

DOI: 10.5846/stxb201312112932

马晓哲, 王铮. 土地利用变化对区域碳源汇影响研究进展. 生态学报, 2015, 35(17): - .

Ma X Z, Wang Z. Progress in the study on the impact of land-use change on regional carbon sources and sinks. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(17): - .

土地利用变化对区域碳源汇影响研究进展

马晓哲¹, 王铮^{1,2,*}

1 中国科学院科技政策与管理科学研究所, 北京 100090

2 华东师范大学地理信息科学教育部重点实验室, 上海 200241

摘要:土地利用变化对陆地生态系统碳循环有着重要的影响,既可能成为碳源,也可能是碳汇。本文在国内外相关研究的基础上,综述了土地利用变化对森林、草地和农业生态系统碳循环的影响。全球范围内,森林砍伐后向草地和农田的转化发挥碳源的作用,在毁林碳排放中占主导地位。热带地区森林转变为农田和草场的碳排放均高于温带和北方森林。另一方面,土地利用变化可促进森林的碳贮存,如退耕还林、改善森林管理等。各区域森林生态系统,通过土地利用变化碳汇的潜力存在显著差别,热带湿润和半湿润地区具有较大的碳汇潜力,而干旱地区减少碳排放的空间相对较少。开垦活动是影响草地生态系统碳储存最主要的人类活动之一,草地转变为农田伴随着土壤碳的流失。森林或草场转变为农田的过程伴随着植被和土壤碳储量的减少,降低了生态系统碳储量,是一个碳排放的过程。伴随着城市的扩张,农田向建设用地的转化也是一个碳排放的过程。当前评估土地利用变化影响的研究方法主要有遥感观测和遥感模型、统计估算、生态系统模型以及土地利用与生态系统模型的耦合。研究方法得到不断地完善和改进的同时,还存在着一些不确定性,因此需要建立统一的观测统计方法,降低数据中的不确定性;完善土地利用与生态系统模型的耦合研究;建立多尺度土地利用变化及生态系统综合技术方法体系;开展碳减排目标下土地利用最优化布局研究。

关键词:土地利用变化; 生态系统; 碳源; 碳汇; 模型

Progress in the study on the impact of land-use change on regional carbon sources and sinks

MA Xiaozhe¹, WANG Zheng^{1,2,*}

1 Institute of Policy and Management Science of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100090, China

2 Key Laboratory of Geographical Information Science, Ministry of State Education of China, East China Normal University, Shanghai 200241, China

Abstract: Land-use change may be carbon sources or sinks that play vital roles in the terrestrial carbon cycle. This paper reviewed the effects of land-use change on the carbon cycle of forests, grasslands, and agricultural ecosystems based on researches carried out in China and worldwide. Globally, the effects of the conversion of forest to cropland and grassland on the global carbon cycle dominate the carbon emissions from deforestation. Regional differences in carbon emissions due to transformation of forests into croplands and grasslands reflect on the regional climate. The carbon emissions per/hm² from tropical forest converted into cropland and grassland were 151 and 120 tC/hm² higher than the emissions from temperate or boreal forests, respectively. Furthermore, land-use change could promote forest carbon storage through reforestation and improved forest management. Significant differences exist in the potential carbon sinks created through change in land use. Tropical humid and semi-humid regions have greater potential for carbon sequestration than temperate regions, while the potential for carbon sequestration in arid regions is relatively small. Reclamation of grassland to cropland is one of the main human activities that affects the carbon stock of grassland ecosystems, causing the soil carbon stock to fall by 59%. When a

基金项目:国家重大研究计划(973)项目(2012CB955800)

收稿日期:2013-12-11; 网络出版日期:2014-11-03

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangzheng@casipm.ac.cn

forest or grassland is converted to cropland, carbon stocks in both vegetation and soil are reduced as well as the ecosystem's carbon storage capacity. With the expansion of cities, the conversion of cropland to land for construction further increases carbon emissions. Currently, researchers employ several methods when analyzing the effects of land-use change including remote sensing and models based on remote sensing, statistical estimation, ecosystem models, and the coupling models of land-use change and ecosystem. Temporal land-use change data can be obtained from remote sensing data, as well as the data related to temperature, soil moisture, and vegetation structure parameters. These data can be used to drive remote sensing models such as the Carnegie-Ames-Stanford Approach (CASA) and Global Production Efficiency Modeling (GLOPEM). The bookkeeping model is a typical statistical model and is easy to use, while the simulation results cannot provide sufficient accuracy. Ecosystem models include models of static and dynamic types. CENTURY, CASA, and BIOME are believed to be the most widely used static models, while currently the Lund-Potsdam-Jena Dynamic Global Vegetation Model (LPJ-DGVM) and Terrestrial Ecosystem Model (TEM) are the most widely used dynamic models. Although ecosystem models can simulate the carbon balance of an ecosystem quite well, the current models do not consider the impact of land-use change on the carbon cycle and could be applied only at certain geographical scales. Therefore, a land-use model should be coupled with ecosystem models, such as the Integrated Model to Assess the Global Environment (IMAGE) and the Lund-Potsdam-Jena managed Land Dynamic Global Vegetation, Agriculture, and Water Balance Model (LPJmL). Although the research methods have been continually refined and improved, uncertainties remain in both the data and the models. Therefore, unified statistical observation methods should be established to reduce the uncertainties within various datasets, which will improve the accuracy of simulation results. Additionally, we need to improve the use of land-use models coupled with ecosystem models, which is expected to be the main research direction of this field. Integrated technology systems using multi-scale land-use change and ecosystem data should be established while considering social, economic, and environmental factors that drive carbon storage and emission. Furthermore, we need to carry out research designed to aid in the optimization of land-use layout with the target of reducing carbon emissions to provide more valuable information and sound policy recommendations.

