

土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳循环的影响

陈广生 田汉勤*

(美国奥本大学林业与野生生物学院, 生态系统与区域研究实验室, 奥本 AL36849, 美国)

摘要 土地利用/覆盖变化是学术界最为关注的环境变化问题之一,它能够影响陆地生态系统的生物多样性、水、碳和养分循环、能量平衡,引起温室气体释放增加等其它环境问题。不同类型的土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的作用不同,由高生物量的森林转化为低生物量的草地、农田或城市后,大量的 CO₂ 将释放到大气中。全球土地利用/覆盖变化具有很强的空间变异性,对生态系统碳循环的影响同样具有明显的空间差异。热带地区的土地利用/覆盖变化造成大量的碳释放,而中高纬度地区土地利用/覆盖变化则表现为碳汇。目前,土地利用/覆盖变化引起的生态系统碳循环变化主要是通过模型模拟来估算的。尽管土地利用/覆盖变化及其相关过程与生态系统碳循环的关系已经比较清楚,但是,由于土地利用/覆盖变化过程复杂且影响广泛,对于如何量化两者之间的关系还存在很多不确定性。目前的量化过程主要是利用经验数据来实现的,机理性不强,使得对土地利用/覆盖变化造成的陆地生态系统 CO₂ 释放量的估测差异很大。除了进一步加强长期定位研究以获得土地利用/覆盖变化与生态系统碳循环过程的定量关系外,土地利用/覆盖变化模型与植被动态模型、生态系统过程模型的耦合也是今后模型发展的主要方向之一。采用合理的管理措施能够大量增加土地利用/覆盖变化过程中的碳储存量,降低碳释放量,因此在模型中耦合管理措施来研究土地利用/覆盖变化过程对生态系统碳循环的影响是未来几年的工作重点。

关键词 土地利用/覆盖变化 陆地生态系统 模型 碳循环 碳源/汇

LAND USE/COVER CHANGE EFFECTS ON CARBON CYCLING IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS

CHEN Guang-Sheng and TIAN Han-Qin*

Ecosystem Science and Regional Analysis Laboratory, School of Forestry and Wildlife Sciences, Auburn University, Auburn, AL36849, USA

Abstract Land use/cover change (LUCC) is one of the most concerned environmental problems by scientists, land managers and policy makers. LUCC can affect energy flow, biogeochemical and hydrological cycling in terrestrial ecosystems through altering land surface and species composition. Ecosystem carbon cycling responds differently to various LUCC types, showing a pattern of CO₂ release into the atmosphere when LUCC from a high-biomass forest to low-biomass grassland, cropland or urban area. Previous reports indicated that global terrestrial ecosystem released 2.21 Pg C (1 Pg C = 10¹⁵ g C) per year induced by LUCC during the 1990s, which explains about 25% of the global C emission per year in the same period; and in the last two centuries, the released C from LUCC accounts for 50% of the C emission from fossil fuel combustion. The LUCC patterns are totally diversified for regions around the world, which cause obviously different C fluxes among them. The reports showed that LUCC in the tropics is a C source, while it is a C sink in the middle and high latitude regions in the northern hemisphere, which possibly explain a large part of the “missing carbon sink” in the terrestrial ecosystems. Currently, modeling is the most popular way to simulate LUCC-induced changes in ecosystem C cycling. The quantitative relationship between LUCC patterns and their related processes and ecosystem carbon cycling remains uncertain. This uncertainty causes great discrepancies in the estimation of terrestrial ecosystem CO₂ fluxes from land use/cover changes. In the near future, except for carrying on long-term experiments to determine these quantitative relationships, model development by integrating LUCC with vegetation dynamic model and ecosystem process model will be essential for making an accurate estimation of C fluxes induced by LUCC. Sound land management can greatly increase C storage in the terrestrial ecosystems during LUCC processes. However, the quantification of land management effects is not well-established yet and land management is thus not included in most simulation models of LUCC impacts, which needs more researches in the future.

收稿日期: 2006-11-15 接受日期: 2006-12-20

基金项目: 美国 NASA 交叉学科计划资助项目(NNG04GM39C) 美国能源部全球变化资助项目(DUKE UN-07-SC-NICCR-1016) 美国 AAES 资助项目(AAES-FG-06-1) 和中国科学院海外知名学者计划资助项目

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: tianhan@auburn.edu

Key words land use/cover change (LUCC), terrestrial ecosystems, carbon cycle model, carbon cycling, carbon sink and source

土地利用/覆盖变化(LUCC)是除了工业化之外,人类对自然生态系统的最大影响因素(Turner *et al.*, 1997; Lambin *et al.*, 2001),对土地利用/覆盖变化的影响的研究实际上就是对人类与土地关系的探讨。土地利用/覆盖变化是未来几十年间人类社会面临的最大挑战之一。陆地生态系统必须提供满足人类和其它物种需求的足够食物,并提高数量不断增长的人类的生活质量,同时保持土地利用的可持续性。然而,农田面积扩大、城市用地增加和森林砍伐等用于满足人类需求的措施正在毁坏土地利用/覆盖的可持续性。目前,许多政府和研究机构正在广泛关注土地利用/覆盖变化产生的后果。跨国研究项目不断增加,比如,美国 NASA 土地利用/覆盖变化研究项目(The land use and land cover change program of the national aeronautics and space administration)、美国政府气候变化科学项目中的土地利用/覆盖项目(the land use program element in the interagency U.S. climate change science program)以及 IGBP 土地利用/覆盖变化核心项目(the international geosphere-biosphere's land use and cover change (LUCC) core project)、国际应用系统分析研究所土地利用/覆盖和农业研究项目(land use change and agriculture program, international institute of applied systems analysis, IIASA)等。

为什么土地利用/覆盖发生变化?土地利用/覆盖变化在何时、何地发生?它是如何发生的?土地利用/覆盖发生变化的后果是什么?这些都是土地利用/覆盖变化研究中要回答的基本问题。从这些问题出发,过去 50 年间,陆地生态系统对土地利用/覆盖变化的响应已开展了大量研究,并取得了很多成果,理论分析结合调查数据统计是最为普遍的研究途径,而近 20 多年以来,随着卫星遥感技术的发展以及实验方法的不断提高和模型开发、应用的逐渐成熟,利用遥感和模型方法来研究大尺度土地利用/覆盖变化对生态系统过程的影响成为最有效的手段。土地利用/覆盖类型是决定陆地生态系统碳储存的重要因素,土地覆盖形式由一种类型转变为另一种类型往往伴随着大量的碳交换(Bolin & Sukumar, 2000)。随着地理信息系统、遥感和模型的发展,对土地利用/覆盖变化本身的研究越来越成熟;而同时随着对土地利用/覆盖变化生态效应的研究

