Plateau's alpine ecosystem to climate change (in Chinese). Chin Sci Bull, 2019, 27: 2842–2855 [朴世龙, 张宪洲, 汪涛, 等. 青藏高原生态系统对气候变化的响应及其反馈. 科学通报, 2019, 27: 2842–2855]

37 Zhu Z, Piao S, Myneni R B, et al. Greening of the Earth and its drivers. Environ Pollut, 2016, 231: 182

38 Wang J H. Integrated circulation anomalies of the impacting large scale synoptic system of extreme low temperature events in East Asia (in Chinese). Doctor Dissertation. Lanzhou: Lanzhou University, 2018 [王嘉禾. 东亚典型极端低温事件中大尺度环流系统组合性异常特征研究.

博士学位论文. 兰州: 兰州大学, 2018]
39 Wu G X, Duan A M, Zhang X Q, et al. Extreme weather and climate changes and its environmental effects over the Tibetan Plateau (in Chinese). Chin J Nat, 2013, 35: 167–171 [吴国雄, 段安民, 张雪芹, 等. 青藏高原极端天气气候变化及其环境效应. 自然杂志, 2013, 35: 167–171]
40 Pan T, Zou X, Liu Y, et al. Contributions of climatic and non-climatic drivers to grassland variations on the Tibetan Plateau. Ecol Eng, 2017, 108: 307–317
41 Zhao X, Zhao L, Qi L, et al. Using balance of seasonal herbage supply and demand to inform sustainable grassland management on the Qinghai-Tibetan Plateau. Front Agric Sci Eng, 2018, 5: 1–8
42 Qi W, Bai W Q, Zhang Y L, et al. Effects of ecological engineering on net primary production in the Chang Tang and Sanjiangyuan national nature reserves on the Tibetan Plateau (in Chinese). Biodivers Sci, 2016, 24: 127–135 [祁威, 摆万奇, 张镱锂, 等. 生态工程实施对羌塘和三江源国家级自然保护区植被净初级生产力的影响. 生物多样性, 2016, 24: 127–135]
43 Sun Y L, Zhou C P, Shi P L, et al. The Variability of grassland net primary production in Tibet and its responses to no grazing project (in Chinese). Chin J Grassl, 2014, 36: 5–12 [孙银良, 周才平, 石培礼, 等. 西藏高寒草地净初级生产力变化及其对退牧还草工程的响应. 中国草地学报, 2014, 36: 5–12]
44 Yan Y, Lu X. Is grazing exclusion effective in restoring vegetation in degraded alpine grasslands in Tibet, China? PeerJ, 2015, 3: e1020
45 Chen D L, Xu B Q, Yao T D, et al. Assessment of past, present and future environmental changes on the Tibetan Plateau (in Chinese). Chin Sci Bull, 2015, 60: 3025–3035 [陈德亮, 徐柏青, 姚檀栋, 等. 青藏高原环境变化科学评估——过去、现在与未来. 科学通报, 2015, 60: 3025–3035]
46 Ganjurjav H, Gao Q, Gornish E S, et al. Differential response of alpine steppe and alpine meadow to climate warming in the central Qinghai-Tibetan Plateau. Agric For Meteorol, 2016, 223: 233–240
47 Ma Z, Liu H, Mi Z, et al. Climate warming reduces the temporal stability of plant community biomass production. Nat Commun, 2017, 8: 15378
48 Wu J, Wurst S, Zhang X. Plant functional trait diversity regulates the nonlinear response of productivity to regional climate change in Tibetan alpine grasslands. Sci Rep, 2016, 6: 35649
49 Zhang J, Li D L, Wang W. Influence of terrain on precipitation in Qinghai-Tibet Plateau during summer monsoon. Sci Geogr Sci, 2008, 28: 235–240 [张杰, 李栋梁, 王文. 夏季风期间青藏高原地形对降水的影响. 地理科学, 2008, 28: 235–240]
50 Zhu L H, Fan G Z. The variation of 200 hPa westerly wind in summer on the Tibetan Plateau and its relationship to the precipitation (in Chinese). J Chengdu Univ Inf Technol, 2013, 28: 149–154 [朱丽华, 范广洲. 青藏高原夏季200 hPa西风变化特征及其与降水的关系. 成都信息工程学院学报, 2013, 28: 149–154]
51 Cheng L, Liu H W, Zhou T J, et al. Interdecadal variations of summer southeast and southwest monsoon frequency over East Asia and its relationship with snow cover over the Tibetan Plateau for recent 30 years (in Chinese). Chin J Atmos Sci, 2013, 37: 1326–1336 [程龙, 刘海文, 周天军, 等. 近30余年来盛夏东亚东南季风和西南季风频率的年代际变化及其与青藏高原积雪的关系. 大气科学, 2013, 37: 1326–1336]
52 Mipam T D, Wen Y L, Yi A, et al. Impact of different grazing intensity on soil physical properties and plant biomass in Qinghai-Tibet Plateau alpine meadow ecosystem (in Chinese). Pratac Sci, 2016, 33: 1975–1980 [泽让东科, 文勇立, 艾鹭, 等. 放牧对青藏高原高寒草地土壤和生物量的影响. 草业科学, 2016, 33: 1975–1980]
53 Liu Y, Zhang Y, Gao J, et al. Assessment of grassland degradation near Lake Qinghai, West China, using Landsat TM and reflectance spectra data. Int J Remote Sens, 2004, 25: 4177–4189