Key Words:

土地利用变化改变了地球原有的土地覆被格局,影响范围广、强度大,是陆地生态系统碳循环最直接的人为驱动因素之一^[1]。土地覆盖类型的变化往往伴随着大量的碳交换,多数的土地利用变化增加了大气中的碳含量,是一个碳排放的过程,其对大气 CO₂ 浓度急剧增加的影响仅次于人类燃烧化石燃料^[2],1850—2000 年土地利用变化累积碳排放 156 GtC,约占人为碳排放的 33%^[3],2000—2009 年土地利用变化年排放 (1.1±0.7) GtC,占人为碳排放的 12.5%。近年来土地利用变化碳排放占人为碳排放的比重有所下降,主要是化石燃料碳排放量上升的结果^[4]。另一方面,通过退耕还林还草、合理采伐和耕作、完善管理等保护性措施,可以减少陆地生态系统的碳排放,此时土地利用变化发挥碳汇的作用。

土地利用变化对陆地生态系统碳循环的影响已引起政府和研究机构的广泛关注。国际地圈生物圈研究计划与全球环境变化的人文因素研究计划联合提出了“土地利用/土地覆盖”研究计划,作为八个核心研究计划之一。目前关于土地利用变化碳效应的研究已从多个层面展开,多位学者研究了全球历史时期土地利用变化对陆地生态系统碳循环的影响^[5-8]。另有学者从区域和国家的层面展开研究,涉及到亚马逊地区、喜马拉雅地区和巴西、英国、印度、奥地利、尼泊尔、中国等国家^[9-17]。受土地利用变化影响的生态系统主要包括森林、草地、农业等,影响主要体现在生态系统碳储量的变化上,因此多位学者分别针对森林、草地、农业或者特定的生态系统展开了相关研究。Lal 指出自然生态系统转换到农业生态系统会使土壤有机碳含量在温带地区降低 60%、热带地区降低 75% 以上^[18]。Müller-Wenk 和 Brandão 研究了不同气候带森林转变为草场和农田的碳排放,并对不同土地利用方式造成植被和土壤的碳排放及在大气中停留时间做了说明^[19]。Tao 等指出

1901—2005 年亚洲热带地区土地利用变化累计碳排放 (19.12 ± 3.06) PgC, 主要来自东南亚地区^[20]。另外一些学者^{[21][22]}则从政策及经济的角度探讨土地利用变化对生态系统碳循环所带来的影响。

随着研究的不断深入,模型法成为土地利用变化碳效应研究的主要方法,主流模型有 CASA (Carnegie-Ames-Stanford Approach Model)、TEM (Terrestrial Ecosystem Model)、IMAGE (Integrated Model to Assess the Global Environment)、LPJmL (Lund-Potsdam-Jena managed Land Dynamic Global Vegetation, Agriculture and Water Balance Model) 等^[20,23-25]。遥感数据和技术在陆地生态碳循环方面也取得较大的进展,并被引用到土地利用变化对碳排放影响的研究中^{[15][26-30]}。虽然土地利用变化碳排放的研究不断深入,研究方法和模型得到不断地改进和完善,但土地利用变化对生态系统碳循环的影响是一个复杂的过程,当前的研究中仍然存在着很大的不确定性。因此,本文在已有研究的基础上,综述土地利用变化对森林、草地和农业生态系统碳循环的影响,概括模拟过程中所涉及的模型和方法,并对未来的研究方向提出展望。

1 土地利用变化对碳源汇的影响

土地利用变化对生态系统的物质循环与能量流动产生较大的影响,改变了生态系统的结构、过程和功能,进而显著影响生态系统各部分的碳分配^{[31][32]}。土地利用变化对陆地生态系统碳循环的影响取决于生态系统的类型和土地利用变化的方式^[33],既可能成为碳源,也可能成为碳汇。森林、草地和农业生态系统的碳循环易受土地利用变化的直接影响,因此本文从这几个方面进行总结。

1.1 森林生态系统

森林生态系统包含了生物圈中大部分的碳,陆地植被与大气之间碳交换的 90% 以上是由森林植被来完成的,森林面积及覆盖类型的变化将会引起全球碳循环的变动^[34]。整个陆地由于森林生态系统的变化每年向大气中释放碳 (0.9 ± 0.4) PgC^[33]。土地利用变化对森林生态系统的影响主要表现在毁林,即森林向农田或者草地的转变、工业用材和薪柴的收获与加工、不适当的管理等。这些活动,尤其是向农田或草地的转变,会导致森林地上生物量的减少,也会降低土壤有机碳含量。这是因为地表植被生物量的降低进一步减少了土壤碳的输入,其次覆被类型的改变造成土壤温度升高,加速有机碳的分解并释放到大气中^[35]。而森林变为农田和草场后的土地利用,如农田的耕种,会进一步引起土壤有机碳的降低^[36],因此土地利用变化中的毁林是一个碳排放的过程。

毁林的动因主要包括增加耕地和草场面积、用于薪柴和烧炭、不适当的森林管理、城市化的发展等。据统计发展中国家中,有 61 个国家通过毁林实现农田和草场面积的增加,44 个国家采伐森林主要用作薪材和烧炭,34 个国家由于不适当的管理导致森林退化^[37]。全球范围内扩张农田和草场面积成为毁林的主要动因,其造成的碳排放毁林碳排放中占据主导地位。这主要是因为,伴随着经济的发展和人口的增长,粮食需求剧增,进一步促进农田和草场面积的扩张。Olofsson 和 Hickler 研究表明^[6],4000 B.C —1990 年全球永久性耕地造成的碳排放为 194 GtC,74% 的碳排放源自森林向永久性耕地的转变。Van Minnen 等指出^[7],不考虑森林向农田和草场的转变,木材收获和加工在 1700—2000 年间产生 44 PgC 的碳通量,而这一部分碳与重新造林产生的碳汇相当,对大气 CO₂ 浓度影响较小,这进一步说明了森林向农田或草地的转变是主要的碳源。

区域层面上,毁林的主要动因不尽一致,进而毁林碳排放的主要方式呈现区域性差异。热带地区的森林砍伐主要是为了农田和草场的扩张,因此森林向农田和草地转换的碳排放占主导地位,约为毁林碳排放的 85%,而收获木材及木材加工品释放的碳约占 15%,碳排放相对较小^[3]。这种现象在巴西境内尤为显著,砍伐后的土地 6% 作为耕地,62% 为畜牧场,32% 为次生林。热带森林转变为农田后,碳储量将损失 40%,转变为牧场将减少 20%^[38]。另有研究表明,1990—2009 年拉丁美洲和非洲热带森林转变为农田或草场的年均碳排放分别为 260 和 209 TgC,分别占这些地区森林年排放量的 50% 和 65%,这与森林的大量砍伐直接相关^[36]。与热带地区不同,在北美洲、欧洲和俄罗斯的温带地区,木材的收获及加工所导致的碳排放成为主要部分^[7]。