逐渐增多,土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响机制也逐渐清晰。但是,目前在大尺度上利用遥感和模型手段估算土地利用/覆盖变化对生态系统碳氮循环的影响还存在很大的不确定性。在全球碳平衡的计算中,土地利用/覆盖变化是估测陆地生态系统碳储存和碳释放中最大的不确定因素(King *et al.*, 1995; Levy *et al.*, 2004)。对 20 世纪 90 年代的碳平衡估算发现,10 年期间全球每年大约有 2.9 Pg C ($1\text{Pg} = 10^{15}\text{g}$)的“碳失汇”(Missing carbon sink)(Schimel *et al.*, 2001)。由于海洋碳汇较小(约为 $2.0\text{Pg C}\cdot\text{a}^{-1}$),不确定性也很小(Siegenthaler & Oeschger, 1978),因此,全球碳汇的增加大部分存在于不确定性很大的陆地生态系统中(Tans *et al.*, 1990)。这些“失汇”被认为可能来源于植物生长量的增加(Schimel, 1995; Keeling *et al.*, 1996; Walker *et al.*, 1999; Caspersen *et al.*, 2000)或土壤碳储存增加(Fisher *et al.*, 1994; Schlesinger, 1999; Pacala *et al.*, 2001),而土地利用/覆盖变化无疑是影响植物生长和土壤碳储存量的主要原因之一(Canadell, 2002)。

本文比较全面地综述了全球和区域水平的土地利用/覆盖格局以及土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳储存和碳通量的影响,评述了土地利用/覆盖变化引起生态系统碳循环改变的研究方法,同时指出该领域研究中的几点问题和今后的发展方向。

1 全球区域土地利用/覆盖变化格局

土地利用/覆盖变化的驱动力很多,可以分为人为因素和自然因素,其中以人为因素占主导,主要包括区域经济、社会 and 自然历史等。土地利用/覆盖变化的多驱动因子增加了土地利用/覆盖变化历史以及土地利用/覆盖变化对生态系统影响的复杂度,进而造成估算土地利用/覆盖变化对生态系统碳储存和碳通量的不确定性。经济体制和政策、社会结构和制度、文化和文明程度以及自然土地利用历史等都影响着土地利用/覆盖变化,从而间接影响着生态系统的碳循环过程。因此,分析土地利用/覆盖变化的区域格局是估算土地利用/覆盖变化发展及其对生态系统碳循环过程影响的前提和基础。目前,估测土地利用变化的方法以模型为主,主要包括统计模型和过程模型(又称结构模型)两种(Veldkamp &

Lambin, 2001)。随着模型的逐步改进和遥感数据的进一步完善,土地利用/覆盖历史以及未来土地利用格局的估测越来越准确。

与潜在植被类型分布区域和面积相比,全球陆地大约有 $(32.5 \sim 34.7) \times 10^6 \text{ km}^2$ 的自然植被转变为非自然植被,约占陆地面积的10%(DeFries *et al.*, 1999)。依据Ramankutty和 Foley(1999)的研究结果,1700~1992年,全球共有 $11.4 \times 10^6 \text{ km}^2$ 的森林转化为农田, $6.7 \times 10^6 \text{ km}^2$ 的草地转化为农田。特别是近50年来,城市面积的快速扩张更是加剧了陆地生态系统从自然植被向城市用地的转化。

受社会和经济条件的制约,世界各地的土地利用/覆盖变化趋势不尽相同。亚洲森林面积从1990年以来变化很小(约每年减少0.03%)(FAO, 2005),但是,亚洲不同区域的森林面积变化趋势却差异显著,表现为东亚、西亚和中亚地区森林面积为净增加,而南亚和东南亚森林面积略有下降。1700年至20世纪70年代,中国的森林面积不断减少而农田面积不断增加(Houghton & Hackler, 2003)。近30年来,受到政府“退耕还林还草”政策的影响,中国大量荒漠地、农田都转化为了草地或林地,中国的六大造林工程(天然林资源保护工程、退耕还林工程、“三北”及长江中下游等重点防护林体系建设工程、京津风沙源治理工程、野生动植物保护及自然保护区建设工程、重点地区速生丰产用材林基地建设工程)促使森林覆盖率不断增加。尽管中国最近的农田面积变化趋势存在争议,一些研究结果以及政府统计数据 displays 中国的农田面积自1990年以来在不断减少(Houghton & Hackler, 2003; 中华人民共和国国土资源部, 2000, 2001, 2002, 2003);而另一些研究者却认为中国农田面积在不断增加(FAO, 2005; Liu *et al.*, 2005a, 2005b)。中国另外一个土地利用/覆盖变化的趋势就是,中国近20年来的城市用地大部分是由农田转化而来的(Liu *et al.*, 2005b),由于农田和城市的碳释放量相当,因此可以认为,中国城市化和工业化造成的土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响并不显著。而在美国、加拿大、俄罗斯等国家,由于目前森林覆盖面积很高,农田面积相对较少,大量城市用地是由森林转化而来的,因此,这些地区的城市化趋势可能造成大量的碳排放。自1990年以来,中美和北美洲的森林面积基本不变(或略有降低)。自1860年以来,美国南部的农田面积表现出先增加(1860~1940年)后减少(1940~2000年)的趋势,同时,森林面积表现出相反的变化

趋势,草地和灌丛面积持续减少、城市面积持续增加(Chen *et al.*, 2006),而2000~2005年,由于造林面积锐减以及砍伐量增加,整个美国的森林面积出现缓慢减少趋势。欧洲森林面积在最近15年间以每年0.08%($80.5 \times 10^4 \text{ hm}^2$)的速度增加。而在非洲和南美地区,林业是许多国家的支柱产业之一,同时,也为了满足食物需求,森林砍伐的速率惊人。仅从1990~2005年,非洲森林面积就以大约每年400万 hm^2 的速度减少。南美地区的森林面积在最近15年中以每年 $(80 \sim 480) \times 10^4 \text{ hm}^2$ 的速度降低(FAO, 2005)。一个典型的例子是亚马逊地区,该地区大面积的原始林被砍伐转变为牧场或农田(Allen & Barnes, 1985; Skole & Tucker, 1993)。

据IPCC估算,热带地区森林的总碳储量为428 Pg C,仅次于北方森林,是陆地生态系统第二大碳储存区域(IPCC, 2000),但是,遥感数据发现,从1990到1997年间,这一区域每年有 $(5.4 \pm 1.4) \times 10^6 \text{ hm}^2$ 的森林被砍伐,同时,每年有大约 $(2.3 \pm 0.7) \times 10^6 \text{ hm}^2$ 的森林退化(Achard *et al.*, 2002),引起大量的碳排放。在所有的热带森林中,亚洲地区森林砍伐率最高,其次为拉丁美洲和非洲,再次为美洲。但是,由于美洲热带森林面积(主要是亚马逊热带森林)最大,据FAO统计,近20年来(1980~2000年)美洲热带地区森林砍伐面积最大为 $1.20 \times 10^7 \text{ hm}^2$,其次为亚洲(包括大洋洲, $0.97 \times 10^7 \text{ hm}^2$)和非洲($0.96 \times 10^7 \text{ hm}^2$)(Houghton, 2003)。亚洲地区以中国的森林面积变化最大,1980~2000年间造林面积达 $0.53 \times 10^7 \text{ hm}^2$,从一定程度上抵消了森林砍伐造成的大量碳排放,而美洲和非洲造林面积分别为 $0.59 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 和 $0.38 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 。热带森林面积最大的南美亚马逊地区(Amazonian),近50年来滥砍滥伐非常严重,尽管从低分辨率的遥感数据和当地统计数据来看,该地区的森林砍伐率低于其它热带森林区,更详细的资料却表明,由于频繁的火灾和大量小面积的砍伐(统计资料没有记录),该地区的实际森林损失率被低估很多,每年没有记载的森林砍伐达到了10 000~15 000 km^2 ,而由于厄尔尼诺现象引起的干旱,使得该地区受火干扰影响的森林面积更大(Nepstad *et al.*, 1999; Siegert *et al.*, 2001; Fearnside & Barbosa, 2004)。

