

陆地生态系统与全球变化相互作用的研究进展*

周广胜

(中国气象局沈阳大气环境研究所, 沈阳, 110016; 中国科学院植物研究所植被数量生态学重点实验室, 北京, 100093)

王玉辉 白莉萍 许振柱

(中国科学院植物研究所植被数量生态学重点实验室, 北京, 100093)

石瑞香

周 莉 袁文平

(中国农业科学院农业区划研究所, 北京, 100081) (中国科学院植物研究所植被数量生态学重点实验室, 北京, 100093)

摘 要

全球变化及其对生态系统特别是陆地生态系统的影响已经严重地影响到人类生存环境与社会经济的可持续发展,引起了各国政府、科学家及公众的高度关注。文中从 CO₂ 浓度倍增、温度变化、水分变化、水热与 CO₂ 协同作用、辐射变化、臭氧变化以及人为干扰等气候环境变化对植物光合生理、生长发育、物质分配、水分利用、碳氮代谢等的影响方面阐述了全球变化影响生态系统的过程与机理;从地理分布范围、物候、结构与功能、生态系统的稳定性等方面分析了中国植被、森林生态系统、草原生态系统与农田生态系统对全球变化的响应;从植被变化引起的动力条件与热力条件的变化及植被固碳潜力的变化探讨了植被对于气候的反馈作用。在此基础上,基于当前全球变化研究前沿,提出了未来关于陆地生态系统与全球变化相互作用研究需要重视的方面,尤其是关于生态系统对全球变化响应的阈值研究应引起高度重视。

关键词: 全球变化, 陆地生态系统, 反馈作用, CO₂ 浓度倍增, 温度, 水分。

1 引 言

全球环境变化和可持续发展已经成为当前人类面临的两大挑战。以气候变暖为标志的全球变化已经发生,已经并将继续影响人类赖以生存的环境,如全球范围的森林衰退、土地退化与荒漠化、生态系统退化、植被带迁移等。如何确保人类生存环境的可持续发展,减缓全球环境变化的不良影响,直接影响到人类的生活水平和质量,已经引起各国政府、科学家及公众的强烈关注,亦直接威胁到中国全面建设小康社会目标的实现。《联合国气候变化框架公约》(UNFCCC)《京都议定书》和《生物多样性保护公约》等国际公约的签订不仅反映了人类共同防止全球变化、维护人类生存环境的决心,亦使环境问题与国家外交密切相关,直接关系到国家社会经济的可

持续发展。2002 年中国政府在联合国举办的可持续发展世界首脑会议上,正式宣布了中国将批准《京都议定书》的决定,显示了中国参与国际环境合作,促进世界可持续发展的积极姿态。

中国位于地球环境变化速率最大的东亚季风区,其环境具有空间上的复杂性、时间上的易变性;对外界变化的响应和承受力具有敏感和脆弱的特点。中国处于经济高速发展、人口压力剧增的时期,大面积的土地开发、高速的城市化进程所引起的土地利用变化和大规模的产业转型等必将对全球的大气组成和气候产生重大影响,从而加剧全球环境的变化,对生态系统产生严重影响。据统计,中国草地退化面积已达 $1.35 \times 10^8 \text{ hm}^2$, 约占草地面积的 1/3, 且仍以每年 $200 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 的速度增加;森林资源,尤其是原始森林以每年 $50 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 的速度减少;荒漠

* 初稿时间:2004 年 8 月 18 日;修改稿时间:2004 年 9 月 10 日。

资助课题:国家重点基础研究发展规划项目(G1999043407)、中国科学院创新工程项目(KSCX2-I-07)和国家自然科学基金项目(40231018)。

化面积已达 $2.62 \times 10^8 \text{ hm}^2$, 且以每年 $24.6 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 速度扩展, 近 4×10^8 人生活在荒漠化或受荒漠化影响的地区, 全国每年因荒漠化所造成的经济损失高达 45×10^8 美元以上。因此, 迫切需要弄清全球变化与陆地生态系统的相互作用, 增进对全球变化的理解, 为制定全球变化背景下中国生态系统可持续发展模式提供依据, 以确保 21 世纪中国社会经济的可持续发展。

2 全球变化影响生态系统的过程与机理

2.1 CO_2 倍增影响生态系统的过程与机理

一般而言, CO_2 浓度升高将导致光合速率升高, 但不同物种的增加幅度不同^[1, 2]。对高 CO_2 浓度下光合作用速率升高引起的光合产物累积超过其传输速率的植物, 受氮素上传的制约出现光合下调现象, 如小麦^[3]。植物叶片净光合速率对 CO_2 浓度的响应还受其他环境因素如温度、光照和矿质元素供应等的影响, 在低温、低氮时, 高 CO_2 浓度使植物叶片的净同化率增幅减小。

叶片气孔导度对 CO_2 的响应包括直接和驯化响应, 二者呈显著负相关。一定温度条件下, 高 CO_2 浓度引起的气孔导度降低主要是叶片与大气水汽压差的作用。气孔导度越大, CO_2 浓度升高对其直接影响越小。气孔导度与光合下调的关系因物种不同而异。气孔导度与光合速率下调的关系因物种的不同而存在较大差异^[4, 5]; 在 CO_2 浓度倍增条件下, 所有物种叶片的气孔导度均显著下降^[4]。

CO_2 浓度倍增能提高大豆的叶绿素含量(不同品系提高幅度不同)、PS II(光系统 II)活性、PS II 原初光能转化率和光合作用潜在量子转化效率^[6], 从而提高植物的光能利用效率, 促进光合作用。此外, 大豆叶片外部形态对 CO_2 浓度升高的无显著反应, 而叶片气孔密度呈下降趋势^[7]。 C_3 、 C_4 植物的叶绿体超微结构对 CO_2 浓度倍增的响应不同。譬如, CO_2 浓度倍增下, C_4 植物谷子的淀粉粒累积、叶肉细胞及维管束鞘细胞的叶绿体淀粉粒均较 C_3 植物紫花苜蓿的多, 从而抑制光合速率, 可能是 CO_2 浓度倍增下 C_3 植物光合速率较 C_4 植物增幅大的原因^[8]。

CO_2 浓度倍增(700 $\mu\text{mol/mol}$) 将导致作物生育期有缩短趋势, 且 C_3 作物较 C_4 作物显著。如棉花开花盛期和吐絮盛期分别比对照(350 $\mu\text{mol/mol}$) 提

早 6 和 8 d, 大豆各生育期比对照平均提前 2~3 d, 冬小麦抽穗、开花及乳熟期约提早 2~4 d, 水稻生育进程加快且全生育期缩短 6~9 d, 但玉米生育期几乎不受影响^[9-12]。随 CO_2 浓度升高, 植物地上、地下部分及总生物量均呈现增加效应, 不同物种地下和地上部生物量增幅不同, 但根冠比增加, 并受其他环境因子的影响, 如土壤水分^[2]。高 CO_2 对非豆科植物生长的促进作用受土壤低氮水平的限制, 而豆科植物则不受限制。 CO_2 浓度升高对植物生产力的影响因品种不同而幅度不一。采用富集大气 CO_2 浓度(FACE)方法使大气 CO_2 浓度增加 200 $\mu\text{mol/mol}$ 时, 水稻不同生育期(移栽至抽穗后 20 d、抽穗期至抽穗后 20 d)干物质积累量、水稻分蘖数及穗数显著增加, 结实率提高, 但使每穗颖花显著减少, 进而显著提高水稻产量, 譬如使粳稻新品系 99-15 产量提高 0.5%~14.4%, 并在高氮条件下增产幅度更大^[12, 13]。而大田水稻(温度适宜)在长期 CO_2 浓度倍增的环境下, 产量提高约 30%^[14]。550 $\mu\text{mol/mol}$ CO_2 浓度下, 棉花产量提高 37%~48%^[15]。

一般而言, CO_2 浓度升高, 植物气孔开度变小, 减弱了蒸腾作用, 却不影响 CO_2 的摄取, 导致水分利用效率提高^[16]。这种机制对缺水地区作物生长十分有利。在适宜温度下, CO_2 浓度倍增使水稻水分利用效率(WUE)提高 40%~50%; 若超过适宜温度范围, WUE 则急剧下降^[15]。当 CO_2 浓度增加 200 $\mu\text{mol/mol}$ 时, 灌溉小麦蒸散约减少 5%, 干旱小麦蒸散仅增加约 3%^[17], 两者差异很小。由于高 CO_2 浓度增加了植物生物量, 从而增加 WUE。

CO_2 浓度增加, 使植物碳水化合物、淀粉及其次生化合物、糖和氨基酸总量以及地上部生物量的碳氮比增加, 相应地下部碳氮比的影响则不显著^[2, 18, 19]。 CO_2 浓度升高对品质影响因品种而异。高 CO_2 浓度下, 小麦籽粒蛋白质含量降低^[20]; 水稻不同生育时期的植株含氮率显著下降^[21], 而水稻抽穗期茎鞘中可溶性糖、淀粉的含有率和含量显著提高^[13], 且水稻籽粒直链淀粉含量增加; C_3 牧草氮含量下降并使其蛋白质品质受影响^[22]。 CO_2 浓度升高亦将加强植物碳代谢, 而降低氮代谢, 其变化机制尚待研究。

CO_2 浓度变化对凋落物分解速率影响微小^[23]。相对而言, 农作物和一些木本植物的凋落物分解随 CO_2 浓度升高有所改变^[24]。 CO_2 浓度升高对多年

生黑麦草根际的微生物数量无影响,但影响土壤微生物的活性,不利于凋落物降解;而非结构碳水化合物增加,又可能促进降解^[25]。CO₂增高对土壤呼吸有促进作用,主要由于CO₂升高可促进土壤中有有机碳的输入,为土壤微生物提供更多的可降解底物,促进了微生物活性^[26]。

2.2 温度变化影响生态系统的过程与机理

高温使植物光合作用受阻,净光合速率明显下降。小麦叶片净光合速率在高温(高于25℃)时减少,至40℃停止^[27]。高温还将加速叶片成熟及衰老,减少光合作用持续时间。严重高温胁迫对植物光合的抑制作用主要由非气孔限制引起,而胁迫较轻时则为气孔限制^[28];并与水分有关^[29]。高温对植物的影响主要表现在使PS II的可逆性失活^[28];抑制酶促防御体系的活性;破坏类囊体膜结构,促使PS II与PS I分离,甚至导致细胞和叶片死亡^[29]。为避免受高温损伤,植物释放较低的异戊二烯以调整生化合成速率,但不同物种对高温适应的能力不同^[30]。另外,高温下植物叶片相对含水量迅速下降,质膜透性增大,游离脯氨酸积累增加^[31]。

高温(持变温及控制高温)影响光合产物的输出与向库器官的分配。在小麦灌浆期,高温将改变正常的库源关系,使籽粒及皮部汁液中蔗糖含量、灌浆强度和千粒重均降低^[32,33]。高温使小麦谷粒减小,谷壳比例增大^[34],而小籽粒因灌浆期缩短,使碳水化合物降低而氮含量增加。黄瓜幼苗体内的可溶性蛋白质含量在高温下降低^[35]。尽管如此,植物发育及物质代谢对高温的响应因物种的差异而不同。