受气候带的影响,森林向农田和草场转变导致的碳排放存在区域差异,如表 1 所示,热带地区每公顷森林

转变为农田和草场的碳排放分别为 151 和 120 tC/hm²,均高于温带和北方森林的排放量,这主要是因为热带森林的单位面积生物量和碳密度往往要高于温带和北方森林^[19]。表 1 还说明了,森林转变为农田造成的碳排放要高于向草场转变造成的排放,这主要是因为森林用作农田后,地上生物量几乎完全被清除,土壤碳含量也处于下降状态,1 m 深度土层内的土壤碳损失达到 25%—30%^[39],而森林转化为草地后,土壤碳的一部分被保留下来,草地土壤有机碳含量高于农田^[40],因此森林转变为草场的碳排放相对较小。

土地利用变化一方面减少了森林生态系统的碳贮存,造成碳排放,另一方面却可以通过减少森林砍伐、退耕还林、完善管理等保护性措施,促进森林生态系统的恢复和再生长,达到增汇的目的。森林恢复过程中,植被可以吸收大气中的碳,而土壤的碳含量则受温度和湿度的影响,表现出一定的趋势,从温带向热带地区吸收速度加快。受气候带的影响,土地利用变化的减排潜力存在明显的区域差别,热带湿润和半湿润地区土地利用变化碳汇潜力最大,热带人工林和林地的恢复可带来较大的碳汇,而在半干旱地区,通过土地利用变化减少碳排放的空间相对较少^[41]。多位学者针对特定区域森林碳汇展开研究。Cantarello 等^[42]估算了英国西南部地区 2000—2020 年退耕还林和加强现有森林管理带来的碳汇,此种情境下年碳汇量相对较高,达到 3.63 MgC hm⁻²yr⁻¹。由于退耕还林等政策的实施,中国大量荒漠地、农田都转化为了草地或林地,六大造林工程使森林覆盖率不断增加^[33]。Fang 等指出 1981—2000 年间中国森林面积由 116.5 Mhm²增加到 142.8 Mhm²,森林总碳库由 4.3 PgC 增加到 5.9 PgC,年均碳汇 0.096—0.106 PgCyr⁻¹,相当于同期中国工业 CO₂排放量的 14.6%—16.1%^[43]。西南山区和东北林区是中国森林的主要碳库,碳储量具有较大幅度的增长,表明中国近几十年大规模植树造林的碳汇效果显著^[44]。

表 1 不同气候带森林转变为草场和农田转化的碳排放

Table 1 Carbon emission from forest conversion to cropland and pastureland

土地利用变化类型 Type of land-use change	每公顷碳排放/(tC/hm ²) Carbon emission per hectare
热带森林转变为农田 Tropical forest conversion to cropland	150.75
热带森林转变为草场 Tropical forest conversion to pastureland	120
温带森林转变为农田 Temperate forest conversion to cropland	135
温带森林转变为草场 Temperate forest conversion to pastureland	100
北方森林转变为农田 Boreal forest conversion to cropland	150
北方森林转变为草场 Boreal forest conversion to pastureland	64

数据来源[19]

1.2 草地生态系统

草地生态系统占陆地总面积的 25%,超过 3.0 Ghm²,是全球陆地生态系统的主要类型之一^[34]。全球草地生态系统中碳储量约为 266.3 PgC,约占陆地生态系统碳储量的 12.7%,其中草地土壤碳储量占世界土壤有机质碳储量的 15.5%,生物部分碳储量占世界的 6%^[45]。因为草地的碳储量绝大部分约 90%集中在土壤中,因此土地利用变化对草地碳循环的影响主要表现为对土壤碳贮量影响,它即可以通过影响净初级生产力直接影响土壤碳储量,也可以通过温度改变土壤呼吸间接影响土壤有机碳储量^[46]。开垦活动是影响草地碳储存最主要的人类活动。草地开垦为农田的烧荒使植被中的碳素全部释放到大气中,也使土壤有机质充分暴露在空气中,促进了土壤呼吸,加速了土壤有机质的分解,土壤碳随之释放。另外,开垦后农作物的收割进一步加剧了土壤碳的流失。总体上,草地的开垦会使土壤碳储量下降 59%^[47],1m 深度土层内的碳损失 20%—30%^[39]。

土地利用变化影响草地生态系统碳储存的研究,主要是针对特定的地区和生态群落进行。Paustian 等指出温带地区草地变为农田^[48],造成土壤有机碳释放到大气中,碳储量减少 18%—29%。近些年来中国粮食和土地需求增加,开垦草原的现象日益突出,严重退化草原近 1.8 × 10⁸ hm²,并以每年 2 × 10⁶ hm²的速度继续退化,草地碳汇总量减少,从 2000 年的 5.54 TgC 减少到 2008 年的 5.49 TgC,减少量虽然不大,但减少趋势明

显^[49]。另有学者指出,中国在 1990—2010 年草地生态系统碳储量没有显著的变化,处于中性碳汇状态,草地的碳吸纳强度为 $0.021\text{t}/\text{hm}^2$,同时放牧与围封等人类活动将对草地碳储量及其动态变化产生强烈影响^[50]。刘纪远和王绍强等研究表明,中国在 1990—2000 年草地土壤碳储量损失了 $42.5\text{—}112.8\text{ TgC}$,其中林地转变为草地后,中国西南地区土壤碳损失 2.04 TgC ,为中国六大地区之首;草地转变为耕地后,华北地区的土壤碳排放 30.53 TgC ^[51]。