地球不同纬度的土地利用/覆盖变化格局也不同,有研究表明,在低纬度地区热带森林面积不断减少,土地利用/覆盖变化表现为碳源的同时,北半球中、高纬度地区森林面积以及森林生长量却不断增

加,许多研究都认为北半球中、高纬度地区土地利用/覆盖变化是陆地生态系统的重要碳汇,可能是陆地生态系统“碳失汇”的主要原因之一(Fan *et al.* , 1999 ; Houghton , 2003)。由于原始林转化为次生林或森林生态系统退化以及森林或农田转化为草地和农田等,发生在低纬度森林区域的土地利用/覆盖变化已经造成每年大约(1.65 ± 0.4) Pg C 释放大气中(Dixon *et al.* , 1994)。

2 土地利用/覆盖变化对主要生态系统碳过程的影响

土地利用/覆盖变化可以通过改变生态系统的结构(物种组成、生物量)和功能(生物多样性、能量平衡、碳、氮、水循环等)来影响生态系统碳循环过程。土地利用/覆盖类型的改变对于生态系统的结构能够产生很大影响。生态系统的物种组成和生物多样性将会产生很大变化(Reidsma *et al.* , 2006)。比如,森林变为草地后,植被组成将会明显不同,而当森林/草地变为农田后,生物多样性下降。在极端条件下,甚至会造成外来物种的入侵(Parsons , 1972 ; Yetman & Burquez , 1994 ; D ' Antonio & Vitousek , 1992 ; Vitousek *et al.* , 1997 ; Dukes & Mooney , 1999)和土地的严重退化,比如,许多研究都发现,由于灌木和乔木的扩散引起“肥岛”现象(“ Islands of fertility ”或者“ Fertile island ”)的产生,从而造成草地逐渐荒漠化的现象(Schlesinger *et al.* , 1990 ; 陈广生等 , 2003)。许多物种的灭绝除了受到气候和地质因素以及人为采摘/猎杀影响外,一个重要的原因就是土地利用/覆盖变化(Reidsma *et al.* , 2006 ; Dukes & Mooney , 1999)。土地利用/覆盖类型的转变也会显著影响生态系统各部分(比如地上部分、土壤、根系、凋落物等)的碳分配状况,比如森林转化为农田,地上部分的碳将会大量减少,而地下部分碳含量(根系和土壤)也会逐渐降低,从而造成碳在生态系统中的分配发生变化。

土地利用/覆盖变化也会影响陆地生态系统的功能,改变生态系统的小气候状况(Scott *et al.* , 1999)以及物理化学性质,从而影响凋落物的质量(碳氮比、单宁和纤维素含量等)和分解速率、土壤生物(动物和微生物)组成、土壤物理结构(砂砾、粘粒、粉粒组成以及土壤粘聚体结构)(Heal *et al.* , 1997)、土壤碳、氮、水含量、土壤有机质质量(易分解和不易分解的有机质比例)(Heal *et al.* , 1997 ; Tate *et al.* , 2000 ; Islam & Weil , 2000)等。这些因素进而

都会影响生态系统碳循环过程,进一步影响到生态系统的碳储存和释放。因此,土地利用/覆盖的改变将会对生态系统的碳循环产生巨大影响,而不同类型的土地利用/覆盖变化对于生态系统碳循环的影响是截然不同的。

2.1 森林、草地与农田的相互转化

森林生态系统是最大的陆地碳库,因此,即使森林面积发生很小的变化,都可能引起全球陆地生态系统碳循环的极大变化。由于造林(Afforestation)、再造林(Reforestation)和森林砍伐(Deforestation)的统计数据目前还有很多不确定性,对森林转化为草地和农田所造成的碳收支估测很不一致。据 Dixon 等(1994)估算,20 世纪 90 年代,全球森林面积为 4.1×10^9 hm²、地上部分碳贮量为 360 ~ 480 Pg、地下部分为 790 ~ 930 Pg,分别约占陆地生态系统地上碳贮量、地下碳贮量(土壤、枯落物和根系)和土壤碳贮量的 82% ~ 86%、40% 和 70% ~ 73%。关于森林生态系统碳储存的区域分布格局,低纬度森林占 37% ,中纬度森林占 14% ,高纬度森林占 49%。低纬度地区由于森林的砍伐,每年释放碳达(1.6 ± 0.4) PgC。中高纬度地区由于森林的恢复和再生长每年大约固碳(0.7 ± 0.2) PgC,因此,中高纬度的森林被认为是陆地生态系统“碳失汇”的主要来源(Kauppi *et al.* , 1992 ; Sedjo , 1992 ; Dixon *et al.* , 1994)。整个陆地由于森林生态系统的变化每年向大气释放碳(0.9 ± 0.4) PgC。

当森林转化为草地时,大部分的地上生物量碳将以 CO₂ 的形式释放大气中,尽管 CO₂ 释放速率受人类利用方式的影响。同时,树木根系的分解也会释放大量 CO₂。由于森林的地上和地下生物量在大多数情况下都高于草地的相应部分,因此,森林转化为草地的过程是大气 CO₂ 的净释放源。但是,部分研究表明,这种土地利用/覆盖转化方式也有可能增加或减少土壤的有机碳库,甚至不产生任何影响,也就是说,森林转化为草地后,土壤可能成为碳汇或碳源(Houghton , 1995 ; Post & Kwon , 2000 ; Franzluebbers *et al.* , 2000)。土壤的碳源/汇关系主要取决于草地类型、草地所处的气候区域、干扰状况以及管理措施等。Tate 等(2000)在对山地山毛榉(*Nothofagus sloandri* var. *cliffortiodes*)转化为一种丛生草地(*Chionochloa pallens*)的研究中发现,转化后草地的土壤碳储量比相应的山毛榉林地高出 13%。这种现象的产生可能是由于这种草本植物的凋落物中含有更多难以分解的碳组分(Tate *et al.* , 2000)。Fish-