植物的蒸腾作用对温度的敏感性高于光合作用^[28],且不同基因型适应性有别。保水性能良好的基因型,在热环境下能积累较多干物质,有利于WUE提高,但存在一定的限度^[36]。气温升高将使华北冬麦区小麦全生育期内的最大蒸散增加50~70 mm,比当前气候下高8%~12%;实际蒸散可能增加1%~2%,其结果将导致小麦水分状况变差^[37]。因此,气候变暖将影响植物水分状况和水分利用率,研究不同层次上水分驱动下的温度对植物水分利用状况的影响极为必要。

2.3 水分变化影响生态系统的过程与机理

水分胁迫下,植物净光合速率、叶绿素含量均下降,气孔阻力增加,叶绿体超微结构受损^[38];PS II、原初光能转化效率(F_v/F_m)和潜在活性(F_v/F_o)降低,影响光合电子传递和CO₂同化的正常运转^[39]。

同时,干旱使植物细胞产生大量活性氧,酶促防御中SOD, CAT的活性先升后降,膜系统受损,即干旱对膜系统起主要的抑制作用^[40]。通常,干旱可阻碍植物根的生命活动能力,并使根系吸水功能受到抑制^[41]。不过,轻度干旱可促进营养物质向根运输,减少冠部分配,导致根冠比增大^[42]。

土壤水分变化影响植物的生长发育进程,干旱将导致植物生育期缩短,干物质积累减慢,而复水后存在补偿作用;缺水对冬小麦生长造成的滞后效应在复水后将作为作物快速生长的驱动因素^[43],反映了植物对水分变化的适应机制。此外,干旱亦影响植物净第一性生产力,如地下水埋深越大,生产力越小^[44]。

植物蒸腾速率对水分胁迫的反应甚为敏感,受气孔调节的影响^[45]。不同物种蒸腾及水分利用效率对水分变化的反应差异明显。全球变化将导致土壤水分和地下水的变化,从而影响植物的水分利用。

在水分胁迫下,植物叶片的脯氨酸含量和可溶性糖水平提高,而淀粉含量降低^[46],反映了植物对逆境的适应能力。总之,植物对水分变化的响应和适应,可通过某种程度上的物质代谢调节来产生。

2.4 水热与CO₂协同作用影响生态系统的过程与机理

2.4.1 CO₂浓度与温度增加的协同作用

CO₂浓度增加对植物叶CO₂同化速率的正响应随着温度的增加而增强^[47],但在温度过高时则呈下降趋势,尤其是夜间平均温度升高刺激暗呼吸将导致碳损失量增加;低温条件下的正响应可忽略不计。

大气CO₂浓度升高可延长春小麦抽穗一成熟期,但高温(日均温高于正常日均温约4.8℃)对春小麦生育期的影响远大于高CO₂浓度的影响,使高CO₂浓度、高温下抽穗一成熟期缩短,种子提前萌发^[48]。CO₂浓度升高能改善作物生长发育与环境间的关系,对高温危害有一定的补偿作用^[49]。温度增加(2~4℃)较CO₂浓度升高对作物品质的影响大^[50];且温度增加对小麦淀粉含量、淀粉粒大小及其数量等影响复杂,而CO₂浓度增加对之影响微小^[34]。

CO₂浓度与温度增加对植物生长发育、生产力等的协同响应相当复杂,不同CO₂浓度与温度水平之间的组合影响、不同物种的协同适应均有差异^[51],而且协同作用可能受其他环境因素如光、氮

素及水分条件的制约。

2.4.2 CO₂ 浓度与水分变化的协同作用

CO₂ 浓度升高对植物具有“施肥”效应, 但土壤干旱则一定程度上抑制其施肥效应^[52]; 反之, CO₂ 浓度升高使光合速率增加, 蒸散量减少, WUE 增加, 又会减缓干旱的不利影响, 增强作物对干旱胁迫的抵御能力^[53]。而且, 高 CO₂ 浓度对干旱造成的氧化损伤, 亦具有一定的缓冲作用^[54], 即 CO₂ 浓度倍增使膜保护酶 SOD, POD 和 COD 活性增加, 从而提高叶片抗氧化能力^[55]。

水分胁迫下, C₃ 和 C₄ 作物对 CO₂ 浓度升高后的响应主要为 WUE 及生产力增加^[56]。未来全球气候变化(气温和降水等变化)及大气 CO₂ 浓度升高均有可能影响土壤水分变化。目前, 仍缺乏把土壤-植物-大气作为一个系统整体考察 CO₂ 浓度增加对此系统水分循环影响的研究。

在 CO₂ 浓度倍增、水分胁迫以及 CO₂ 浓度倍增与水分胁迫协同作用下, 羊草均表现出根冠比增加的现象, 反映了羊草对不同环境胁迫的适应对策; 同时, 水分胁迫亦在一定程度上减弱“CO₂ 施肥效应”(图 1)^[57]。

2.4.3 CO₂ 浓度与水热变化的协同作用

CO₂ 浓度、气温及降水等关键生态因子的复合变化将对植物生长发育和自然生态系统产生综合影响。高温将降低因高 CO₂ 浓度对生物量的正效应, 并减弱植物生产力的增强效应^[58]; 而干旱则减少碳水化合物积累, 反馈于光合作用, 以阻止光合下调过程^[59]。在高、中土壤水分条件下, 高温和高 CO₂ 浓度的协同作用使春小麦蒸发蒸腾增加; 低土壤水分条件下, 蒸发蒸腾则减少^[48]。植物在高 CO₂ 浓度下, 经高温锻炼后对干旱更具适应性^[58]。土壤水分胁迫有利于提高农作物品质, 而 CO₂ 浓度升高并与高温伴随却不利于农作物籽粒品质的提高, 且对干旱条件下提高作物品质的能力有抑制作用^[60]。另外, CO₂ 浓度升高、高温和干旱 3 因子对干旱区小麦叶片化学成分有复合影响, 表现为氮含量下降和碳氮比显著上升, 由此可能对未来农田生态系统的分解速率产生影响^[61]。

2.5 UV-B 变化影响生态系统的过程与机理

大气平流层臭氧的耗损将降低对紫外线辐射(UV-B, 280~ 315 nm)的吸收作用, 使得达到地球表面的 UV-B 辐射强度明显增强, 从而将对整个生

物系统造成有害影响。UV-B 辐射增强明显抑制植物光合能力和生产力, 引起蛋白质降解及 DNA 损伤等, 并且改变植株对不同氮源的吸收利用方式, 引起碳氮代谢和酸碱调节的变化。UV-B 辐射通过降低叶氮在 Rubisco 和生物力能学组分的分配系数而使叶片的光合速率下降^[62]。另外, UV-B 辐射使活性氧防御系统中 SOD 和 CAT 的活性先升而后明显下降, POD 活性受抑制, 膜脂过氧化作用加剧, 导致伤害效应^[63]。

不同物种对 UV-B 辐射增加的响应方式和强度不同。UV-B 辐射的增加对花生可产生多种生物学效应, 包括植株叶片数和生物学产量显著降低, 光合组织受到抑制甚至破坏, 叶片褐变, 细胞死亡, 开花和果针形成量与根际微生物数量减少, 并随着辐射增加呈显著加剧趋势。紫外线辐射对花生叶片有极强破坏作用^[64]。大田栽培和自然光条件下, 20 个小麦品种的形态学特征, 诸如叶面积指数、株高、节间长、茎基粗, 对 UV-B 辐射增强的响应具有品种间差异, 株高和节间长对 UV-B 辐射的响应具有一致性, 耐性品种具有较小的叶展开角度, 敏感品种具有较大的叶展开角度^[65]。当 UV-B 增加, 小麦灌浆初期的绿叶面积和叶绿素含量显著降低, 但对绿叶面积和叶绿素含量下降的速率并无显著影响; 小麦灌浆进程略推后, 但未出现提前结束灌浆及早衰的趋势^[66]; 小麦每穗粒数显著降低, 小麦开花推迟, 每日开花数大幅度下降, 可孕小花数下降, 但对小麦结实率无显著影响^[67]。而且, 在 UV-B 增加环境下, 导致玉米株高变矮, 叶面积减少, 绿叶数、叶龄下降, 干物重减少, 发育期延迟, 产量降低, 玉米叶片类黄酮含量增加, 叶绿素含量降低^[68]。此外, UV-B 增加亦显著延缓作物种子发芽进程和幼苗生长, 不同作物对 UV-B 增加的敏感程度不同, 作物幼苗在三叶期前地上部与地下部对 UV-B 增加的敏感程度相近^[69]。然而, 长期 UV-B 辐射增强能缓解水分胁迫下桉树苗叶片相对含水量(RWC)、水势(Ψ_w)、抗坏血酸过氧化物酶(APX)活性和抗坏血酸(AsA)及还原型谷胱甘肽(GSH)含量下降, 但对水分胁迫下的脯氨酸(Pro)含量、净光合速率(P_n)和叶绿素荧光特性作用不明显。UV-B 和水分胁迫对植物有部分相同的作用机制, 都导致植株膜脂过氧化程度加剧和 PS II 的失活, 同时存在各自作用方式的特异性^[70]。

不同物种甚至同科不同属的植物对 UV-B 辐射

增加所采取的适应机制亦存在差异。在内部适应机制上,植物通过类黄酮等次生代谢物质的合成采取相应的保护反应;在形态解剖结构上,植物通过增加表皮厚度、表皮腔中的单宁含量、外表皮酚醛树脂含量等进行碳投入的防御^[71]。如臭氧约破坏 5% 时,UV-B 辐射增强对高寒矮嵩草草甸优势植物麻花苳并不出现伤害现象,相反出现了叶片厚度明显提高的适应性变化,以补偿增强 UV-B 辐射后引起的植物光合色素的光降解^[72]。Rousseaux 等^[73]对两种灌木的研究表明,UV-B 辐射减少 15%~20% 后使它们的茎和叶面积显著增加,并且使叶片食草昆虫增加 25%~75%。由此推测,UV-B 辐射增加必定影响灌木生态系统功能,尤其限制某些物种生长及其与昆虫间的相互关系。

UV-B 辐射增强对生态系统的影响研究大多关注 UV-B 对土壤分解者或光降解过程的影响及其与生态环境的相互作用。植物生长期间 UV-B 辐射增强对土壤中叶片凋落物影响的研究结果不一,或降低、或提高其分解速率^[74]。臭氧约破坏 18% 时,UV-B 强辐射使 *Quercus robur* 叶片在土壤长期分解过程中(4 a) 干物重损失 17%^[75]。*Pinus taeda* 幼苗针叶在 UV-B 强辐射下,其降解速率大为提高^[76]。臭氧层减少 25% 时,UV-B 强辐射使春小麦叶片有机碳降解速率提高^[77],其原因尚不明确,估计与增加凋落物养分,特别是与氮和磷的周转速度有关^[74]。因此,UV-B 辐射增强后能改变土壤中碳储量,从而影响陆地生态系统碳循环。