对于草地生态系统,可以通过减少放牧和割草,对退化草地禁牧,合理灌溉施肥等管理措施,促进草地的自然演替,实现碳储量的增加。Schmitt 等研究了奥地利阿尔卑斯山土地利用变化对山地草原碳交换的影响。研究表明,收割和放牧之后草地从碳汇转变为碳源。采取管理措施的草地生物量和碳储量要高于没有管理措施的草地,减弱管理强度则可能导致草地碳储量的下降^[52]。由此可见,管理在草原碳平衡中发挥重要作用,完善管理将促进草地生态系统的碳吸收。

1.3 农业生态系统

森林或草场向农田转变大量减少植被碳储量的同时,也伴随着土壤碳储量的减少,尤其是森林向耕地的转变导致土壤有机碳含量下降 30%,土壤有机碳密度下降 22%^[53]。高强度的农业生产活动会增加土壤呼吸强度,土壤有机质加速分解并释放到大气中。传统的耕作方式也会降低碳素在土壤中的留存时间,减少向土壤归还的碳素,导致土壤碳每年流失大约 0.9 PgC 。Houghton 和 Goodale 研究表明当森林转变为永久性耕地的时候,表层土壤中 25%—30%的碳会释放到大气中^[54]。周涛和史培军等对中国土壤剖面样本展开研究,土地利用变化在总体上导致了耕地土壤碳的排放^[46],发挥碳源的作用。中国农地利用碳排放量从 1993 年的 4.3 Mt 上升到 2008 年的 7.8 Mt ,年平均增长率为 4.08%^[49]。中国农地的碳排放强度为 $0.37\text{ t hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$,低于国际平均水平,主要是因为施用有机肥和秸秆还田利于土壤有机碳的蓄积^[55]。

耕地向建设用地转化也是土地利用变化碳排放的一个主要过程,对植被和土壤碳库造成长期的影响。耕地转化为建设用地伴随着地表植被的清除,经过土地的翻动和回填后,以不透水地面和绿化用地代替原本的用地类型,这些覆被类型吸纳碳的能力减弱,将对土壤有机碳含量产生直接的影响^[56]。姜群鸥等对黄淮海平原耕地的转移展开研究,指出耕地与建设用地之间的转移是减少植被碳储量的主要原因^[57]。从土地利用结构变化与碳排放量的关系来看,建设用地面积增加将导致强烈的碳排放^[58]。随着城市化的发展,中国建设用地大规模扩张,农用地被建设用地占用所引发的碳排量,由 2001 年的 9.05 Mt 升至 2008 年的 10.57 Mt ,8 年时间增长了 16.73%,年增长率 2.23%^[56]。

与森林或草场转变为耕地造成碳排放不同,耕地恢复为草场或森林是一个碳贮存的过程,退耕还林还草使土壤碳储量分别增加 18% 和 19%,农田转变为次生林土壤碳储量增加最多,达到 53%^[13]。2001—2008 年中国因生态退耕产生碳汇 5.87 Mt ^[49],其中,退耕还林和退耕还草的碳汇潜力约为每亩 70.5 Kg 和 34 Kg ,由此可见在适宜条件下,退耕还林的碳汇潜力要高于退耕还草^[59]。另一方面,完善耕地管理,加强土地整治,采用保护性耕作措施也可缓解碳排放。美国是实施保护性耕作的国家,预计到 2020 年 57% 的耕地将采用保护性耕作措施,固碳能力将达到 $80\text{—}129\text{ Tg}$ ^[59]。Tao 等^[20]评估了农田管理对 1901—2005 年间热带亚洲陆地生态系统碳储量的影响,指出采取积极的土地管理政策可减少 10% 的碳排放,这表明完善土地管政策和措施是亚洲热带地区减少碳排放和适应气候变化的一个重要方向。

2 土地利用变化碳效应研究方法

土地利用变化对碳循环的影响研究中,模型法是不可缺少的手段^[59]。20 世纪 90 年代以后,随着地理信息系统和遥感技术的发展,研究偏向于遥感资料和技术以及复杂机理模型的应用,因此目前土地利用变化影响的研究方法主要有遥感观测和遥感模型、统计估算、生态系统模型以及土地利用预测与生态系统模型的耦合^[60]。

2.1 遥感观测和遥感模型

遥感数据在时空分辨率、空间格局与客观性方面优于传统统计数据,也避免了站点实测数据在空间上的

不连续、破坏性大、耗费大的缺点,因此采用遥感数据和模型测算土地利用变化对碳循环的影响成为土地利用变化研究的热点^[28,30]。遥感技术和数据在生态系统碳循环研究的应用主要体现在以下几个方面:

首先,通过遥感数据可以获得土地利用时空变化数据等。土地利用变化时空数据集的建立是利用遥感手段评估土地利用变化碳效应的一个关键环节。国际上已构建了全球尺度的 300 m、1 km 和 10 km 的土地利用变化数据集^[32]。两个代表性的全球数据集分别是美国威斯康星大学全球环境和可持续发展中心建立的“全球土地利用数据集”和荷兰环境评价局建立的“全球历史环境数据集”,它们作为定量评估土地利用环境效应的重要数据,已被广为采用,但这两个全球数据集在区域尺度上的数据精度和准确性有待于进一步的论证^[61]。美国、北美、欧盟和中国等区域自 20 世纪 90 年代开始,也相继建立了 30 m 或 1:10 万比例尺的土地覆盖数据库^[32]。这些时空遥感数据虽然对于辨识多尺度土地利用变化的驱动机制和环境效应有重要的意义,但也存在着数据缺失、不一致、多源信息融合等多方面的问题^[62]。

其次,通过遥感技术可以获取温度和土壤水分等地面信息以及植被结构参数,作为遥感模型的驱动数据,如 CASA 和 GLO-PEM (Global Primary Production Efficiency Model) 模型等,这些模型简单实用,大部分参数可以通过遥感方式获得,而且采用的遥感数据周期性强、观测面广,提高了时空分辨率,成为估算陆地生态系统碳储量的一个主要方向。CASA 模型是从植被机理出发而建立的遥感参数模型,模型需要的土地覆被、土壤水分和地表辐射温度等可以通过遥感数据计算得到。目前,CASA 模型已被广泛地应用于区域陆地净生产力、全球碳循环的评估中,但是利用 CASA 模型模拟土地利用变化对碳通量的影响,需要基于区域特征对模型中的参数做进一步的调整,改善模型的可行性^[63-65]。GLO-PEM 模型是以植物光合作用和自养呼吸等生态机理过程为基础,完全由遥感模型驱动的生产力效率模型。姜群鸥等应用 GLO-PEM 模型和 1988 年 NOAA 卫星遥感数据,估算了不同土地利用类型的植被碳密度,并估算了耕地转移对植被碳储量的影响^[57]。刘海桂等利用 GLO-PEM 模型的结果,分析了 1981—2000 年期间广东省净初级生产力的时空动态^[66]。陈卓奇等利用 MODIS 数据反演光合有效辐射,采用遥感土壤湿度数据和光合有效辐射吸收比率,驱动 GLO-PEM 模型估算了青藏高原净初级生产力^[67]。