er 等(1994)研究也认为,尽管南美洲热带地区的森林砍伐造成了大量碳释放,但是,经森林砍伐迹地演替而来的草地具有更高的土壤碳储量,从一定程度上减弱了森林砍伐造成的碳释放,他们估计整个南美洲草地土壤每年能够固定大约 100 ~ 507 Mt 的碳,这可以部分解释陆地生态系统“碳失汇”。Fisher 等的估算受到了其它研究者的质疑。Davidson 等(1995)认为 Fisher 等可能高估了草地土壤的固碳潜力。Fearnside 和 Barbosa(1998)也发现南美洲亚马逊地区(Amazonia)热带森林转化为草地后,土壤表现为净碳源,在森林转化为草地后的 10 年中共有 12.0 Mg C·hm⁻²的土壤碳释放到大气中。不同的管理措施可能是造成这种差异的根本原因。在巴西亚马逊的马瑙斯(Manaus)地区,Cerri 等(1991)和 Teixeira(1987)研究发现,良好的草地管理措施增加了土壤碳储存量(森林土壤碳储存为 90 Mg C·hm⁻²,草地为 96 Mg C·hm⁻²),可能原因是良好的草地管理措施使草的根系能够分配到更深的土壤,由于深层土壤的根系分解速率较慢,这些根系就保留在土壤中成为土壤有机质的一部分,从而增加土壤的碳含量(Nepstad *et al.*, 1991)。相反,未管理或管理措施不合理将会使森林转化为草地后土壤碳储存量大幅减少。Serrão 和 Falesi(1977)及 Eden 等(1991)发现,森林转化为草地后的 11 年内,由于不合理的管理措施,巴西亚马逊区域的 Mato Grosso 省和 Roraima 省的草地碳储量比原来的森林土壤分别减少了近 50% 和 15%。而 Detwiler(1986)也发现森林转化为草地后,如果不进行管理,全球热带地区 0 ~ 40 cm 深度内的土壤碳储存将减少 20%。Guo 和 Gifford(2002)通过总结分析 176 个研究样点数据后发现,森林转化为草地后,土壤的碳源/汇关系可能取决于区域降水量和土壤取样深度,2 000 ~ 3 000 mm 降雨量的区域,森林转化为草地后土壤是一个碳汇(土壤碳储量增加 24%),其它情况下土壤碳储量可能不变或减少,而如果取样深度小于 100 cm,森林转化为草地后土壤表现为碳汇(增加 7% ~ 13%),但是,如果取样深度超过 100 cm,则碳汇和碳源的可能性都有。

在森林或草地生态系统中,植物体贮存的碳通过分解等方式进入到土壤中,因而森林和草地土壤在植被演替过程中土壤碳储量有可能不断增加直到演替的顶级阶段(Waring & Running, 1998)。与森林转化为草地不同的是,当森林或草地转化为农田后,大部分的农田地上生物量都被收获,而只有很少农

作物残茬遗留在土壤中(尽管农田的每年生产力都很高)。这些被收获的生物量最终都以 CO₂ 的形式释放到大气中。同时,由于耕种措施的采用,农田土壤有机质的分解速率加快,因此,无论是草地还是森林转化为农田后,土壤的碳储量都会减少(Houghton & Goodale, 2002; Guo & Gifford, 2002),而土壤碳储量减少速率受周转时间、农田管理措施以及农作物种类等因素影响。因此,森林和草地向农田的转化都会造成大量土壤有机碳释放到大气中。Mann(1986)通过对 625 个研究样点的数据总结分析发现,由森林或草地转化为农田可以造成 0 ~ 100 cm 土壤内 20% 的有机碳释放到大气中;Johnson(1992)通过总结 8 篇文章的研究结果也发现,约 20% (15% ~ 25%) 的土壤有机碳释放到大气中;Davidson 和 Ackerman(1993)及 Murty 等(2002)经过分析总结的实验数据,发现森林或草地向农田的转化能导致 30% 左右的土壤有机碳释放到大气中;而 Guo 和 Gifford(2002)通过对数据分析发现有 42% 的土壤有机碳释放到大气中。Houghton 和 Goodale(2004)通过进一步总结分析更全面的实验数据,认为从草地或森林转化为农田将会有约 27% 的土壤有机碳被释放到大气中。考虑到土壤是陆地生态系统的第一大碳库,而且农田面积还正在不断增加,尤其是发展中国家,森林或草地向农田的转化是除工业化外造成大气 CO₂ 含量急剧增加的最主要原因。

2.2 木本植物入侵草地以及外来物种入侵引起的土地覆盖变化

在许多贫瘠的干旱、半干旱地区,由于抑制火灾、过度放牧、人为干扰强烈、气候变化异常等原因造成大量的木本植物入侵草地并在草地中大幅扩散,这种木本植物的扩散是一种比较缓慢、不易觉察的土地利用/覆盖变化过程。这种土地利用/覆盖的变化有别于正常的草地向木本植物的土地覆盖变化,它可能引起地上生物量和地下部分碳含量的改变,生态系统退化等后果。从 20 世纪 60 年代开始,陆续出现许多关于干旱、半干旱地区的草原生态系统被灌木或乔木生态系统所取代的报道(Crawford & Gosz, 1982; Grover & Musick, 1990; Archer *et al.*, 1995, 2001; Schlesinger *et al.*, 1990; Van Auken, 2000),这些研究报道均显示,在干旱或人为干扰强烈的草地生态系统中灌丛土壤资源的局部聚集现象(被称为“肥岛”现象),资源不断聚集导致灌丛分布面积的逐步扩大,灌丛面积的扩大反过来加速了灌丛土壤养分的聚集,这种灌丛与土壤之间的正反馈

效应加速了荒漠化的形成过程(Schlesinger *et al.* , 1990) , 并且直接导致了灌丛-荒漠(Shrub-desert) 或灌丛干草原(Shrub steppe , 只有灌丛存在 , 灌丛之间是裸露的空地)(Crawford & Gosz , 1982) 的形成。这种土地覆被类型转化的生态后果通常是严重地破坏了养分循环和水分收支等生态系统功能 , 使其只适应这些入侵/扩散的木本植物的生长 , 土壤养分和碳含量的空间异质性增加 , 整个土壤生态系统碳含量发生变化。木本植物入侵/扩散进入草地或沙漠被认为能够增加这个系统的植被碳储量。Houghton (2003) 估算木本植物的入侵使全球在 20 世纪 90 年代每年大约固碳 0.04 PgC , 他的估算只是通过植被生物量换算而来 , 并没有考虑土壤碳含量的变化。有研究发现 , 木本植物的扩散也能够增加土壤碳含量(Hibbard *et al.* , 2001) 或使土壤碳含量维持不变(Smith & Johnson , 2003) 。但是 , 利用 2 700 多个土壤剖面资料 , Jackson 等(2002) 发现了相反的现象 , 他们的研究表明 , 在木本植物入侵/扩散到草地的过程中 , 尽管一些湿润地区的植物生物量和土壤碳含量增加了 , 但是较干旱区域的土壤碳含量降低得更多 , 这种降低足以抵消湿润区域的碳增加量。因此 , 两者累加后 , 整个入侵/扩散过程使该生态系统表现为碳源。Jackson 等认为 , 目前的许多研究可能高估了土地利用/覆盖变化对生态系统碳库的贡献。这种由灌木/乔木扩散/入侵草地引起的生态系统碳交换的机理和结果完全不同于由人工栽种、自然萌发、生态系统恢复等引起的土地利用/覆盖变化(草地变灌木地或森林) 。由于这种木本植物的入侵/扩散现象在许多干旱、半干旱地区都出现了 , 入侵/扩散面积正在不断增加(Scott *et al.* , 2006) , 因此 , 今后的模型模拟研究中有必要区分两种类型 , 以免对土地利用/覆盖变化引起的陆地碳汇造成误估。