2.6 O₃ 变化影响生态系统的过程与机理

近地层高 O₃ 浓度将导致植物净光合强度、气孔阻力以及 WUE 降低,叶片数量减少,单株叶面积变小,叶片干物质积累下降,进而影响产量和质量。研究表明,O₃ 浓度增加使冬小麦叶片受到伤害,叶片衰老加速^[78]。长时间内低浓度 O₃(0.1×10^{-6} (V/V)) 使春小麦叶片内叶绿素含量下降,丙二醛(MDA) 积累增多,膜透性增大;随着 O₃ 浓度(0.2×10^{-6} (V/V), 0.3×10^{-6} (V/V), 0.4×10^{-6} (V/V)) 升高,叶片内叶绿素降解加快,MDA 含量越高,膜透性越大。低浓度和短时间 O₃ 可使超氧化物歧化酶(SOD) 活性升高,而高浓度和长时间 O₃ 则导致 SOD 活性下降^[79]。在羊角辣椒的不同发育时期,O₃(平均 0.12×10^{-6} (V/V)) 均抑制辣椒的光合作用,并且相对抑制进度为苗期>花期>蕾期>果期,抑制的最大值为 56.30%,最终导致产量比对照减

少 48.86%。而且,O₃ 对光合作用的抑制作用具有一定的后效性^[80]。不过,O₃ 抑制光合作用并非一开始就破坏叶绿体,而是先伤害质膜,改变膜透性,使细胞内活性物质流失,破坏叶绿体结构,最终导致光合速率下降^[81]。

不同物种对 O₃ 浓度变化的响应和适应是不同的。经 0.37×10^{-6} (V/V) 和 1.02×10^{-6} (V/V) 的 O₃ 处理 1~5 h,几种园艺植物的花粉萌发率降低,花粉管生长受抑,而且 O₃ 对花粉造成的影响是导致植物收获减少的重要原因之一^[82]。O₃ 浓度增加可促进水稻发育,而小麦前期发育缓慢,后期衰老加快,并且水稻和小麦灌浆期缩短、株高下降;随着通气时间延长,干物质量降低;小麦叶片含水率呈抛物线型下降,但对水稻影响不大;在同样高浓度 O₃ 环境下水稻叶片受害较小麦晚、发展慢;O₃ 浓度增加,单株产量和千粒重下降,且小麦减产幅度大于水稻,小麦对 O₃ 的反应比水稻敏感^[83]。当 O₃ 浓度超过 0.10×10^{-6} (V/V) 时水稻叶片受到直接伤害,导致水稻光合能力和产量降低^[84]。研究亦表明,O₃ 浓度增加时,水稻气孔阻力增加,光合速率下降,生物量减少,但水稻品质有所提高^[85]。低浓度 O₃ 对油菜有慢性伤害作用。O₃ 浓度增加时油菜出现退绿、失水等急性伤害症状,并导致植株矮化,株型缩小,叶片数和叶面积减少,光合速率、生物产量和经济产量下降。在 0.10×10^{-6} 和 0.20×10^{-6} (V/V) O₃ 环境下,油菜叶肉和表皮表现更为敏感,新生叶片叶脉将首先扭曲变形^[86]。影响农作物产量的 O₃ 浓度下限阈值为 0.25×10^{-6} (V/V),而当 O₃ 浓度为 0.50×10^{-6} ~ 0.90×10^{-6} (V/V) 时,农作物反应最为敏感^[81]。

CO₂ 与 O₃ 浓度倍增及其相互作用的研究表明,CO₂ 浓度倍增对大豆生物量、产量及籽粒数和籽粒重等有正效应,而 O₃ 有明显的负效应。持续的 CO₂ 与 O₃ 浓度倍增交互作用表现为 CO₂ 的影响大于 O₃,由于 O₃ 逐渐累积和阶段性增加,对大豆的有害逐渐加强,最终正负效应基本接近。O₃ 浓度倍增抑制光合产物向根和籽粒输送,使根冠比下降,但 CO₂ 浓度倍增及其交互作用则对以上影响相对较小^[87]。O₃ 对冬小麦叶片伤害受到高 CO₂ 浓度的抑制。

2.7 人为干扰影响生态系统的过程与机理

人为干扰是生态系统退化的主要驱动力,其与自然因子叠加,对生态退化起着加速和主导作用。

特别是, 人口剧增、经济发展及土地利用的剧烈变化严重地影响着自然生态系统, 对全球碳循环有着深远影响^[88]。

人为干扰(包括旅游、宗教活动及工厂废气等)下的亚热带森林木本植物——荷木和马尾松的叶片膜脂过氧化产物 MDA 含量明显增加, 保护酶 SOD, CAT 活性减少, 而且叶片的蛋白总量降低^[89]。在无任何人为干扰下, 5 a 内(1990~1995 年)鼎湖山马尾松林下层和灌木层盖度逐年上升; 适度干扰对稀疏马尾松林的自然更新及林下植物种类多样性具有一定的维持或促进作用, 但不利于马尾松生长^[90]。而砍伐后, 兴安落叶松林生物量和生产力下降, 土壤碳含量增加; 且干扰强度越大, 其植物总生物量、生产力和土壤碳含量变化幅度越大, 伐后恢复时间也越长^[91]。

放牧是草原生态系统中干扰强度最大且影响后果最为严重的人为干扰。14 a 放牧使澜沧江流域草甸生态系统生产力明显退化^[92]; 而科尔沁沙地沙质天然草场则随放牧强度的增加, 地下生物量迅速下降, 但地下与地上部的生物量比值呈上升趋势^[93], 轮牧和禁牧亦使得短花针茅荒漠草原群落地上生物量增加^[94]。

随放牧强度(每公顷 0, 2, 4, 8 只二龄藏羊)的增加, 单位面积(10 cm × 10 cm) 高寒草甸矮蒿草无性系、营养和生殖分株种群生物量总体呈减少趋势; 营养分株中分蘖数量和生物量随放牧强度的增加呈上升趋势^[95]。放牧过程中, 通过牧畜啃食、践踏作用干扰草原环境, 使群落物种组成发生变化, 优势地位发生更替, 导致植物多样性变化。随放牧强度的增大, 松嫩草原主要群落类型的群落丰富度随之下降^[96]; 羊草草原的优势羊草群落将逐渐被盐生植物所替代, 群落结构趋于简化, 物种向旱生化和盐生化演替^[97]。放牧不利于羊草叶片发生, 中度放牧则促进芦苇和碱茅叶片伸长与发生。而且, 一定程度的放牧可增加松嫩平原羊草草地植被群落中禾草比例; 中度放牧下多样性指数最大, 有利于多样性的维持, 增强草地对放牧的缓冲力^[98]。可见, 中度放牧减弱了建群植物层的竞争排斥, 又不抑制其他层的发育, 使得群落具有较高的物种丰富度。重度放牧可使草地超出其承载能力和承受干扰的阈限, 土壤恶化, 恢复力降低, 而适度放牧后恢复则有利于土壤化学和生物学性状的保持和提高^[99]。并且, 长期过牧将使绝大多数植物个体发育受到明显抑制, 单位

重量含能值降低, 植物与群落的初级生产力也显著降低; 而轻度放牧则可刺激植物的补偿性生长, 群落的生物多样性增加, 并使其初级生产力保持稳定^[100]。

周广胜等^[88]基于中国东北样带西段不同水分和不同人为干扰方式(围栏、割草和放牧)的草原群落特征分析发现: 无论人类干扰方式如何, 草原群落植物地上生物量与年均降水都呈线性关系, 而物种数、20 cm 的土壤有机碳和全氮在围栏和割草下表现为与年均降水量呈线性关系, 而在放牧下则与年均降水量呈非线性关系; 在围栏和割草下草原植物群落的物种数、20 cm 的土壤有机碳和全氮均与地上生物量呈线性关系, 而在放牧下则呈非线性关系。这表明, 放牧不仅从数量上影响了草地群落的结构与功能, 而且亦将从本质上改变草地群落特性之间及其与环境因子之间的关系。

3 全球变化对中国陆地生态系统的影响

3.1 气候变化对植被/生态系统的影响

主要的植被类型表现着植物界对主要气候类型的适应, 每个气候类型或分区都有一套相应的植被类型。以“气候变暖”为标志的全球环境变化必将将对陆地生态系统产生严重的影响。

3.1.1 气候变化对植被/生态系统分布的影响

年均温增加 2 °C, 降水增加 20% 时, 中国大部分地区的水热条件都向好的方向有所转变; 但青藏高原将变得干热, 有沙漠化的趋势; 而年均温增加 4 °C, 降水增加 20% 将使中国各植被地带变得干热, 森林地带干旱程度增加, 但仍能满足森林的水分要求, 草原地带也将变得干热, 西部草原亚区将变为荒漠区, 森林和草原面积将大大减少, 荒漠地带沙漠化加剧, 特别是青藏高原各植被地带的干旱程度均有较大幅度的增加, 沙漠化趋势严重^[101]。对 3 种气候变化情景: 年均温增加 4 °C, 降水增加 10%、降水不变和降水减少 10% 下的中国植被变化趋势研究表明(以年均温增加 4 °C、降水不变为参照)^[102]: 热带森林、亚热带森林和亚热带山地森林的面积均显著增加, 但差异不大。热带森林由无到有, 主要由亚热带森林转变而来; 亚热带森林增加近 1 倍, 主要由暖温带森林转变而来; 亚热带型山地森林面积增加近 3 倍, 主要由暖温型山地森林转变而来。暖温带森林和寒温带森林面积显著减少, 暖温型山地森林面积略有增加, 寒温型山地森林面积有一定减少,

且 3 种气候变化情景下结果有一定的差异。北方型山地草原面积减少近 2/3, 主要转变为温带型山地荒漠和温带型山地草原, 同时部分高寒草原和冰缘在气候变化后演变成北方型山地草原; 温带荒漠面积变化不大, 温带型山地荒漠增加近 1 倍, 北方型山地荒漠面积亦显著增加, 且不同气候变化情景下的结果变化不大; 高寒草原和草甸分别向北方和温带草原及荒漠演变。部分冻原植被演变为北方型山地森林和温带型山地草原。冻荒漠、冰缘带和冻原则由于演变为北方型山地荒漠而几乎全部消失。

在年平均气温增加 4 °C, 降水增加 10% 条件下, 青藏高原东南部山地植被有明显森林化趋势, 山地森林面积增加 6.4%, 尤其是热性与温性森林的面积显著增加; 高山草甸的面积则显著减少, 大部分转为山地寒温针叶林; 高山草原面积减少过半, 多转为温性草原; 高原西部的高寒荒漠虽大多转变为温性荒漠, 但从冻荒漠与亚冰雪带的转暖而得到补偿; 高原山地温性荒漠在增温后增加近 12%, 表明荒漠化趋势强烈; 植被垂直带上移 560~1000 m; 永冻层大部分消融; 山地雪线上升; 冰山退缩与高原湖泊萎缩^[103]。

3.1.2 气候变化对植被/生态系统生产力的影响

年均温增加 2 和 4 °C, 年降水量增加 20% 下, 中国自然植被净第一性生产力(NPP) 均有所增加(图 2)^[104]。寒温带北方针叶林地带在气温增加 2 °C 时, NPP 由目前的 4.9 tDM/(hm²·a) 增加到 6.7 tDM/(hm²·a); 在气温增加 4 °C 时, NPP 达 7 tDM/(hm²·a)。温带针阔叶混交林地带在气温增加 2 和 4 °C 时, NPP 平均增加了 2.2~2.9 tDM/(hm²·a); 温带落叶阔叶林地带的北部在气温增加 2 和 4 °C 时, NPP 亦均有所增加, 北部地区植被的 NPP 超过 9 tDM/(hm²·a), 南部地区植被的 NPP 则超过 12 tDM/(hm²·a)。广阔的亚热带常绿阔叶林地带在气温增加 2 和 4 °C 时, NPP 在北部地区约增加 3 tDM/(hm²·a), 南部增加 4.3~6.0 tDM/(hm²·a), 可达 22.7 tDM/(hm²·a)。热带雨林及季雨林地带的北部在气温增加后, NPP 均超过 20 tDM/(hm²·a)。温带草原地带在增温后大部分地区 NPP 的增加幅度一般为 1~2 tDM/(hm²·a)。