2.2 统计估算

“簿记”模型是模拟生态系统碳循环统计模型的典型代表,得到普遍认可与应用,影响较大。该模型虽然是一个计数模型,将许多基础生态过程表达成各式干扰曲线,具有生态过程模型的许多特征。模型追踪活质生物体、枯枝落叶、木材产品和不同土地类型土壤碳的储量及其变化,因此可用于估算土地利用变化对生态系统碳密度造成的影响^[3]。但土地利用变化的碳效应过程复杂,“簿记”模型欠缺对林地恢复和再造林的考虑, Van Minnen 等在考虑造林的情景下,对土地利用碳排放的估算结果要比 Houghton 采用“簿记”模型的估算结果低^[68],这是因为 Houghton 过高的估计了历史森林砍伐,没有考虑森林的恢复和再造,森林砍伐率要比其他的研究项目高 30%—60%^[3]。Fearnside^[69]和 Ramankutty 等^[8]利用“簿记”模型估算历史土地利用碳排放,估算结果偏高,是因为该模型忽视了大气碳浓度、气候和生态系统碳循环相互作用带来的反馈作用。

除了“簿记”模型,还存在其他的统计模型用于估算生态系统净初级生产力和碳储量。生态系统的生物化学循环与环境因子具有较大的相关关系,因此将气候因子如温度、降水量等作为驱动数据来建立的统计回归模型^[70]。这种模型的优点在于参数较少并简单,适用于资料和数据欠缺的情况,但其缺乏对生理学机制的考虑,简化了生态系统碳循环的影响因素,将气候因子等运用到模型中进行的回归,影响了模型的估算精度。另外,模型得到的往往是生态系统的净初级生产力,要估算碳储量的变化还需要进一步的转化,常用的方法是采用平均的转换率,这进一步增加了模拟结果的不确定性。IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 温室气体清单方法、生物量法和生物量清单法也常被应用于生态系统碳净变化量的计算^[51,71],涉及到平均碳密度和土地利用变化的碳库影响因子,同一种土地利用类型往往采用相同的碳密度和影响因子。这些方法简单易用,但对影响过程过于简化,未涉及土地利用变化影响碳循环的机理,存在一定的局限性,模拟结果精确度不高。

2.3 生态系统模型

生态系统模型主要包含静态和动态两个方面,常被用于土地利用变化影响的研究中。静态模型假定植被类型在区域内均匀分布,模拟过程中土壤类型和植被类型不变,同时最大叶面积、光合作用等生理生态参数也保持不变。模型以天到月为时间分辨率,模拟净初级生产力、土壤呼吸等的变化,最终得到区域尺度碳储量的变化^[60]。这类模型包括 CENTURY、CASA、和 BIOME 模型等。CENTURY 模型包含了土壤有机质模型、水循环子模型、植被生产子模型,模拟了水、碳和氮的动态循环变化过程^[72]。CASA 模型将环境变量和遥感数据、植被生理参量联系起来,主要模拟全球或区域净初级生产力、地上地下生物量、叶面积指数和碳通量^[23]。BIOME 系列模型耦合了碳和水循环模型,用来模拟大尺度的气候变化对植被结构和功能类型的影响,模型主要涉及高程、土壤类型、月均温、降水和日照时长等数据。这类模型的优点是充分考虑了生态系统生长和发育的基本生理过程,通过对植物的光合作用、有机物分解及元素的循环等生理过程的模拟进行估算,模拟结果可靠性强^[73]。但模型涉及较多的机理过程,要求输入参数较多,模型的适用性受到限制。另外,模型并未考虑参数具有的地域差异性,只在一定范围内适用,而且这类模型局限于现实植被条件下碳收支的模拟,不能很好地预测未来的碳收支,模拟结果也不能反映出空间格局的异质性。

动态模型与静态模型的区别在于动态模型考虑了生态系统随气候和时间的变化,考虑了生态系统结构和组成的变化问题。这类模型的主要特征是植被类型可以随时间改变,并使反照率、地表粗糙度和光合作用速率等以年或天为时间分辨率发生变化,因此可以用来估算时间连续下生态系统碳收支的变化问题^[74]。这类模型包括全球植被动态模型(The Lund-Potsdam-Jena Dynamic Global Vegetation Model, LPJ-DGVM)、TEM 等。LPJ-DGVM 从 BIOME 系列模型发展而来,它以气候、土壤质地和大气二氧化碳浓度为输入变量,考虑死亡和自然干扰等因素的影响,模拟了生态系统各元素的循环。模型通过植被对环境的适应性和资源竞争力,模拟植被的分布与组成,将植被分为 10 种功能类型^[75]。Olofsson 和 Hickler 使用 LPJ-DGVM 模型,首次尝试估算人类过去六千年中土地利用对全球碳循环的影响,分情景模拟了土地利用的碳排放量^[6]。TEM 模型是基于生态系统过程的动态仿真模型,该模型和气候模型的耦合,利用不同区域空间分布的系列参数如气候、植被、水容量、土壤属性、海拔高度等,模拟生态系统中碳氮通量和规模。现已发展出多个版本,如 TEM-Hydro 能够动态模拟水、碳、氮的通量变化^[76-77]。这类模型的优点是考虑了植被形成的气候因素和物候学因素的影响,并加入了植被竞争和替代的生长机制,可以模拟从景观到全球尺度的碳收支动态,但在土地利用变化对生态系统碳循环的研究中,未能将土地利用变化整合到模型中,进而不能模拟土地利用变化的时空格局对生态系统碳循环的影响,限制了模型的预测能力。