外来物种入侵造成的生态系统碳交换的变化类似于木本植物向草地的扩散。目前 , 尽管许多研究表明 , 由外来物种的入侵引起的土地利用/覆盖类型的变化会使整个生态系统的结构和功能发生很大变化 , 甚至使这个系统产生退化 , 但是 , 外来物种入侵如何影响整个生态系统的碳交换仍然不甚明了 , 有待于更多的研究来进行揭示。

2.3 旱地与湿地的相互转化

目前 , 全球湿地生态系统面积约为 530 ~ 570 Mhm² , 约占整个陆地面积的 4% ~ 6%(Matthews & Fung , 1987 ; Aselmann & Crutzen , 1989) , 总碳储量为 350 ~ 535 Pg C , 大约相当于世界土壤有机碳含量的

20% ~ 25%(Gorham , 1995) 。由于人口的持续增加和工业化进程的不断加快 , 世界范围内的许多湿地生态系统(不包括水稻等人工湿地 , 特指自然湿地生态系统) 都转化为旱生植被生态系统、城市用地或农田。尤其是在中国 , 调查发现 , 从 20 世纪 50 年代至 90 年代中期 , 中国湿地面积锐减了 50% , 其中 , 从 1990 到 2000 年中国湿地面积减少了 14.83% 。目前 , 中国自然湿地面积为 2 594 万 hm² (Zhang *et al.* , 2004) 。而且尽管湿地面积减少速率下降 , 但是 , 这种减少趋势还在继续。湿地生态系统是陆地生态系统的重要碳库(IPCC , 2001 ; Patterson , 1999) 约占全球陆地生态系统碳库的 10% 。尽管自然湿地是 CH₄ 释放的重要源(约占全球 CH₄ 释放量的 20% , Khalil & Rasmussen , 1983) , 但是 , GACGC(1998) 认为 CH₄-C 的释放量(0.05 ~ 0.21 Mg C · hm⁻²) 不足以抵消湿地对 CO₂-C 的吸收量 , 因此 , 整个自然湿地生态系统还是重要的碳汇。GACGC(1998) 估计全球湿地平均每公顷每年固定 0.1 ~ 0.35 Mg C , Gorham(1991) 估计全球沼泽每年总固定 0.1 Pg C 。而 Wojcik(1999) 却认为全球湿地每年固定 0.1 ~ 0.7 Pg C , 与湿地释放的 CH₄-C 相互抵消之后 , 整个自然湿地生态系统表现为一个弱碳源。由于 CO₂ 的吸收和 CH₄ 的释放过程都很复杂而且相互影响 , 目前 , 湿地生态系统的碳源/汇关系仍然存在较大争议。

尽管如此 , 如果湿地生态系统遭到破坏或转化为其它土地利用/覆盖类型 , 将会释放大量的碳。在湿地逐渐旱化过程中 , 尽管植被生物量碳可能增加 , 比如 , 草地湿地转化为林地 , 但是除了一些沙质和裸露湿地外 , 大多数情况下 , 都会造成更多的土壤碳释放到大气中(Mitra *et al.* , 2005) 。湿地旱化过程中 , 由于异氧环境的逐渐消失 , 湿地表层土壤中的大量有机物分解就会加速 , 导致大量土壤有机碳释放到大气中。Kasimir-Klemetsson 等(1997) 研究发现 , 沼泽转化为农田后 , 能够导致 5 ~ 23 倍的 CO₂-C 释放到大气中 , CO₂-C 的净释放增加量远大于 CH₄-C 排放减少量。Maltby 和 Immirzi(1993) 认为 , 湿地旱化可以导致整个生态系统释放 2.5 ~ 10 Mg C · hm⁻² · a⁻¹ , 而热带湿地旱化则可能造成每公顷释放多达 40 Mg C · hm⁻² · a⁻¹ 。GACGC 则认为湿地旱化和转化为农田会造成生态系统释放碳量达 0.23 ~ 0.26 和 1 ~ 10 Mg C · hm⁻² · a⁻¹ , 与 Maltby 和 Immirzi(1993) 的估算值(0.05 ~ 0.11 Mg C · a⁻¹) 相当。

通常情况下 , 旱地向湿地的转化与湿地向旱地的转化过程相反。目前 , 对土地利用/覆盖的所有研

究中,很少关注到旱地向湿地转化所引起的生态系统碳储存或释放的变化(Mitra *et al.*, 2005)。由于湿地生态系统类型多样、生态过程非常复杂以及系统异质性很大,模拟湿地生态系统碳循环的过程也非常困难,目前的估算结果仍然存在很大的不确定性。因此在以后的研究中,模型发展和站点试验研究方面都有待于加强。

2.4 城市与非城市用地的转化

城市扩张(这里所指的城市不包括城市森林或草地)是最为重要的土地利用/覆盖变化类型之一。目前,城市面积的扩展速度已经超过了人口的增加速度(Johnson, 2001)。由于城市化会带来大量的工业碳释放,因此城市化现象备受关注,而城市化带来的非工业化碳排放的变化却很少引起人们的注意。城市用地的来源有很多种,有水域、森林、草地、裸地或农田等,由此带来的非工业碳排放的变化就存在很大差异。如果森林或草地转化为城市用地,由于植物地上生物量会以 CO_2 的形式释放到大气中,这种转化表现为碳源;而如果农田转化为城市用地,由于农田被认为是碳源,而城市非工业化碳释放被认为是零,那么这种转化过程就表现为碳汇。目前,中国、印度等大多数发展中国家的城市用地都是由农田面积转化而来,而美国、加拿大、西欧等国家的城市面积大部分从森林转化而来,相比之下,中国、印度等国的城市扩张可能会减少该国的碳释放,而美国等发达国家的城市化则可能是碳源。尽管这个结论目前并没有明确的证据,但是,这个结论的产生是合理的。另一个研究城市化对碳循环影响被忽略的方面是,城市用地(水泥、柏油或其它不透水层)下土壤碳的去向问题。被封存在城市用地下的土壤碳能否释放出来呢?如果会的话,那么目前大多数模型都把城市看成是一个零(或很低)碳释放量的区域,将低估土地利用/覆盖变化引起的生态系统碳释放。城市用地下的土壤碳是否会释放到大气中来还有待于今后的试验验证。

3 模拟土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响

3.1 模型研究结果与方法进展

尽管遥感方法在估算土地利用/覆盖变化引起的陆地生态系统碳循环方面取得了很大的进展,但是,由于遥感方法必须依赖于遥感获得的土地利用/覆盖参数,并且对于遥感工具出现前土地利用/覆盖变化和将来土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环