3.2 森林生态系统

基于气候变化情景预测对中国主要造林树种变化趋势的分析表明^[105]: 气候变化将使兴安落叶松林适宜分布区的南界北移 0.1~2.7°, 北界、东界基

本没有变化, 西界变化也不大, 面积减少 9% 左右; 红松南界将北移 0.1~0.6°, 北界将北移 0.3~0.5°, 面积增加 3.4% 左右; 油松适宜分布区的北界将北移 0.16~1.44°, 西南界将东移 0.5°, 南界将北移 0.16°, 东界将西移 0.4°, 一些分布较连续的地区变成了较破碎的岛状分布, 分布区面积减少 9.4% 左右; 杉木适宜分布区的西界将东移 0.2~2.3°, 北界将南移 0.1~0.9°, 南界将北移 0.1~0.5°, 东界基本没有变化, 适宜分布区面积减少 2% 左右; 马尾松适宜分布区的北界将南移 0.3~1.6°, 东界基本不变, 南界将北移 0.2~3.4°, 西界将东移 0.7~1.1°, 适宜分布区面积减少 9% 左右。珍稀濒危树种珙桐适宜分布区的东界将西移 0.2~1.3°, 北界仅东段将南移 0.2~0.7°, 西界北段没有变化, 西界中段将东移 0.3~1.9°, 南界基本没有变化, 分布区面积减少 20% 左右; 秃杉适宜分布区的四界变化不大, 但适宜面积将大幅减少, 达到 57.1% 左右。

中国主要木本植物的物候对未来气候变化的响应主要表现为^[105]: 春季物候普遍提前 4~6 d, 树木花期提前, 果实或种子的生长期缩短; 秋季的树木开花和黄叶、落叶等也相应的推迟 4~6 d; 年均温升高 1 °C, 春季物候期约提前 3~5 d, 而秋季则推迟 3~5 d, 绿叶期将延长 6~10 d; 北方物候期的提前或推迟幅度较南方大。气候变化将使中国森林生产力略有增加, 增加幅度约为 2%~8%^[105]。

3.3 草原生态系统

草原地区绝大多数植物为 C₃ 植物, 温度升高对其生长将产生不利影响^[106]。观测表明, 36 a 来祁连山北海州牧草的年净生产量普遍下降^[107]; 20 世纪 90 年代青藏高原牧草高度与 80 年代末期比较, 生长高度普遍下降 30%~50%^[108]; 天然草地产鲜草量和干草量均呈减少趋势; 气候变化使中国内蒙古的草地生产力普遍下降^[109]。在温度升高 2 °C, 降水增加 20% 情况下, 不考虑草地类型的空间迁移, 各类草原减产幅度差别很大, 其中以荒漠草原的减产最为剧烈, 达到 17.1%; 若计入各类型空间分布的变化, 各草地类型生产力减产约 3 成。Century 模型模拟表明, 气候变化将导致羊草草原和大针茅草原初级生产力和土壤有机质含量的显著下降, 羊草草原比大针茅草原对气候变化更为敏感^[110]。

气候变化将改变牧草分布的高度, 导致植物区系组成的变化, 即草地类型在景观上的迁移。气候变暖将使中国北方牧区变得更加暖干, 目前的各类

草原界限将会东移^[11]。就青藏高原、天山、祁连山等高山草场而言, 如果温度升高, 各类草原的分布界限将相应上移。若温度上升 3 °C, 各类草原界限相应就会上移 300~ 600 m。牛建明^[109]对中国内蒙古草原研究指出, 在温度升高 2 °C, 降水增加 20% 时草原总面积将减少近 30%。气候变暖使内蒙古的草地植被由东南向西北压缩, 界线北移。北部, 典型草原向大兴安岭推进; 南部, 典型草原和荒漠草原受到挤压, 并向北退缩。

当 CO₂ 浓度倍增、气温上升 2 °C, C₄ 牧草将向目前寒冷地带扩展, 栽培范围扩大; C₃ 牧草光合作用将大大提高, 其栽培范围也不局限于寒冷地带, 适宜的栽培区域也将扩大。同时, 考虑气候变化和大气 CO₂ 浓度倍增共同作用时, 由于 CO₂ 的补偿作用, 羊草草原和大针茅草原初级生产力下降的幅度显著降低。在 GFDL 气候变化情景和 CO₂ 浓度倍增条件下, 大针茅草原的初级生产力增加 2%^[110]。Chikugo 模型预测, 在 CO₂ 浓度倍增、温度上升 2 °C、降水增加 20% 条件下, 中国温带草原区生产力增加 1 t/hm²^[112]。

3.4 农田生态系统(水稻、小麦、玉米、大豆)

中国是一个农业大国, 农田生态系统的变化将直接影响到中国国民经济的可持续发展及人民生活水平的提高。

种植制度和作物品种布局: 中国农业生产的一大特点是多熟种植, 复种指数达到 150% 以上。气候变暖将增加各地的热量资源, 使作物潜在生长季延长, 多熟种植北界北移。在品种和生产水平不变前提下, 仅考虑热量条件, 气候变化后中国的一熟制面积将由当前的 63% 下降为 34%, 两熟制面积由 24.2% 变为 24.9%, 三熟制面积由 13.5% 提高到 35.9%^[113]。中国冬小麦的安全种植北界将由目前的长城一线, 北上到沈阳—张家口—包头—乌鲁木齐一线^[114]。华北目前推广的冬小麦品种(强冬性)因冬季无法经历足够的寒冷期以满足春化作用对低温的要求将不得不被其他类型的冬小麦品种(半冬性)取代。在南方, 比较耐高温的水稻品种将占主导地位, 且还将逐渐向北方稻区发展^[16]。

气候变化与 CO₂ 浓度倍增亦将影响中国农作物的种植制度和耕作方式。到 2030 年, 如果全球 CO₂ 浓度倍增, 平均气温上升 1 °C, 预计中国三熟制的北界将从目前的长江流域移至黄河流域, 二熟制北界从秦淮地区北移至内蒙和东北的南部^[115]。气

候变化, CO₂ 浓度倍增, 中国西北气候干燥、华北平原北部水源匮乏的现状将不会改变, 有些甚至呈不断恶化的趋势; 华北平原南部的气候和土壤将变得相对湿润; 长江下游仍将继续保持湿润状态, 而四川有变旱的趋势。作物灌溉需要量也会发生变化: 西南和中南地区, 由于水稻生长季的降雨量将明显减少, 水稻灌溉需要量将比目前增加 2~ 6 倍; 在华北平原北部的水浇地, 冬小麦的灌溉需要量将增加 22%~ 34%^[16]。华北地区水资源匮乏和土壤沙化的加剧将使得水浇地面积减少。当气候变得干燥时, 由于气孔在高 CO₂ 浓度下开度减小, 在一定程度上可减缓干旱对作物的不利影响。

农作物产量和农田生产潜力: 气候变暖在加速农作物生长的同时, 也使农作物的呼吸作用增强, 生育期缩短, 从而影响到农作物的产量。气候变化将导致中国大部分地区主要农作物产量下降^[116]。生长于 6~ 31°N 的水稻结实期在温度上升 1~ 2 °C 时产量将下降 10%~ 20%; 纬度越高, 影响越严重^[117]。温度每增加 1 °C, 玉米平均产量将减少 3%^[118], 小麦也将由于水分条件恶化而减产。此外, 气候变暖导致土壤有机质的微生物分解加快, 将造成土壤肥力下降, 农田生产潜力降低^[16]。

CO₂ 浓度倍增对不同作物的产量影响不同。C₃ 作物将因此提高产量 30% 左右, 而 C₄ 作物仅提高 10% 左右^[119]。因此, 中国的 C₃ 作物, 如水稻、小麦、油菜等的产量将有明显提高^[120]。CO₂ 浓度倍增条件下, 作物干物质平均增加 40%, 产量增加 26%, 且植株含碳量提高, 但含氮量下降, 从而将引起害虫采食量增大; 同时, 也将伴随杂草增多。另外, 如果土壤水分和营养物质得不到满足, 这种增产效应将会大大减弱。

CO₂ 浓度倍增还将引起农作物品质的变化。如 CO₂ 浓度增加将使玉米蛋白质、赖氨酸和脂肪含量减少, 淀粉含量略有增高, 品质有所下降; 与此同时, CO₂ 浓度增加将使小麦籽粒的蛋白质、赖氨酸、脂肪含量增高, 淀粉含量下降, 品质得到提高^[121]。

到 2030 年, 如果 CO₂ 浓度倍增, 全球平均气温升高 1~ 2 °C, 则中国的西南、西北地区由于有效积温提高和 CO₂ 浓度增加, 农业将增产 2%, 东北、内蒙古夏季增温, 农业增产; 华南地区以及洞庭与鄱阳盆地可能因春季低温潮湿天气的改善而使农业增产。但是, 中纬度地区在升温 2 °C 条件下, 地表蒸发

能力将增加 20%，即多蒸发 300~400 mm，从而将大大加速华北、西北的干旱化进程，宜农北界将由 400 mm 等雨量线移至 450 mm 等雨量线，损失宜农耕地将达 $0.13 \times 10^8 \text{ hm}^2$ ；西部地区将因升温明显、综合降水与蒸发的双重效应，导致蒸发加剧，盐碱危害加重，将使 $0.10 \times 10^8 \text{ hm}^2$ 耕地严重退化；在全国大部分地区，春旱、夏旱、秋旱和干热风的发生频率将明显上升；特别是作为北方农业增长限制因子的水资源形势将更加严峻，将造成中国粮食平均减产 5%~20%^[122]。

CO₂ 浓度倍增与气候变化的协同作用对中国主要农作物产量的影响不同。气候变化和 CO₂ 浓度倍增将使中国北方冬小麦产量显著增加，而南方麦区的减产幅度亦趋向缓和，有的甚至增产^[114]。考虑光、温、水、CO₂ 和太阳紫外线的综合影响，南方地区冬小麦生产潜力将下降 20%^[123]。气候变化与 CO₂ 浓度倍增将使中国南方水稻的成熟期平均提前 3 个星期。由于生育期，特别是灌浆期的缩短，将造成水稻、小麦、大豆和玉米等作物的单产下降^[16]。总体上，CO₂ 倍增和气候变化将使得中国水稻的产量下降，小麦的产量增加，增产突出的地区是东北、华北和新疆，可能减产的地区是黄土高原、长江中下游和西北北部春麦区。

农田生态系统稳定性：气候变暖在全球呈不均匀性，使得极端天气事件的发生频率、出现、延续时间和分布发生变化，导致气象灾害的频率和强度加大^[124]。温度升高将导致一些作物不同程度地受到高温热害的影响，尤以长江中下游的水稻和北方小麦为甚。与此同时，一些地区的低温冷害仍然比较严重。1985、1989 年东北地区均发生了全区性的夏季低温冷害，东北三省粮食减产幅度均在 10%~27%^[125]。