2.4 土地利用预测和生态系统模型耦合

以上的方法模型能较好地模拟生态系统的碳收支,但模型并没有充分考虑到土地利用变化对生态系统的影响机制,因此建立土地利用变化与生态系统的耦合模型成为未来的一个发展方向,目前该类模型较少^[25],有代表性的是 IMAGE 模型和 LPJmL 模型。

IMAGE 模型是全球环境综合评估模型,主要用于温室气体排放情景和减排政策的评估。模型主要包括三个模块,其中第一个模块用来计算温室气体的排放量,考虑了土地利用对温室气体排放的影响。土地利用模块考虑了 8 种土地利用类型,可以估算土地利用变化及生态系统带来的温室气体排放总量^[77]。IMAGE 模型将生态模型、土地利用与社会经济模型耦合,并以社会经济系统为驱动,如人口增长,经济,能源供应和需求等,对土地利用空间格局进行预测,精确地反映土地利用变化及其造成的碳排放^[24]。Meijl 等通过全球经济模型 GTAP(Global Trade Analysis Project)和综合评估模型 IMAGE,预测了欧洲 2001—2030 年的农业土地需求,模拟了四种情景下的土地利用变化情况^[78]。Leemans 等运用 IMAGE 模型研究了城市化导致的土地利用变化对碳循环的影响^[24]。LPJmL 模型是全球植被动态模型之一,模型能够模拟自然生态系统和农业生态系统的植被组成和碳水循环,考虑了光合作用、植被生长、火灾干扰和灌溉等过程对生态系统碳贮存的影响。LPJmL 模型考虑了全球范围内土地利用动态变化,采用 0.5 度格网的时序数据,是以生物地球化学过程为导

向的全球土地利用模型。基于减少碳排放的目标, Lapola 等利用 LPJmL 模型研究了巴西和印度生物质能源的生产潜力和土地需求, 比较了政策目标下的土地需求和土地利用格局的变化^[25]。该类模型不仅对陆地生态系统碳循环有很好的模拟, 并能充分考虑土地利用变化对生态系统的反馈作用, 提高了模拟结果的准确度。另外, 模型采用全球土地利用变化时空数据, 可以进行全球及区域尺度的模拟, 但是土地利用变化的驱动和影响因地域尺度不同存在差异, 因此还需要考虑研究尺度对模型参数和假设的影响。

3 总结与研究展望

土地利用变化是人类对陆地自然生态系统的最大影响因素之一, 是陆地生态系统碳循环最直接的影响因子, 其主要表现为森林、草场和农田的砍伐或退化, 以及向城市建设用地的转化, 这些过程均伴随着生态系统碳储量的变化。全球范围内, 森林向农田或草场转变导致的碳排放居于土地利用变化碳排放的主导地位。从研究方法上来看, 统计资料的完善、遥感技术的出现与遥感数据分析方法的改进以及系统模型的逐步完善等都促进了土地利用变化碳效应的研究, 但目前的研究结论尚存在很大的不确定性, 因此未来需要加强以下几方面的研究:

(1) 研究数据中存在的 uncertainty。基于历史的土地利用变化数据, 其精度很难验证, 遥感影像的解译、分类, 也容易受人为主观因素的干扰。另一方面, 土地利用变化对生态系统影响的驱动因素涉及社会、经济、自然生态多方面多分辨率的时域数据, 这对数据积累和多源数据耦合提出很高的要求。因此, 建立统一的观测统计和解译方法, 构建相对完善的土地利用分类体系, 并对多方数据进行验证, 这将减少不确定性, 提高模拟结果的精度。

(2) 开展土地利用与生态系统模型耦合是该领域发展方向之一, 但模型之间的耦合尚处于初级阶段。两类模型的耦合利于综合评估土地利用变化造成的影响, 但各模型均存在一些理想假设和参数设定, 因此耦合的过程需要准确把握各个模型的假设, 并对模型的参数进行重新拟合。另外, 耦合过程应注重模型适用的时空尺度, 并对模拟结果进行验证。

(3) 土地利用变化对生态系统的影响涉及到多个时空尺度, 影响结果存在尺度上的差异, 因此需要建立多尺度土地利用变化及生态系统综合技术方法体系和模拟平台, 定量研究土地利用不同时空尺度的变化趋势和对生态环境的影响。

(4) 当前的研究多是被动地评估土地利用政策对生态环境造成的影响, 并未提供最优的土地利用格局, 决策支持的力度有限。因此应加强碳减排目标下土地利用最优化布局的研究, 模拟结果将具有更多的现实意义和参考价值。

参考文献 (References):

- [1] Lambin E F, Turner B L, Geist H J, Agbola S B, Angelsen A, Bruce J W, Coomes O T, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George P S, Homewood K, Imbernon R, Li X B, Moran E F, Mortimore M, Ramakrishnan P S, Richards J F, Skånes H, Steffen W, Stone G D, Svedin U, Veldkamp T A, Vogel C, Xu J C. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 2001, 11(4): 261-269.
- [2] Bolin B, Sukumar R. Global perspective // Watson R T, Noble I R, Bolin B, Ravindranath N H, Dokken D J. *Land Use, Land Use Change, and Forestry*. Cambridge: Cambridge University Press, 2000: 23-51.
- [3] Houghton R A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850—2000. *Tellus B*, 2003, 55(2): 378-390.
- [4] Friedlingstein P, Houghton R A, Marland G, Hackler J, Boden T A, Conway T J, Canadell J G, Raupach M R, Ciais P, Le Quéré C. Update on CO₂ emissions. *Nature Geoscience*, 2010, 3(12): 811-812.
- [5] Houghton R A. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850—1990. *Tellus B*, 1999, 51(2): 298-313.
- [6] Olofsson J, Hickler T. Effects of human land-use on the global carbon cycle during the last 6, 000 years. *Vegetation History and Archaeobotany*, 2008, 17(5): 605-615.
- [7] Van Minnen J G, Goldewijk K K, Stehfest E, Eickhout B, van Drecht G, Leemans R. The importance of three centuries of land-use change for the