的影响无能为力。另外,尽管高精度遥感能够获得植被生态系统的结构、年龄、植物组成和土壤物理化学特性等信息。但是,由于工作量很大,在大尺度范围内无法利用遥感数据及相应遥感模型来估算土地利用/覆盖改变对生态系统碳循环的影响。因此,目前对大尺度土地利用/覆盖变化影响的研究主要借助于模型。由于对土地利用/覆盖变化带来的生态系统过程影响的定量化比较困难,目前模型定量土地利用/覆盖变化与其影响过程的关系时大都采用经验数据,比如,Houghton等(1983, 1999, 2000)、Houghton(1995, 2003)及Houghton和Hackler(2003)利用联合国粮农组织(FAO)土地利用/覆盖类型统计数据来统计全球陆地生态系统碳交换时,就是根据不同植被类型和不同地区来分别设定固定的参数,比如,农田向森林恢复的时间以及森林砍伐后的林木产品的不同分解速率碳库(分别为1、10、100和1000年碳库)的划分。这种定量化方法称为簿记法(Bookkeeping),许多模型中模拟土地利用/覆盖变化结果的公式都是基于这种方法来设定的,但由于缺乏机理过程,这种方法很难反映真实的土地利用变化过程对生态系统碳循环的动态影响。而生态系统过程模型与簿记法的结合,可以把土地利用变化信息与其相关过程结合在一起,在很大程度上提高了对土地利用变化引起的碳循环动态变化的估算精度。陆地生态系统模型(Terrestrial ecosystem model, TEM)中的土地利用/覆盖变化的影响就是基于不同植被功能群的特定参数来实现的(McGuire *et al.*, 2001; Tian *et al.*, 1998b, 2000, 2003)。DeFries等(1999)利用遥感数据获得的植被分布信息结合CASA模型预测了土地覆盖变化造成的生态系统碳循环的变化。LPJ模型(Lund-Potsdam-Jena dynamic global vegetation model, Sitch *et al.*, 2003)也把植被动态模型与簿记法进行了耦合。

McGuire等(2001)分别利用4个模型(TEM, HRBM, LPJ和IBIS)结合Houghton等(1983)提出的簿记法,估算了两种土地利用/覆盖变化情况下生态系统碳交换的动态变化。这两种情况分别为:1)自然植被(草地、森林)转化为农业用地;2)农田生态系统恢复为自然生态系统。结果表明,从1920到1992年,土地利用/覆盖变化造成的陆地生态系统碳释放量高达72.25 Pg C(4个模型平均值)。Houghton等(1999)认为这段时间内土地利用/覆盖变化引起的全球陆地生态系统碳释放总量为89.31 Pg C。尽管Houghton估算的生态系统碳释放量与LPJ模型估测

结果的年际变化趋势不一致,但是,两者对土地利用/覆盖变化造成的陆地生态系统碳释放总量的估算值相当。Levy 等(2004)采用类似 McGuire 等(2001)的方法,把 HYBRID 植被动态模型与簿记法结合起来估算土地利用/覆盖变化引起的全球陆地生态系统碳交换的变化。他们研究发现,1700~1990 年间土地利用/覆盖变化造成的碳释放总量为 222 Pg C,而 DeFries 等(1999)的估算量为 191 Pg C,考虑误差因素可以认为两结果相当;1850~1990 年间碳释放总量为 173 Pg C,比 Houghton 等(1999)的估算结果(124 Pg C)高了近 50 Pg C;1920~1990 年间的碳释放总量为 100 Pg C,比 McGuire 等(2001)的估算结果(72.25 Pg C)高出很多。利用 TEM 模型,Tian 等(2003)发现 1860 至 1990 年间,全球土地利用/覆盖变化引起的碳释放总量为 116.3 Pg C,这一预测结果与 Houghton 等(1999)的预测结果相当。对于全球热带地区森林砍伐造成的碳释放的估算,不同估算方法得到的结果不同。模型、遥感与统计结果都有不同程度的差异。20 世纪 80 年代整个全球热带地区由于森林砍伐造成的每年碳释放量大概为 0.64~2.4 Gt C。遥感模型估算的碳释放量最低,而统计方法获得结果最高,模型模拟的结果处于两者之间。这些模型模拟的结果之间差异的一个来源可能是区域土地利用/覆盖输入数据的不一致,另外也有可能是各个模型本身的过程机制差异引起的。

由于区域土地利用变化趋势不一致,全球各地区土地利用/覆盖变化造成的生态系统碳释放量差异也很大。借助 TEM 模型,Tian 等(2003)发现,1860 到 1990 年间亚洲热带地区土地利用变化造成的碳释放量达 29.7 Pg C,约占全球由土地利用变化造成碳释放的 25.5%。Houghton(2003)的估算则认为(图 1)热带地区(包括亚洲、非洲和美洲的热带地区)土地利用/覆盖变化造成的生态系统碳释放量正在逐年增加;中国、前苏联、太平洋发达国家在 20 世纪 60 年代之前碳释放量表现出逐年增加的趋势,而这之后则不断下降,尤其是中国自 20 世纪 80 年代以来土地利用/覆盖变化造成的碳释放量急剧减少,这可能是由于 80 年代开始中国大量人工林的栽种以及其它土地利用/覆盖类型转化为农田减少所致(FAO,2005;Liu *et al.*,2005a,2005b),加拿大和欧洲(不包括前苏联)由于土地利用/覆盖变化造成的碳释放量很少,从 20 世纪 80 年代开始,欧洲的土地利用/覆盖变化有转化为碳汇的趋势;美国自 1920 年前后开始土地利用/覆盖变化由碳源转化为碳汇,这可能是由于 1850 到 2000 年期间美国的农田面积减少了近 50%,而且大多数农田都转化为森林(Chen *et al.*,2006;Houghton & Hackler,2000)。尽管对整个美国陆地生态系统的碳源/汇关系仍然存在争议,但是,土地利用/覆盖变化造成的美国陆地生态系统碳交换的趋势却很一致(从碳源转变成碳汇)。

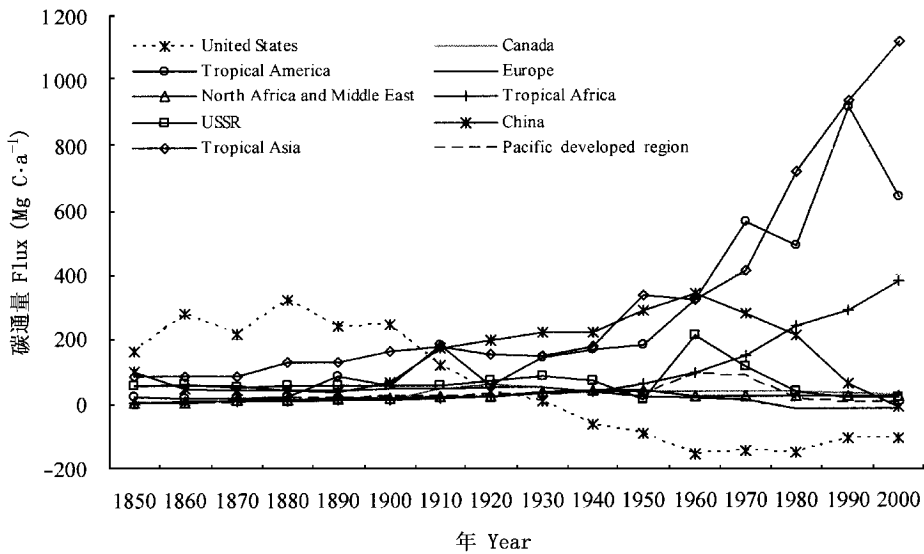


图 1 1850~2000 年间土地利用/覆盖变化造成的生态系统的碳通量变化(Houghton , 2003)