气候变暖将使得病虫害面积扩大：(1) 害虫的地理分布界限北移；(2) 害虫种群的世代增加，农田多次受害的几率增高；(3) 害虫迁移入侵的风险增高。气候变暖将使粘虫的越冬北界北移 1°，稻飞虱的安全越冬北界由当前 22°N 推向 23~24°N；分布在 33°N 以南地区的粘虫、23~25°N 以南地区的稻飞虱以及江淮区以南的稻纵卷叶螟均可比当前多繁殖一个世代^[126]。此外，气候变暖，尤其暖湿气候将有利于一些病菌的发生、繁殖和蔓延，从而将使中国农田生态系统的稳定性降低。

CO₂ 浓度倍增、气候变暖，海平面上升将会淹没

沿海重要的粮食生产基地；华东和华南受洪水肆虐的程度和频率将可能提高，加上三角洲地区海水倒灌，大片良田将盐渍化。如果海平面上升 1 m，又不加任何防范措施，则中国沿海地区将有 60 个左右的县、市受淹，受淹地区将集中在人口密度最高、工农业比较发达的辽河三角洲、华北、华东沿海平原以及珠江三角洲平原，约 125000 km² 的良田将要废弃^[16]。一旦遭遇洪水、涨潮、台风等侵袭，造成的危害就更严重。

4 陆地生态系统对全球变化的反馈作用

全球变化将对陆地生态系统产生严重影响，而陆地生态系统的改变又将反馈于全球变化。不同的植被类型通过改变地表反射率、蒸发散、地表粗糙度等影响植被与大气之间的物质(如水和 CO₂ 等)和能量(如太阳辐射、动量和热量等)交换来影响气候，改变的气候又通过大气与植被之间的物质和能量的交换作用对植被的生长产生影响，最终可能导致植被类型的变化。

研究表明，森林砍伐将影响反射率和树冠截留，从而显著地减少当地的降水量，增加下游洪水泛滥的频率与强度^[127]。森林向牧场的转变将增加地表反射率和地表覆盖度，在小范围内使温度增加，湿度下降^[128]。植被的破坏还将导致土壤侵蚀和地表水的减少^[129]。1984 年 Henderson-Sellers 和 Gornitz^[130] 首次利用全球环流模式(GCM)研究了植被退化的气候响应。亚马逊河流域森林砍伐变成草原后，地表温度将升高 2.5 °C，年蒸散率下降 30%，降水减少 25%，干季尤其明显^[131]；撒哈拉沙漠扩展时，降水将减少 13%，蒸发、云量亦将减少；沙漠消失时，降水将增加 25%，蒸发亦将明显增加^[132]。中国西北地区的大面积绿化将导致中国及中南半岛地区的降水量增加，印度降水减少^[133]。而蒙古和内蒙古草原的沙漠化将对年代际尺度的中国气候异常产生显著影响^[132, 134, 135]。

但这些研究结果之间还存在较大差异。就降水而言，Lean 和 Warrilow^[136]，Nobre 等^[137]，Henderson-Sellers 等^[138]对亚马逊森林砍伐的气候效应表明，植被退化将使降水显著减少；但 Dickinson 与 Henderson-Sellers^[139]则认为变化不大。对地面气温，Dickinson 与 Henderson-Sellers^[139]，Lean 和 Warrilow^[136]，Lean 和 Rowntree^[140]认为植被退化将造成强烈升温，但 Henderson-Sellers 和 Gornitz^[130]，

Henderson-Sellers 等^[138], Dirmeyer 和 Shukla^[141] 认为在不同季节、不同区域的气温有升、有降或基本不变。尽管如此, 关于下垫面植被状况的改变对区域及全球气候将产生重大影响是确定的。造成各研究结果不一致的原因很多, 其中之一是由于气候对植被变化响应的复杂性, 在不同的气候背景下, 即使是相同的植被变化状况也可能产生完全不同的气候响应。周广胜等^[142] 基于地球表面的能量与水分平衡方程, 从理论上探讨了植被对气候的反馈作用, 指出植被对降水的作用不大, 植被的存在有助于减少径流, 增加保水能力, 对于全球气候变化有减缓作用; 植被对气候变化的作用是增温还是降温须视具体地点的情况而定; 对中纬度地区, 当下垫面反射率的变化 ($\Delta\alpha$) 与径流量的变化 (Δf) 满足以下关系时

$$\Delta f = 5\Delta\alpha \times 10^{-4}$$

Δf 的单位为 $g/(cm^2 \cdot min)$ 。下垫面变化对于地表温度无影响。这表明在制定全球变化对策时必须因地制宜。Dirmeyer 和 Shukla^[141] 认为各地气候对沙漠化的响应与当地不同的海陆分布所造成的大气环流背景相联系。郑益群等^[135] 利用区域气候模式 (RegCM2) 对中国植被变化的气候影响模拟表明, 下垫面植被变化对降水、大气温湿状况均有显著影响。植被退化使气候变得更为恶劣。江淮流域洪涝灾害增多及华北干旱的加剧可能是北方草原沙漠化与南方常绿阔叶林退化共同影响的结果, 而且南方植被退化对其的影响似乎更严重。严重的植被退化将导致降水与植被退化之间的正反馈, 易使退化区不断向外扩展且退化难以恢复; 而程度较轻的植被退化, 退化与降水减少之间是一种负反馈, 当人为压力减弱后, 退化较易恢复, 但由于地表径流的增加, 易导致洪涝灾害的发生。植被退化使气候更加恶劣, 而北方草原植被增加使气温变得温和。但植树区外围的降水减少, 易使新栽树木由外向内退化, 表明目前的北方草原区气候似乎不支持在该地区出现大面积的森林。北方草原区大范围植树将可能导致该地区平均降水减少。

陆地生态系统的变化不仅影响气候变化, 而且亦将对全球碳循环产生影响, 从而间接地影响气候。热带地区的大规模毁林活动早就引起了人们的重视, 目前由于原始森林受毁导致的次生森林或林用种植园在热带至寒温带都有分布, 由此造成的森林生物量的变化必将影响森林的碳储量。与自然森林相比, 热带地区种植园的森林地上生物量较自然森

林低 20% ~ 50%; 温带地区生产性森林的地上生物量较自然森林低 40% ~ 50%^[143]。次生森林和不定期砍伐森林的木本植物生物量较自然森林低 30% ~ 80%^[144]。因此, 砍伐或开采自然森林后形成的次生林的固碳能力将降低。

森林砍伐不仅影响森林的固碳能力, 而且影响土壤碳排放。由于森林砍伐使得温度和水分条件都发生变化, 土壤呼吸在许多年内都超过幼年树木同化固碳能力, 亦即成为碳源。森林收获后土壤碳含量一直处于下降状态, 一般需要经过 20~ 50 a 才可使土壤碳含量增加^[145, 146]。但经过多个“生长-收获”长期经营森林的土壤碳储量如何变化还不清楚。

森林被用作农田后, 土壤碳储量的损失因气候、土壤初始碳含量和管理措施的不同而不同。一般而言, 1 m 深度土层内的土壤碳损失 25% ~ 30%^[147], 耕作层 (0~ 20 cm) 损失最大, 可达 40%^[148]。森林用作农田后, 土壤碳含量一直处于下降状态, 尤其在前 5 a, 与森林砍伐类似, 一般需经过 20~ 50 a 才可使土壤碳含量增加^[149]。

由于人口增加以及对粮食需求的增加, 大量草地被开垦成农田。至 1998 年, 全球已有约 660 M hm² 的草地被开垦成农田, 占土地利用变化的近 40%^[150]。这些草地开垦成农田使得碳储量由草地的 116 tC/hm² 减少到农田的 87 tC/hm², 亦即碳储量损失了 19 Gt (28.8 tC/hm²); 同时, 地上生物量损失了 7.7 Gt (28.8 tC/hm²)。这些碳储量的减少超过了热带森林转化为农田导致的土壤碳损失的全球平均值 24.5 tC/hm²^[151]。全球平均而言, 草地开垦成农田导致 1 m 深土层内的土壤碳损失 20% ~ 30%^[143], 与森林被用作农田后 1 m 深土层内的土壤碳损失 25% ~ 30% 相当^[147]。

5 全球变化与陆地生态系统相互作用研究展望

面对全球环境变化与人类社会可持续发展的挑战, 全球变化研究已经从认识地球系统的基本规律转向应用研究, 并特别关注全球变化的区域响应及人类社会对全球变化的适应性问题, 倡导集成研究的方法与途径。为此, 未来全球变化研究趋势将更加关注人类社会与自然界的相互作用与反馈, 强调有序人类活动与生态环境安全和地球资源可持续发展的相互关系, 以及全球变化的多尺度响应与调控机理; 在研究方法上, 则更加关注通过高科技获取

多平台全球变化研究观测资料, 关注多因子影响的综合研究, 强调以地球系统为核心的、多学科、多圈层的交叉集成分析与模拟。

根据国际全球变化研究的发展趋势, 为在全球变化研究领域取得与中国国际地位相适应的成绩, 考虑到中国的经济实力与已有的基础, 未来中国关于全球变化与陆地生态系统相互作用研究需加强以下方面的研究:

中国东部季风区典型生态系统的生态安全机制与调控: 针对中国东部地区经济的高速发展、资源短缺、人口剧增、粮食安全、生态系统退化等一些重大社会问题, 从水分、温度与土地利用的驱动力出发, 综合研究生态系统格局与过程及其对全球变化的响应机制, 建立生态系统生态安全指标体系, 预测东部季风区生态系统发展趋势, 探讨适应与减缓全球变化影响的中国陆地生态系统可持续发展模式。

陆地-人类-环境系统相互作用的生态学机制与调控: 重点研究陆地生态系统和人类社会的多样性以及陆地生态系统内部和陆地生态系统与大气之间的物质与能量交换, 包括: 陆地-人类-环境系统的变率和主导控制因子; 人类-环境系统将如何影响陆地系统的承载力; 陆地系统承载力的阈值如何? 及陆地-人类-环境系统的动力学机制与调控对策。

陆地-大气的相互作用与过程调控: 陆地、大气相互作用的集成研究是认识与理解全球环境变化及其影响的关键, 也是国家实施生态环境建设与规划

的基础。其核心问题包括: (1) 定量理解物质(水汽、碳等)、动量和能量的陆地-大气交换过程; (2) 陆地-大气通量的时空变化及其对全球变化的敏感性如何? (3) 陆地-大气系统的生物地球化学耦合; (4) 不同时空尺度过程的耦合技术与方法。

产业转型背景下生态环境安全与资源可持续发展的调控机制与对策: 针对工业转型、退耕还林(草)、城市化以及全球变化等人类活动可能引起的产业变化及与此相关的生态环境和资源问题, 重点研究不同产业转型下人类活动对生态环境与资源的数量与质量的影响, 建立定量的评估模式, 提出不同产业转型下生态环境安全与资源可持续发展的有序人类活动模式, 服务于国家社会经济的健康发展与环境外交。