补充材料

图S1 青藏高原植被分布概况
图S2 1990~2013年3个过程模型模拟青藏高原草地潜在净初级生产力标准差空间分布
图S3 1990~2013年青藏高原草地单位面积实际生产力(NPP_a)年际变化
图S4 青藏高原草地适应性管理示意图

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “青藏高原高寒草地生态系统变化的归因分析”

Attribution analyses of changes in alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau

Huai Chen[1,2*], Peijun Ju[1,6], Jiang Zhang[3], Yuanyun Wang[1,6], Qiu'an Zhu[3], Liang Yan[4], Xiaoming Kang[4], Yixin He[1], Yuan Zeng[5], Yanbin Hao[6] & Yanfen Wang[2,6*]

[1] *Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization & Ecological Restoration Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China;*
[2] *Center for Excellence in Tibetan Plateau Earth Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;*
[3] *Center for Ecological Forecasting and Global Change, College of Forestry, Northwest A&F University, Yangling 712100, China;*
[4] *Institute of Wetland Research, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China;*
[5] *Institute of Remote Sensing and Digital Earth, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100094, China;*
[6] *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*
* Corresponding authors, E-mail: chenhuai@cib.ac.cn; yfwang@ucas.ac.cn

Alpine grasslands are one of the major ecosystem types on the Qinghai-Tibetan Plateau. In the past decades, the ecological structure and function of alpine grasslands have undergone great changes with intensified climate change and human activities. However, the relative contributions of natural and human factors to such changes are controversial. Based on the optimized residual method, this study evaluated the relative anthropogenic contribution to the changes in alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau in the past twenty years (1990−2013). The Lund-potsdam-jena model (LPJ), Integrated Biosphere Simulator model (IBIS) and Terrestrial ecosystem model (TEM) were selected to simulate grassland productivity driven by climate factors. We found that the temperature on the plateau was on the rise at a rate of about 0.5°C per decade. Precipitation increased slightly, but with a large spatial difference. The population of the Tibetan Plateau increased sharply during the study period. During the two score years (1990−2013), the productivity of alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau increased greatly, mainly (up to 74.0%) contributed by human activities. Where the change was dominated by human activities, the area with increased grassland net primary product (NPP) was greater than that with decreased NPP, indicating that the over-utilization of alpine grasslands has been effectively contained and reversed into moderate protection. For five out of the first ten years (1990−1999), human activities dominated the change of alpine grasslands (relative anthropogenic contribution around 60.1%), the NPP increased for 3 years and decreased for 2 years. After 2000, the impact of human activities increased sharply (up to 84.6%) and the anthropogenic dominating area expanded substantially, indicating that the large ecological restoration project implemented may have increased the productivity of alpine grasslands in the same period (9 out of 13 years for NPP increase). Spatial analyses comparing the two periods showed that 36.7% of areas with changed grassland NPP was dominated first by climate change and then by human activities, among which 10.1% had increased NPP and 26.6% had decreased NPP. In one word, the Qinghai-Tibetan Plateau may be approaching the turning point of the Environmental Kuznets Curve. Therefore, with further strengthened construction of ecological civilization, the ecological function of alpine grasslands would continue to be improved on the Plateau. However, we should also pay attention to the ever larger areas of human activity-induced NPP decrease. Therefore, the restoration and treatment of degraded grasslands is still pivotal to the construction of ecological security barriers and adaptative ecosystem management of grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau.

normalized difference vegetation index (NDVI), net primary product (NPP), climate change, human activities

doi: 10.1360/TB-2019-0619