Fig.1 Carbon fluxes induced by land use change in the terrestrial ecosystems around the world(Houghton , 2003)

3.2 模型模拟的不确定性因素

目前,对土地利用/覆盖变化造成生态系统碳循环变化的研究主要以模型模拟为主。土地利用/覆盖变化能够影响生态系统的水和养分循环以及能量流动,并且由于土地利用/覆盖变化过程本身比较复杂,目前的模型对土地利用/覆盖变化造成生态系统碳循环变化过程的模拟还有很多不确定性,这些不确定性造成了模型模拟结果的差异性(Houghton, 2003; Levy *et al.*, 2004)。土地利用/覆盖变化及其引起的生态系统碳循环过程变化的定量模拟研究起步比较晚,开始于20世纪70年代,目前处于发展时期,模型的发展和应用仍然存在很多问题。土地利用/覆盖变化对碳循环过程影响模拟研究的不确定性主要存在于4个方面:其一,模型对土地利用/覆盖变化前后的植物生物量变化的估测还不够准确(森林年龄以及植被演替的影响);其二,森林砍伐面积的估测不准确;其三,土地利用/覆盖变化前后土壤碳库变化的不确定性;其四,土地利用变化造成的水分循环变化对碳循环的影响未加考虑。这些不确定因素使土地利用/覆盖变化成为目前估算陆地生态系统碳储存和释放量的最大不确定性因素,也可能是“碳失汇”的主要来源。

以往对土地利用/覆盖变化影响陆地生态系统碳循环的研究主要强调生态系统的静态特征,很少考虑森林/草地/灌木生态系统的年龄与植被生长的动态变化,因此,对于土地利用变化后的生态系统生物量变化估测很不准确。造林、森林的更新以及森林砍伐等均可以影响林分的年龄结构和生长动态。目前,许多国家森林面积的维持或增加都是靠造林面积增加或次生林的更新来实现,比如,中国的森林覆盖度从1950年的5.2%(Zhang *et al.*, 2000)增加到目前的16.55%,就是因为人工林面积的不断增长。尽管原始林(包括原始次生林)面积在这期间不断减少,而尽管最近几年造林面积呈现减少的趋势,美国南部的人工林面积近50年来不断扩大,美国南部13个州的人工林面积超过了当地原始林面积的25%。人工林的出现以及自然或人为干扰引起的森林更新,使得林分年龄结构、林分密度以及植物演替状态对陆地生态系统生物量影响的估算更加不准确。因此,森林年龄结构的不确定性对于森林转变为其它土地利用/覆盖类型过程中碳收支的估算影响巨大。许多没有包含植被动态和干扰模块的模型都把森林看成是统一年龄结构甚至作为成熟林处理,这有可能夸大森林植被中的固碳量,从而可能高

估土地利用/覆盖变化引起的碳释放量。据Fang等(2001)估算,从1949到1980年,中国由于森林生物量的变化造成的碳排放达0.68 PgC。考虑到这期间中国的森林面积不断扩大,那么这种由于森林生物量的碳储存变化造成的碳释放就只能解释为森林年龄或密度的整体降低。

统计方法、生态系统过程模型和遥感模型对土地利用/覆盖变化影响的研究都需要精确的土地利用/覆盖面积和分布数据。目前,无论遥感图像还是统计资料对于森林砍伐的面积和农田面积的变化还存在很多不确定性。森林砍伐的不确定性主要集中在热带区域,IPCC(2000)指出对热带森林砍伐面积的估测误差可能达到 $\pm 50\%$,由此引起的对20世纪90年代土地利用变化造成的碳释放的估测范围大约为 $0.8 \sim 2.4 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$ 。研究者对于不同区域热带森林砍伐面积的估测存在很大差异。目前,对亚马逊热带雨林的研究发现,大尺度的遥感数据和当地的统计资料都低估了森林的消亡速率(Nepstad *et al.*, 1999; Fearnside & Barbosa, 2004)。高精度的遥感图像则发现了当地森林密度的下降,这可能是由于小斑块的砍伐无法被大尺度的遥感卫星监测到。

目前,对于不同土地利用方式之间转化造成土壤有机碳含量变化的趋势比较清楚,但是,这种趋势的定量化模拟研究还很不准确。比如,生态系统过程模型如TEM、IBIS、CO₂FIX(Mohren *et al.*, 1990)等,都没有模拟土壤物理结构(如土壤质地等)的变化机制。由于土壤物理结构对于土壤有机质储存及其分解速率都有非常大的影响,因此,如果不能准确的模拟这种变化势必影响模型对土壤碳含量变化估测的精确度。另外,局部生境(如光照、温度和降雨等)的改变也会引起土壤有机碳含量的变化,目前的许多模型都不能反映土地利用/覆盖变化对小气候的反馈作用。

尽管目前存在的许多模型都耦合了能量、碳、氮、水的生物地球化学过程,但是,这些模型并没有准确地模拟土地利用/覆盖变化前后的水循环过程。而水循环变化可能通过植物蒸散、土壤水分含量以及水分流失速率的变化体现出来。这种水循环的变化不仅影响局部小气候,而且直接影响土壤有机质的储存量和碳排放或吸收速率。因此,土地利用/覆盖变化过程中水循环变化的模拟应该引起特别关注。

3.3 模型模拟的改进以及今后发展趋势

许多对土地利用/覆盖变化造成碳循环变化的

研究都基于统计模型(比如 ,Houghton *et al.* , 1995 , 2003 ; Fang *et al.* , 2001 ; Zhao & Zhou , 2006)。由于仅仅能观测现存的各种土地利用/覆盖类型和面积 , 而无从知道这种土地利用/覆盖类型是从哪种类型转化而来的 , 所以 , 利用田间调查或统计资料研究土地利用/覆盖对陆地生态系统碳循环的影响容易忽略土地利用/覆盖类型变化的影响。如果城市面积的增加是由农田转化而来的 , 那么城市化就可能相对减少陆地生态系统的碳释放量 ; 而如果是由于森林或草地转化而来 , 那么城市化无疑会增加陆地生态系统的碳释放量。同样的情况也出现在草地/森林/农田/湿地的转化中。从这个方面来说 , 遥感技术的应用和进步以及遥感模型的出现为准确研究土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳循环的影响提供了良好的技术支持。由于遥感技术的应用和发展只局限在最近 40 年 , 遥感技术出现前以及未来的土地利用/覆盖变化数据无法获得 ; 并且目前利用遥感模型直接获得的生态系统碳循环变化主要集中在小尺度(流域以及景观尺度等) 研究 , 这种高精度的遥感数据对于生态系统的物理结构、植物年龄以及土壤和植物的化学成分等能够进行估测 , 但是 , 该方法在大尺度上还难以实现 , 有待于今后进一步改进完善。