退化土地的植被恢复与环境重建动力学过程与机制: 土地退化及其引起的生态环境问题已经威胁到人类社会的可持续发展, 成为国际社会严重关注的焦点。如何在全球环境变化背景下, 在退化土地区域进行植被恢复与环境重建不仅是缓解当前全球变化影响的关键, 也是地球系统科学理论在实践中的检验。其核心科学问题包括: (1) 评估与区分植被恢复与环境重建的标准和规则是什么? (2) 影响植被恢复与环境重建的关键过程与关键要素(阈值、瓶颈、开关)是什么? (3) 植被恢复与环境重建的反馈作用与影响机理如何? (4) 植被恢复与环境重建的动力学模型与效益评估。

参考文献

- 1 Curtis P S. A meta-analysis of leaf gas exchange and nitrogen in trees grown under elevated carbon dioxide. *Plant Cell and Environ*, 1996, 19: 127~ 137
- 2 郑凤英, 彭少麟. 植物生理生态指标对大气 CO₂ 浓度倍增响应的整合分析. *植物学报*, 2001, 43(11): 1101~ 1109
- 3 Sicher R C, Bunce J A. Relationship of photosynthetic acclimation to changes of Rubisco activity in field-grown winter wheat and barley during growth in elevated carbon dioxide. *Photosynthesis Research*, 1997, 52: 27~ 38
- 4 Bunce J A. Directed and acclimatory responses of stomatal conductance to elevated carbon dioxide in four herbaceous crop species in the field. *Global Change Biology*, 2001, 7: 323~ 332
- 5 Sicher R C, Bunce J A. Photosynthetic enhancement and conductance to water wheat vapor of field-grown *Solanum tuberosum* L in response to CO₂ enrichment. *Photosynthesis Research*, 1999, 62: 155~ 163
- 6 张其德, 卢从明, 刘丽娜等. CO₂ 倍增对不同基因型大豆光合色素含量和荧光诱导动力学参数的影响. *植物学报*, 1997, 39(10): 946~ 950
- 7 林金星, 胡玉熹. 大豆叶片结构对 CO₂ 浓度升高的反应. *植物学报*, 1996, 38(1): 31~ 34
- 8 左宝玉, 姜桂珍, 白克智等. CO₂ 浓度倍增对谷子和紫花苜蓿叶绿体超微结构的效应. *植物学报*, 1996, 38(1): 72~ 76
- 9 高素华, 王春乙, 郭建平. 高 CO₂ 浓度对我国主要作物影响的试验研究. 见: 符淦斌, 严中伟主编. 全球变化与我国未来生存环境. 北京: 气象出版社, 1996. 314~ 321
- 10 王修兰, 徐师华, 李佑祥. CO₂ 浓度倍增对小麦生育性状和产量构成的影响. *生态学报*, 1996, 16(3): 328~ 332

- 11 王春乙, 潘亚茹, 白月明等. CO₂ 浓度倍增对中国主要作物影响的试验研究. 气象学报, 1997, 55(1): 86~ 94
- 12 黄建晔, 杨洪建, 董桂春等. 开放式空气 CO₂ 浓度增高对水稻产量形成的影响. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1210~ 1214
- 13 黄建晔, 董桂春, 杨洪建等. 开放式空气 CO₂ 增高对水稻物质生产与分配的影响. 应用生态学报, 2003, 14(2): 253~ 257
- 14 Horie T, Baker J T, Nakagawa H, et al. Crop ecosystem responses to climatic change: rice. In: Reddy K R, Hodges H F, eds. Climate Change and Global Crop Productivity. Wallingford: CAB International Press, 2000. 81~ 106
- 15 Mauney J R, Kimball B A, Pinter P J, et al. Growth and Yield of Cotton in Response to a Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE) Environment. Agricultural and Forest Meteorology, 1994, 70: 49~ 67
- 16 高亮之, 金之庆. 全球气候变化和中国的农业. 江苏农业学报. 1994, 10(1): 1~ 10
- 17 Kimball B A, LaMorte R L, Pinter P J, et al. Free-air CO₂ enrichment (FACE) and soil nitrogen effects on energy balance and evapotranspiration of wheat. Water Resour Res, 1999, 35: 1179~ 1190
- 18 魏胜林, 刘业好, 屈海泳等. 高 CO₂ 浓度对百合某些生理生化物质的影响. 植物生态学报, 2001, 25(4): 410~ 413
- 19 周广胜, 张新时, 高素华等. 中国植被对全球变化反应的研究. 植物学报, 1997, 39(9): 879~ 888
- 20 Monje O, Bugbee B. Adaptation to high CO₂ concentration in an optimal environment: radiation capture, canopy quantum yield and carbon use efficiency. Plant Cell Environ, 1998, 21: 315~ 324
- 21 董桂春, 王余龙, 杨洪建等. 开放式空气 CO₂ 浓度增高对水稻 N 素吸收利用的影响. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1219~ 1222
- 22 Soussana J F, Casella E, Loiseau P. Long-term effects of CO₂ enrichment and temperature increase on a temperate grass sward. II Plant nitrogen budgets and root fraction. Plant and Soil, 1996, 182: 101~ 114
- 23 Norby R J, Cotrufo M F. A question of little quality. Nature, 1998, 396: 17~ 18
- 24 Torbert H A, Prior S A, Rogers H H, et al. Crop residue decomposition as affected by growth under elevated atmospheric CO₂. Soil Science, 1998, 163, 412~ 419
- 25 O'Neil E G, Norby R J. Litter quality and decomposition rates of foliar litter produced under CO₂ enrichment. In: Koch G W, Mooney H A, eds. In Carbon dioxide and Terrestrial Ecosystems. San Diego, CA: Academic Press, 1996. 87~ 103
- 26 徐国强, 李杨, 史奕等. 开放式空气 CO₂ 浓度增高(FACE)对稻田土壤微生物的影响. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1358~ 1359
- 27 Lawlor D W, Mitchell R A C. Crop ecosystem responses to climatic change: wheat. In: Reddy K R, Hodges H F, eds. Climate change and global crop productivity. Wallingford: CAB International Press, 2000, 57~ 80
- 28 吴韩英, 寿森炎, 朱祝军等. 高温胁迫对甜椒光合作用和叶绿素荧光的影响. 园艺学报, 2001, 28(6): 517~ 521
- 29 刘东焕, 赵世伟, 高荣孚等. 植物光合作用对高温的响应. 植物研究, 2002, 22(2): 205~ 212
- 30 蒋高明, 朱桂杰. 高温强光环境条件下 3 种沙地灌木的光合生理特点. 植物生态学报, 2001, 25(5): 525~ 531
- 31 赵昕, 李玉霖. 高温胁迫下冷地型草坪草几项生理指标的变化特征. 草业学报, 2001, 10(4): 85~ 91
- 32 郑飞, 何钟佩. 高温胁迫对冬小麦灌浆期物质运输与分配的影响. 中国农业大学学报, 1999, 4(1): 73~ 76
- 33 郑飞, 戴秀旺, 黄保荣. 灌浆期高温胁迫对冬小麦叶源、库器官生理活性的影响及调控. 华北农学报, 2001, 16(2): 99~ 103
- 34 Tester R F, Morrison W R., Ellis R H, et al. Effects of elevated growth temperature and carbon dioxide levels on some physicochemical properties of wheat starch. Journal of Cereal Science, 1995, 22: 63~ 71
- 35 庞金安, 马德华, 张廷军. 高温处理对黄瓜幼苗蛋白质含量的影响. 天津农业科学, 2001, 7(1): 10~ 13
- 36 Quisenberry J E, Wendt C W, Berlin J D, et al. Potential for using leaf turgidity to select drought tolerance in cotton. Crop Science, 1985, 25: 294~ 299
- 37 王石立, 娄秀荣. 气候变化对华北地区冬小麦水分亏缺状况及生长的影响. 应用气象学报, 1996, 7(3): 308~ 315
- 38 王绍辉, 张福壤. 不同水分处理对日光温室黄瓜叶片光合特性的影响. 植物学通报, 2002, 19(6): 727~ 733
- 39 张秋英, 李发东, 刘孟雨等. 不同水分条件下小麦旗叶绿素 a 荧光参数与子粒灌浆速率. 华北农学报, 2003, 18(1): 26~ 28
- 40 郑若良, 王志荣. 干旱胁迫对辣椒生理机制的影响研究. 河北农业科学, 2003, 7(1): 11~ 15
- 41 刘晓英, 罗远培. 水分胁迫后复水冬小麦根系吸水的恢复. 中国生态农业学报, 2002, 10(4): 16~ 20
- 42 王森, 代力民, 姬兰柱等. 长白山阔叶红松林主要树种对干旱胁迫的生态反应及生物量分配的初步研究. 应用生态学报, 2001, 12(4): 496~ 500
- 43 陈晓远, 罗远培. 土壤水分变动对冬小麦生长动态的影响. 中国农业科学, 2001, 34(4): 403~ 409
- 44 张宏. 极端干旱气候下盐化植被草甸净初级生产力对全球变化的响应. 自然资源学报, 2001, 16(3): 216~ 220
- 45 张永强, 姜杰. 水分胁迫对冬小麦叶片水分生理生态过程的影响. 干旱区研究, 2001, 18(1): 57~ 61
- 46 李天红, 李绍华. 水分胁迫对苹果苗非结构性碳水化合物组分及含量的影响. 中国农学通报, 2002, 18(4): 35~ 39
- 47 Casella E, Soussana J F, Loiseau P. Long-term effects of CO₂ enrichment and temperature increase on a temperate grass sward. Water and Productivity Use. Plant and Soil, 1996, 182: 83~ 99
- 48 廖建雄, 王根轩. 干旱、CO₂ 和温度升高对春小麦光合、蒸发蒸腾及水分利用效率的影响. 应用生态学报, 2002, 13(5): 547~ 550
- 49 高素华, 郭建平. “高温”对我国小麦生长发育及产量的影响. 大气科学, 1996, 20(5): 599~ 605