- global and regional terrestrial carbon cycle. *Climatic Change*, 2009, 97(1/2): 123-144.
- [8] Ramankutty N, Gibbs H K, Achard F, Defries R, Foley J A, Houghton R A. Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. *Global Change Biology*, 2007, 13(1): 51-66.
- [9] Werth D, Avissar R. The local and global effects of Amazon deforestation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984—2012), 2002, 107(D20): LBA 55-1-LBA 55-8.
- [10] Sharma P, Rai S C, Sharma R, Sharma E. Effects of land-use change on soil microbial C, N and P in a Himalayan watershed. *Pedobiologia*, 2004, 48(1): 83-92.
- [11] Schroeder P. A carbon budget for Brazil: influence of future land-use change. *Climatic Change*, 1996, 33(3): 369-383.
- [12] Batlle-Bayer L, Batjes N H, Bindraban P S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 137(1/2): 47-58.
- [13] Ostle N J, Levy P E, Evans C D, Smith P. UK land use and soil carbon sequestration. *Land Use Policy*, 2009, 26: S274-S283.
- [14] Ravindranath N H, Murthy I K, Chaturvedi R K, Andrasko K, Sathaye J A. Carbon forestry economic mitigation potential in India, by land classification. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2007, 12(6): 1027-1050.
- [15] Erb K H. Land use—related changes in aboveground carbon stocks of Austria's terrestrial ecosystems. *Ecosystems*, 2004, 7(5): 563-572.
- [16] Upadhyay T P, Solberg B, Sankhayan P L, Shahi C. Land-use changes, forest/soil conditions and carbon sequestration dynamics: a bio-economic model at watershed level in Nepal. *Journal of Bioeconomics*, 2011, 15(2): 135-170.
- [17] Huang L, Liu J Y, Shao Q Q, Xu X L. Carbon sequestration by forestation across China: past, present, and future. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2012, 16(2): 1291-1299.
- [18] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304(5677): 1623-1627.
- [19] Müller-Wenk R, Brandão M. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15(2): 172-182.
- [20] Tao B, Tian H Q, Chen G S, Ren W, Lu C Q, Alley K D, Xu X F, Liu M L, Pan S F, Virji H. Terrestrial carbon balance in tropical Asia: contribution from cropland expansion and land management. *Global and Planetary Change*, 2013, 100: 85-98.
- [21] Wong G Y, Alavalapati J R R. The land-use effects of a forest carbon policy in the US. *Forest Policy and Economics*, 2003, 5(3): 249-263.
- [22] Nijdam D, Rood T, Westhoek H. The price of protein; review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 2012, 37(6): 760-770.
- [23] Potter C S, Randerson J T, Field C B, Matson P A, Vitousek P M, Mooney H A, Klooster S A. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7(4): 811-841.
- [24] Leemans R, van Amstel A, Battjes C, Kreileman E, Toet S. The land cover and carbon cycle consequences of large-scale utilizations of biomass as an energy source. *Global Environmental Change*, 1996, 6(4): 335-357.
- [25] Lapola D M, Priess J A, Bondeau A. Modeling the land requirements and potential productivity of sugarcane and jatropha in Brazil and India using the LPJmL dynamic global vegetation model. *Biomass and Bioenergy*, 2009, 33(8): 1087-1095.
- [26] Bijalwan A, Swamy S L, Sharma C M, Sharma N K, Tiwari A K. Land-use, biomass and carbon estimation in dry tropical forest of Chhattisgarh region in India using satellite remote sensing and GIS. *Journal of Forestry Research*, 2010, 21(2): 161-170.
- [27] 史利江. 基于遥感和 GIS 的上海土地利用变化与土壤碳库研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2009: 3-10.
- [28] 赖力. 中国土地利用的碳排放效应研究 [D]. 南京: 南京大学, 2010: 15-25.
- [29] 揣小伟, 黄贤金, 赖力, 张梅. 基于 GIS 的土壤有机碳储量核算及其对土地利用变化的响应. *农业工程学报*, 2011, 27(9): 1-6.
- [30] 沈亚明. 基于 RS 与 GIS 的区域土地利用变化引起的生态环境效应研究-以广阳岛为例 [D]. 重庆: 重庆师范大学, 2012: 3-7.
- [31] 陈广生, 田汉勤. 土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳循环的影响. *植物生态学报*, 2007, 31(2): 189-204.
- [32] 刘纪远, 邵全琴, 延晓冬, 樊江文, 邓祥征, 战金艳, 高学杰, 黄麟, 徐新良, 胡云峰, 王军邦, 匡文慧. 土地利用变化对全球气候影响的研究进展与方法初探. *地球科学进展*, 2001, 26(10): 1015-1022.
- [33] 杨景成, 韩兴国, 黄建辉, 潘庆民. 土地利用变化对陆地生态系统碳贮量的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(8): 1385-1390.
- [34] 周广胜. 全球碳循环. 北京: 气象出版社, 2003: 28-67.
- [35] 陈朝, 吕昌河, 范兰, 武红. 土地利用变化对土壤有机碳的影响研究进展. *生态学报*, 2011, 31(18): 5358-5371.
- [36] Houghton R A. Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4(6): 597-603.
- [37] 林德荣, 李智勇. 减少毁林和森林退化引起的排放: 一个综述视角的分析. *世界林业研究*, 2010, 23(2): 1-4.
- [38] Detwiler R P, Hall C A S. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science*, 1988, 239(4835): 42-47.
- [39] 钟华平, 樊江文, 于贵瑞, 韩彬, 胡中民, 岳燕珍, 梁彪. 草地生态系统碳循环研究进展. *草地学报*, 2005(增刊): 67-73.
- [40] Cole C V, Flach K, Lee J, Sauerbeck D, Stewart B. Agricultural sources and sinks of carbon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1993, 70(1/4): 111-122.
- [41] Paustian K, Cole C V, Sauerbeck D, Sampson N. CO₂ mitigation by agriculture: an overview. *Climatic change*, 1998, 40(1): 135-162.