- 50 Morison J I L, Lawlor D W. Interactions between increasing CO₂ concentration and temperature on plant growth. *Plant Cell Environ*, 1999, 22: 659~ 682
- 51 李伏生, 康绍忠, 张富仓. 大气 CO₂ 浓度和温度升高对作物生理生态的影响. *应用生态学报*, 2002, 13(9): 1169~ 1173
- 52 高素华, 郭建平, 周广胜. 高 CO₂ 浓度下羊草对土壤干旱胁迫的响应. *中国生态农业学报*, 2002, 10(4): 31~ 33
- 53 李伏生, 康绍忠, 张富仓. CO₂ 浓度、氮和水分对春小麦光合、蒸散及水分利用效率的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(3): 387~ 393
- 54 任红旭, 陈雄, 吴冬秀. CO₂ 浓度升高对干旱胁迫下蚕豆光合作用和抗氧化能力的影响. *作物学报*, 2001, 27(6): 729~ 736
- 55 陈雄, 吴冬秀, 王根轩. CO₂ 浓度升高对干旱胁迫下小麦光合作用和抗氧化酶活性的影响. *应用生态学报*, 2000, 11(6): 881~ 884
- 56 Drake B G, Gonzales-Meler M A, Long S P. More efficiency plants: A consequence of rising atmospheric CO₂? *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1997, 48: 607~ 637
- 57 Zhou G, Wang Y. Response of grassland plant community along Northeast China transect to water gradient. *Journal of Vegetation Science*, 2002, 13: 361~ 368
- 58 Hamerlynck E P, Huxman T E, Loik M E, et al. Effects extreme high temperature, drought and elevated CO₂ on photosynthesis of the Mojave Desert evergreen shrub, *Larrea tridentata*. *Plant Ecology*, 2000, 148: 185~ 195
- 59 Huxman T E, Hamerlynck E P, Moore B D, et al. Photosynthetic down-regulation in *Larrea tridentata* exposed to elevated atmospheric CO₂: Interaction with drought under glasshouse and field (FACE) exposure. *Plant Cell Environ*. 1998, 21: 1153~ 1161
- 60 郭建平, 高素华, 刘玲. 气象条件对作物品质和产量影响的试验研究. *气候与环境研究*, 2001, 6(3): 361~ 367
- 61 廖建雄, 王根轩. CO₂ 和温度升高及干旱对小麦叶片化学成分的影响. *植物生态学报*, 2000, 24(6): 744~ 747
- 62 孙谷畴, 赵平, 曾小平. UV-B 辐射对香蕉光合作用和不同氮源利用的影响. *植物生态学报*, 2001, 25(3): 317~ 324
- 63 李韶山, 王艳. UV-B 对水稻幼苗膜脂过氧化作用的影响. *激光生物学报*, 2000, 9(1): 23~ 26
- 64 杨毓峰, 袁红旭. 紫外线 UV-B 辐照花生的生物效应. *西南农业大学学报*, 2001, 23(4): 356~ 359
- 65 陈建军, 祖艳群, 陈海燕等. 20 个小麦品种对 UV-B 辐射增强响应的形态学差异. *农村生态环境*, 2001, 17(2): 26~ 29
- 66 王传海, 何都良, 郑有飞等. 群体条件下 UV-B 增加对小麦衰老及灌浆的影响. *农业环境科学学报*. 2003, 22(4): 391~ 393
- 67 王传海, 郑有飞, 万长建等. 紫外线 UV-B 增加对小麦开花及结实率的影响. *农业环境保护*, 2000, 19(4): 221~ 223
- 68 张荣刚, 何雨红, 郑有飞. UV-B 增加对玉米生长发育和产量的影响. *中国农业气象*, 2003, 24(2): 24~ 27
- 69 王传海, 郑有飞, 万长建等. 紫外辐射增加对作物种子发芽及幼苗生长的影响. *中国农业气象*, 2000, 21(3): 33~ 35
- 70 聂磊, 刘鸿先, 彭少麟. 水分胁迫对长期 UV-B 辐射下桉树苗生理特性的影响. *植物资源与环境学报*, 2001, 10(3): 19~ 24
- 71 蒋高明. 当前植物生理生态研究的几个热点问题. *植物生态学报*, 2001b, 25(5): 514~ 519
- 72 师生波, 贵桂英, 赵新全. 增强 UV-B 辐射对高山植物麻花苣净光合速率的影响. *植物生态学报*, 2001, 25(5): 520~ 525
- 73 Rousseaux M C, Scopel A, Searles P S, et al. Responses to solar ultraviolet-B in a shrub-dominated natural ecosystem of Tierra del Fuego (southern Argentina). *Global Change Biology*, 2001, 7: 476~ 478
- 74 Newsham K K, Greenslade P D, Kennedy V H, et al. Elevated UV-B radiation incident on *Quercus robur* leaf canopies enhances the decomposition of resulting leaf litter in soil. *Global Change Biology*, 1999, 5: 403~ 409
- 75 Newsham K K, Anderson J M, Sparks T H, et al. UV-B effect on *Quercus robur* leaf litter decomposition persists over four years. *Global Change Biology*, 2001, 7: 479~ 483
- 76 Cybulski W J, Peterjohn W T, Sullivan J H. The influence of elevated ultraviolet-B radiation (UV-B) on tissue quality and decomposition of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) needles. *Environmental and Experimental Botany*, 2000, 44: 231~ 241
- 77 Yue M, Li Y, Wang X. Effects of enhanced ultraviolet-B radiation on plant nutrients and decomposition of spring wheat under field conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 1998, 40: 187~ 196
- 78 白月明, 霍治国, 王春乙等. 臭氧浓度增加对冬小麦叶片影响的试验研究. *中国农业气象*, 2001, 22(4): 22~ 27
- 79 安黎哲, 王勋陵. 臭氧熏气下春小麦叶片脂质过氧化作用的研究. *植物生态学报*, 1994, 18(2): 171~ 176
- 80 王勋陵, 黄 珠. 臭氧对辣椒不同发育时期光合作用的影响. *西北植物学报*, 1990, 10(3): 190~ 196
- 81 王春乙. 臭氧对农作物的影响研究. *应用气象学报*, 1995, 6(3): 343~ 349
- 82 王勋陵, 门晓棠. 臭氧对几种园艺植物花粉萌发和花粉管生长的影响. *西北植物学报*, 1991, 11(1): 50~ 57
- 83 白月明, 郭建平, 王春乙等. 水稻与冬小麦对臭氧的反应及其敏感性试验研究. *中国生态农业学报*, 2002, 10(1): 13~ 16
- 84 白月明, 郭建平, 刘玲等. 臭氧对水稻叶片伤害、光合作用及产量的影响. *气象*, 2001, 27(6): 17~ 22
- 85 郭建平, 王春乙, 温民等. 大气中 O₃ 浓度变化对水稻影响的试验研究. *作物学报*, 2001, 27(6): 822~ 826
- 86 白月明, 王春乙, 刘玲等. O₃ 浓度增加对油菜影响的诊断试验研究. *应用气象学报*, 2002, 13(3): 364~ 370
- 87 白月明, 王春乙, 温民等. CO₂ 与 O₃ 浓度倍增及其交互作用对大豆影响的试验研究. *应用气象学报*, 2003, 14(2): 245~ 251
- 88 周广胜, 王玉辉, 蒋延玲等. 陆地生态系统类型转变与碳循环. *植物生态学报*, 2002, 26(2): 250~ 254
- 89 彭长连, 林植芳. 人为干扰对亚热带森林木本植物叶片抗氧化能力的影响. *生态学报*, 1998, 18(1): 101~ 106
- 90 孔国辉, 莫江明. 人为干扰对鼎湖山马尾松林种群动态的影响. *热带亚热带植物学报*, 2002, 10(3): 193~ 200

- 91 蒋延玲, 周广胜. 兴安落叶松林碳平衡及管理活动影响研究. 植物生态学报, 2002, 26(3): 317~ 322
- 92 包维楷, 吴宁. 滇西北德钦县高山、亚高山草甸的人为干扰状况及其后果. 中国草地, 2003, 25(2): 1~ 8
- 93 徐斌, 根本正之. 不同放牧强度下天然沙质草场植物群落分异特征及沙漠化. 兰州大学学报自科版, 1994, 30(4): 137~ 142
- 94 朱桂林, 卫智军, 杨静等. 放牧制度对短花针茅群落植物种群地上生物量的影响. 中国草地, 2002, 24(3): 15~ 19
- 95 李希来, 朱志红, 杨元武等. 矮蒿草无性系对不同放牧强度的生长反应. 青海大学学报自然科学版, 2002, 20(4): 4~ 6
- 96 杨利民, 王仁忠. 松嫩平原主要草原群落放牧干扰梯度对植物多样性的影响. 草地学报, 1999, 7(1): 8~ 16
- 97 王玉辉, 何兴元, 周广胜. 放牧强度对羊草草原的影响. 草地学报, 2002, 10(1): 45~ 49
- 98 刘颖, 王德利, 王旭等. 放牧强度对羊草草地植被特征的影响. 草业学报, 2002, 11(2): 22~ 28
- 99 苏永中, 赵哈林, 张铜会等. 不同强度放牧后自然恢复的沙质草地土壤性状特征. 中国沙漠, 2002, 22(4): 333~ 338
- 100 李政海, 鲍雅静. 不同人为干扰对草原植物与群落净初级生产力的影响. 内蒙古大学学报(自然科学版), 1999, 30(6): 745~ 750
- 101 周广胜, 张新时. 全球变化的中国气候- 植被分类研究. 植物学报, 1996, 38(1): 1~ 8
- 102 李霞, 张新时, 杨奠安. 应用 Holdridge 植被- 气候分类系统进行中国植被对全球变化响应的研究. 见: 中国国家自然科学基金委员会生 命科学部、中国科学院上海文献情报中心编. 全球变化与生态系统. 上海: 上海科学技术出版社, 1994. 1~ 16
- 103 张新时, 刘春迎. 全球变化条件下的青藏高原植被变化图景预测. 见: 中国国家自然科学基金委员会生命科学部、中国科学院上海文献情报中心编. 全球变化与生态系统. 上海: 上海科学技术出版社, 1994. 17~ 26
- 104 周广胜, 张新时. 全球变化的中国自然植被的净第一性生产力研究. 植物生态学报, 1995, 20(1): 9~ 17
- 105 徐德应, 郭泉水, 阎洪. 气候变化对中国森林影响研究. 北京: 中国科学技术出版社, 1997
- 106 方精云. 全球生态学: 气候变化与生态响应. 北京: 中国高等教育出版社, 2000. 319pp
- 107 李英年, 张景华. 祁连山区气候变化及其对高寒草甸植物生产力的影响. 中国农业气象, 1997, 18(2): 29~ 32
- 108 张国胜, 李林, 汪青春等. 青南高原气候变化及其对高寒草甸牧草生长影响的研究. 草业学报, 1999, 8(3): 1~ 10
- 109 牛建明, 吕桂芳. 内蒙古生命地带的划分及其对气候变化的响应. 内蒙古大学学报(自然科学版), 1999, 30(3): 360~ 366
- 110 肖向明, 王义凤等. 内蒙古锡林河流域典型草原初级生产力和土壤有机质的动态及其对气候变化的反应. 植物学报, 1996, 38(1): 45~ 52
- 111 王馥堂, 赵宗慈, 王石立等. 气候变化对农业生态的影响. 北京: 气象出版社, 2003. 131~ 134
- 112 张新时. 研究全球变化的植被- 气候分类系统. 第四纪研究, 1993, 13(2): 157~ 169
- 113 张厚. 中国种植制度对全球气候变化响应的有关问题 I: 气候变化对我国种植制度的影响. 中国农业气象, 2000, 21(1): 9~ 13
- 114 金之庆, 方娟, 葛道润等. 全球气候变化影响我国冬小麦生产之前瞻. 作物学报, 1994, 20(2): 186~ 197
- 115 陶战, 蔡罗保, 杨书润. 气候变化对我国农业的可能影响及对策. 农业环境与发展, 1994, 11(3): 1~ 7
- 116 张宇. 水热变化对冬小麦生长发育的模拟试验. 气象, 1993, (7): 19~ 32
- 117 Parry M L, Swaminathan M S. Effects of climate change on food production. Cambridge: Cambridge University Press, 1992
- 118 Terjung W H, Ji H Y, Hayes J T, et al. Actual and potential yield for rainfed and irrigated maize in China. International Journal of Biometeorology, 1989, 28: 115~ 135
- 119 王绍武. 温室气体增长对气候和社会的影响. 气象科技, 1989, (1): 1~ 6
- 120 张爱民, 王效瑞, 马晓群. 淮河流域气候变化及其对农业的影响. 安徽农业科学, 2002, 30(6): 843~ 846
- 121 王春乙, 郭建平, 崔读昌等. CO₂ 浓度增加对小麦和玉米品质影响的实验研究. 作物学报, 2000, 26(6): 931~ 936
- 122 陆雅海, 朱华潭. 全球气候变化对我国农业的影响与对策. 世界农业, 1996, 8: 41~ 43
- 123 郑有飞, 万长建, 徐维新. 未来气候变化时南京地区冬小麦气候生产潜力的估算. 中国农业气象, 1997, 18(3): 14~ 18
- 124 蔡运龙, Barry Smith. 全球气候变化下中国农业脆弱性与适应对策. 地理学报, 1996, 51(3): 202~ 212
- 125 高素华, 潘亚茹. 温室效应对未来农业气候资源的影响问题. 中国农业气象, 1991, 12(4): 1~ 5
- 126 李淑华. 持续农业、气候变化与有害生物持续治理. 灾害学报, 1997, 12(2): 92~ 96
- 127 Richey J E, et al. Amazon river discharge and climate variability: 1903~ 1985. Science, 1989, 46: 101~ 103
- 128 Uhlir, et al. Deforestation, fire susceptibility and potential tree response to fire in the east Amazon. Ecology, 1990, 71: 437~ 449
- 129 Gornitz V. Climate consequences of anthropogenic vegetation changes from 1880~ 1980. In: Climate History, Periodicity, and Predictability. Van Nostrand, Reinhold, New York, 1987. 47~ 69
- 130 Henderson-Sellers A, Gornitz V. Possible climate impacts of land cover transformations, with particular emphasis on tropical deforestation. Climatic Change, 1984, 6: 231~ 258
- 131 Carlos A N, Sellers P J, Shukla J. Amazonian deforestation and regional climate change. J Climate, 1991, 4(10): 957~ 988
- 132 Xue Y K. The impact of desertification in the Mongolian and the Inner Mongolian Grassland on the regional climate. J Climate, 1996, 9: 2173~ 2189
- 133 范广州, 程国栋. 影响青藏高原植被生理过程与大气 CO₂ 浓度及气候变化的相互作用. 大气科学, 2002, 26(4): 509~ 518
- 134 Wei H L, Fu C B. Study of the sensitivity of a regional model in response to land cover change over northern China. Hydrological Processes, 1998, 12: 2249~ 2265