- [42] Cantarello E, Newton A C, Hill R A. Potential effects of future land-use change on regional carbon stocks in the UK. *Environmental Science & Policy*, 2011, 14(1): 40-52.
- [43] Fang J Y, Guo Z D, Piao S L, Chen A P. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981—2000. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2007, 50(9): 1341-1350.
- [44] 赵明伟, 岳天祥, 赵娜, 孙晓芳. 基于 HASM 的中国森林植被碳储量空间分布模拟. *地理学报*, 2013, 68(9): 1212-1224.
- [45] 赵有益, 龙瑞军, 林慧龙, 任继周. 草地生态系统安全及其评价研究. *草业学报*, 2008, 17(2): 143-150.
- [46] 周涛, 史培军, 王绍强. 气候变化及人类活动对中国土壤有机碳储量的影响. *地理学报*, 2003, 58(5): 727-734.
- [47] Guo L B, Gifford R M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 2002, 8(4): 345-360.
- [48] Paustian K, Killian K, Cipra J, Elloitt E T, Bluhm G, Smith J L. Modeling and regional assessment of soil carbon: a case study of the Conservation Reserve Program // Soil Special Science Society of American. *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Madison: Soil Special Science Society of American, 2001, 57: 207-226.
- [49] 李波. 我国农地资源利用的碳排放及减排政策研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2011.
- [50] 方精云, 杨元合, 马文红, 安尼瓦尔·买买提, 沈海花. 中国草地生态系统碳库及其变化. *中国科学: 生命科学*, 2010, 40(7): 566-576.
- [51] 刘纪远, 王绍强, 陈镜明, 刘明亮, 庄大方. 1990-2000 年中国土壤碳氮蓄积量与土地利用变化. *地理学报*, 2004, 59(4): 483-496.
- [52] Schmitt M, Bahn M, Wohlfahrt G, Tappeiner U, Cernusca A. Land use affects the net ecosystem CO₂ exchange and its components in mountain grasslands. *Biogeosciences*, 2010, 7(8): 2297-2309.
- [53] Murty D, Kirschbaum M U F, Memurtrie R E, Mcgilvray H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 2002, 8(2): 105-123.
- [54] Defries R S, Asner G P, Houghton R A. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. *Ecosystems and Land Use Change*, 2004: 85-98.
- [55] 低碳排放: 土地利用调控新课题 [2014-05-16]. http://www.mlr.gov.cn/xwdt/jrxw/200912/t20091225_130977.htm.
- [56] 罗上华, 毛齐正, 马克明, 鄢建国. 城市土壤碳循环与碳固持研究综述. *生态学报*, 2012, 32(22): 7177-7189.
- [57] 姜群鸥, 邓祥征, 战金艳, 刘兴权. 黄淮海平原耕地转移对植被碳储量的影响. *地理研究*, 2008, 27(4): 839-847.
- [58] 王克强. 土地利用变化的碳排放效应研究——兼沂水县实证分析 [D]. 雅安: 四川农业大学, 2012.
- [59] 侯宁, 何继新, 朱学群. 陆地生态系统碳循环研究述评. *生态经济*, 2009, (10): 140-143.
- [60] 毛留喜, 孙艳玲, 延晓冬. 陆地生态系统碳循环模型研究概述. *应用生态学报*, 2006, 17(11): 2189-2195.
- [61] 李蓓蓓, 方修琦, 叶瑜, 张学珍. 全球土地利用数据集精度的区域评估: 以中国东北地区为例. *中国科学: D 辑*, 2010, 40(8): 1048-1059.
- [62] 唐先明, 章晓一, 王文娟. 中科院资源环境数据交换与共享系统的建设. *地理信息世界*, 2005, 3(1): 7-10.
- [63] 冯险峰, 刘高焕, 陈述彭, 周文佐. 陆地生态系统净第一性生产力过程模型研究综述. *自然资源学报*, 2004, 19(3): 369-378.
- [64] 李世华, 牛铮, 李壁成. 植被净第一性生产力遥感过程模型研究. *水土保持研究*, 2005, 12(3): 126-128.
- [65] 朴世龙, 方精云, 郭庆华. 利用 CASA 模型估算我国植被净第一性生产力. *植物生态学报*, 2001, 25(5): 603-608.
- [66] 刘海桂, 唐旭利, 周国逸, 刘曙光. 1981-2000 年广东省净初级生产力的时空格局. *生态学报*, 2007, 27(10): 4065-4074.
- [67] 陈卓奇, 邵全琴, 刘纪远, 王军邦. 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(3): 402-410.
- [68] Van Minnen J G, Strengers B J, Eickhout B, Swart R J, Leemans R. Quantifying the effectiveness of climate change mitigation through forest plantations and carbon sequestration with an integrated land-use model. *Carbon Balance and Management*, 2008, 3(3): 1-20.
- [69] Fearnside P M. 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change*, 2000, 46(1/2): 115-158.
- [70] 邹德富. 基于 CASA 模型的青藏高原 NPP 时空分布动态研究 [D]. 兰州: 兰州大学, 2012.
- [71] 赵敏. 中国主要森林生态系统碳储量和碳收支评估 [D]. 北京: 中国科学院植物研究所, 2004.
- [72] Parton W J. The century model // Powlson D S, Smith P, Smith J U. *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets*. Berlin: Springer-Verlag, 1996.
- [73] Ni J. Biome models: main principles and applications. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(4): 481-488.
- [74] 陈四清. 基于遥感和 GIS 的内蒙古锡林河流域土地利用/土地覆盖变化和碳循环研究 [D]. 北京: 中国科学院遥感应用研究所, 2002.
- [75] 孙善磊. 杭州湾地区植被净初级生产力 (NPP) 对气候变化响应的模拟 [D]. 南京: 南京信息工程大学, 2008.
- [76] Felzer B S, Cronin T W, Melillo J M, Kicklighter D W, Schlosser C A. Importance of carbon-nitrogen interactions and ozone on ecosystem hydrology during the 21st century. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005—2012), 2009, 114(G1).
- [77] 曹铭昌, 乐志芳, 雷军成, 徐海根. 全球生物多样性评估方法及研究进展. *生态与农村环境学报*, 2013, 29(1): 8-16.
- [78] Van Meijl H, Van Rheenen T, Tabeau A, Eickhout B. The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 114(1): 21-38.