- 135 郑益群, 钱永甫, 苗曼倩等. 植被变化对中国区域气候的影响 I : 初步模拟结果. 气象学报, 2002, 60(1): 1~ 16
- 136 Lean J, Warrilow D A. Simulation of the regional climatic impact of Amazon deforestation. *Nature*, 1984, 342: 411~ 413
- 137 Nobre C A, Sellers P J, Shukla J. Amazonian deforestation and regional climate change. *J Climate*, 1991, 4: 957~ 988
- 138 Henderson-Sellers, Dickinson R E, Durbidge T B, et al. Tropical deforestation: Modeling local to regional scale climate change. *J Geophys Res*, 1993, 98: 7289~ 7315
- 139 Dickinson R E, Henderson-Sellers A. Modeling tropical deforestation: A study of GCM land-surface parameterization. *Quart J Roy Meteor Soc*, 1988, 114: 439~ 462
- 140 Lean J, Rowntree P R. A GCM simulation of the impact of Amazonian deforestation on climate using an improved canopy representation. *Quart J Roy Meteor Soc*, 1993, 119: 509~ 530
- 141 Dimmeyer P A, Shukla J. Albedo as a modulator of climate response to tropical deforestation. *J Geophys Res*, 1994, 99: 20863~ 20877
- 142 周广胜, 王玉辉. 土地利用/覆盖变化对气候的反馈作用. 自然资源学报, 1999, 14(4): 318~ 322
- 143 WBGU Special Report. The Accounting of Biological Sinks and Sources Under the Kyoto Protocol. 1998
- 144 Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Tropical Forest Assessment Project: Forest Resources of Tropical Asia. Rome. 1981
- 145 Cohen W B, Hamon M E, Wallin D O. Two decades of carbon flux from forests of the Pacific Northwest. *Bioscience*, 1996, 46(11): 836~ 844
- 146 Black T A, Harden J W. Effect of timber harvest on soil carbon storage at blodgett experimental forest, California. *Canadian Journal of Forest Research*, 1995, 25: 1385~ 1396
- 147 Houghton R A, Hackler J L. Continental Scale Estimates of the Biotic Carbon Flux from Land Cover Change: 1850~ 1980. ORNL/CDIAC-79, NDP-050, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA, 1995, 144
- 148 Davidson E A, Ackermann I L. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 1993, 20: 161~ 193
- 149 Arrouys D, Mariotti J, Girardin C. Modelling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping by using ¹³C natural abundance measurements. *Plant and Soil*, 1995, 173: 191~ 196
- 150 Lal R, Kimble J, Follett R. Land use and soil C pool in terrestrial ecosystems. In: Lal R, Kimble J, Follett R, Stewart B A eds. *Management of Carbon Sequestration in Soil*. Boca Raton: CRC Press, 1998. 1~ 10
- 151 Eswaran H, Van den Berg E, Reich P. Organic C in soils of the world. *Soil Sci Soc Am J*, 1993, 57: 192~ 194

STUDY ON THE INTERACTION BETWEEN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS AND GLOBAL CHANGE

Zhou Guangsheng

*(Institute of Atmospheric Environment, China Meteorological Administration, Shenyang 110016;
Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)*

Wang Yuhui Bai Liping Xu Zhenzhu

(Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Shi Ruixiang

(Institute of Agricultural Regionalization, the Chinese Academy of Agricultural Science, Beijing 100081)

Zhou Li Yuan Wenping

(Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Abstract

Global change and its possible impacts on ecosystems, especially terrestrial ecosystems, have seriously affected the human life-supporting environment and the sustainable development of social economics. It has drawn more and more attention from the governments, scientists and the public. The advance in the study on terrestrial ecosystems and global change (climate change, atmospheric composition change and land use change) has been reviewed in this paper from three aspects: the processes and mechanisms of the interaction between terrestrial ecosystems and global change, possible effects of global change on Chinese terrestrial ecosystems and the feedback of changing terrestrial ecosystems on global change including terrestrial carbon cycling.

The processes and mechanisms of the impacts of global change on terrestrial ecosystems would be given from plant ecophysiology, growth and development, allocation, water use efficiency and the metabolisms of carbon and nitrogen by doubled CO₂, raising temperature, water change, UV-B radiation and O₃ changes as well as human interference (land use change). The results indicated that the effects of global change on different plant species are different, and the adaptation strategies of different plant species should also be different.

The responses of vegetation, forest ecosystems, grassland ecosystems and agricultural ecosystems to global change were described by their geographical distributions, phenology, structure and function as well as their ecosystem stability. The results suggested that different vegetation types/terrestrial ecosystems have different responses to global climate change, however there is a large uncertainties for their responses.

Moreover, the feedback of vegetation on climate change has been discussed from the changes of dynamic and thermal parameters induced by vegetation change and potential carbon storage. The research results indicated that the evaluations on the feedbacks of vegetation/terrestrial ecosystems on climate are different from different researchers, and the feedbacks depend on vegetation types and land use change. Thus, the countermeasures related to negative effects of global change should be determined by different regions and different problems.

Based on the hot issues of global change study at present, some important tasks related to the study on the interaction between terrestrial ecosystems and global change are also suggested. Among them, the quantitative assessment of adaptation practices should draw more and more attention in the future.

Key words: Global change, Terrestrial ecosystems, Feedback, Doubled CO₂, Temperature, Water.

周广胜等：陆地生态系统与全球变化相互作用的研究进展

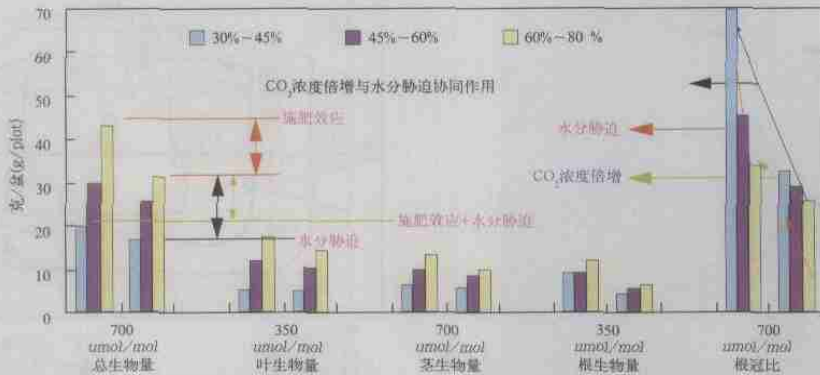


图1 羊草对CO₂浓度倍增、水份胁迫以及CO₂浓度倍增与水份胁迫协同作用的响应
 Fig.1 Responses of *Leymus chinensis* to doubled CO₂, water stress and their interactions

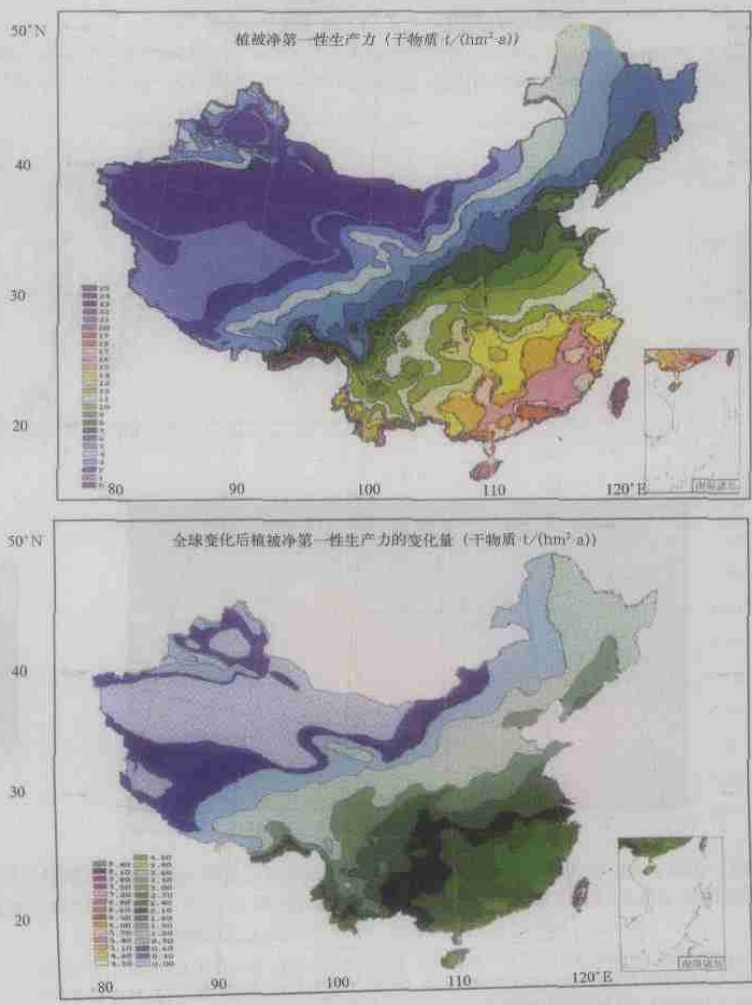


图2 中国主要植被类型生产力及其变化预测
 Fig.2 Net primary productivity of main vegetation types in China and its projection under global change