土地利用/覆盖变化会影响整个生态系统的碳储存及其相关过程 , 如 *GPP*、*NPP*、土壤碳含量、森林/农田产品碳、生态系统结构、土壤物理和化学性质等 , 探寻土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响 , 必须量化土地利用/覆盖变化与这些过程的关系 , 并且其中许多关系是动态的 , 随时间和空间发生改变。比如 , 森林转化为农田后 , 林产品中碳的释放、不同深度土壤物理、化学性质的变化以及土壤碳含量随时间的变化等。对土地利用/覆盖变化的模拟研究需要区分两种截然不同的过程。一种是人为引起的土地利用/覆盖类型变化 , 比如 , 森林和草地变为农田或城市。这种土地利用/覆盖变化涉及到许多人为因素 , 因此 , 量化这种土地利用/覆盖变化与生态系统碳循环过程的关系非常困难。同时由于缺乏长期试验数据以及土地利用/覆盖变化对碳循环的动态影响 , 目前所采用的簿记式方法来给每个受影响过程设定固定参数是不合理的。许多模型都不能模拟这种土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响 , 比如 CENTURY 模型等。由于这种土地利用/覆盖类型的变化涉及人为因素的影响 , 模型的改进应从量化人类活动(如管理措施、林产品利用方式等) 对碳循环的影响入手 , 同时结合长期试验

研究结果 , 同时与遥感手段相结合 , 对人类活动驱动的土地利用变化进行更准确的估测。

另外一种是自然因素引起的土地覆盖类型的变化 , 比如 , 植被演替过程中的植被覆盖变化 , 自然或人为干扰因素(飓风、地震、火烧等) 引起的系统原生、次生演替 , 废弃农田的植被恢复等。研究这种土地覆盖变化的影响必须首先研究土地覆盖变化对生态系统动态结构和过程的影响。主要的生态系统植被结构的变化包括土地覆盖变化开始后系统内植被的定植(Establishment)、生长发育(Development)、繁殖与死亡以及物种组成(Composition)、密度和年龄结构等。主要的动态过程包括土地利用/覆盖变化后系统碳、氮、水等资源的循环以及能量流动等。由于这种土地利用/覆盖变化的过程大部分受自然因素的影响 , 土地覆盖变化对碳循环的影响过程相对易于预测 , 因此 , 最近 20 年来出现了许多模拟模型。这些模型包括基于跟踪单个个体植株动态变化的 GAP 模型 , 如 HYBRID(Friend *et al.* , 1993)、ED(Ecosystem demography model)(Moorcroft *et al.* , 2001)、ZELIG(Urban *et al.* , 1993) 等 , 以及跟踪系统植被动态变化的模型 , 如 LPJ(Sitch *et al.* , 2003)、IBIS(Kucharik *et al.* , 2000)。GAP 模型能够用于跟踪单个植株从定植、生长再到死亡的整个过程 , 因此 , 借助此类模型 , 整个植被生态系统的结构如年龄、植物组成、密度等将非常清楚。通过与生态系统碳、氮过程模型耦合(HYBRID 即为这种模型) , 就可以比较准确地估算土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响。由于模拟生态系统每个植株个体的变化非常耗时 , 输入数据难以获得 , 因此 , 这种 GAP 模型大都只适用于小尺度的碳循环研究。生态系统植被动态模型正是为了适用于大尺度模拟而对 GAP 模型进行简化后建立的 , 这种模型不再以个体为单位而是以一个植被功能群为单位进行系统结构和过程变化的跟踪模拟。目前 , LPJ 和 IBIS 等生态系统植被动态模型(耦合了生态系统过程模型) 已被广泛用于模拟大尺度的生态系统碳循环(McGuire *et al.* , 2001)。生态系统过程模型与植被动态模型的耦合是目前的一种发展趋势 , 比如 , Pan 等(2002) 把 TEM 模型与 LPJ 模型进行耦合(TEM-LPJ) 并模拟了土地利用/覆盖变化对碳循环的影响。

由于土地利用/覆盖变化对生态系统碳循环的影响涉及到人类活动 , 因此 , 土地利用/覆盖变化预测模型(模拟人为因素造成的土地利用/覆盖变化)、植被动态模型(模拟自然因素引起的自然植被覆盖

变化)和生态系统过程模型(模拟土地利用/覆盖变化造成的生态系统碳、氮、水和能量过程变化)三者的结合是未来的发展趋势。目前,两两结合的模式正在大量出现,但是,结合三种模型的综合模型有待发展(Tian *et al.*, 1998a, 2005)。

4 管理措施对生态系统碳循环的影响

研究发现,地球系统存在一个未知的“碳汇”,而这个碳汇被认为存在于陆地生态系统中,它可能来源于植物生长量的增加(Schimel, 1995; Keeling *et al.*, 1996; Walker *et al.*, 1999; Caspersen *et al.*, 2000)或土壤碳储存的增加。尽管气候变化、大气CO₂增加和大气氮沉降能够引起植物生长量及土壤碳储存增加,但是,许多研究认为,在土地利用/覆盖变化过程中,合理管理措施的应用也是主要原因之一(Canadell, 2002; Houghton, 2003)。合理的管理措施可以通过增加系统碳吸收(比如,对人工林施肥增加系统碳吸收)或减少系统碳损失来固定更多的碳(比如,免耕、合理间作等减少农田土壤碳损失)。Cole等(1996)指出,如果采用最佳的管理措施,仅全球农田土壤每年就能增加0.4~0.8 Pg C的固碳量,相当于整个全球“碳失汇”(2.9 Pg C·a⁻¹)的20%左右。除了农业、林业和草地管理措施,其它措施如湿地保护、增加城市森林面积、荒漠地带植被保护或栽种、适当火烧、苔原/冻土的保护等都可以增加系统碳固定或减少碳损失。如果所有的适当管理措施都得以实施,Metting等(2001)估算整个地球系统能够每年增加5.65~8.71PgC的碳固定(包括淡水生态系统和陆地的管理),这远远超过目前预测的全球未知碳汇。

4.1 草地管理措施

世界范围内的许多草地都存在过度利用并且管理粗放(Oldeman, 1994)。温带草地的土壤有机质约占世界土壤有机质的12%(Schlesinger, 1977),因此,草地管理措施的改善能够极大地影响陆地表层土壤的有机质含量。许多研究表明,过度放牧和粗放管理都造成大量土壤有机质以CO₂的形式释放到大气中(Fearnside & Barbosa, 1998; Abril & Bucher, 1999),仅在美国,由于人类对草地的粗放管理就造成了大约993 Mg (1 Mg = 10⁶ g)的土壤有机碳释放到大气中(Kern, 1994)。在中国北部的主要放牧区,过度放牧、农田的开发和只放牧不管理使得草地的退化问题非常严重,草地生态系统的碳含量尤其是土壤碳含量不断减少。而一系列的管理技术能够

被用于提高牧草产量,而这些管理措施同时也可能增加土壤有机碳含量。目前,尽管研究者开展了很多草地退化对生态系统碳循环的小尺度试验研究,但是,对大尺度的草地生态系统退化以及相应的管理措施的改进对草地生态系统的碳循环影响的研究还比较少,有待于加强。

4.2 森林管理

森林的管理是增加陆地生态系统碳库的一个有效途径。由于森林砍伐周期不断缩短,许多人工林都面临着土壤养分缺乏的问题,热带地区天然林是一个比较封闭的系统,碳、氮和水循环相对封闭,通常养分并不缺乏,但是由于人类对森林资源的需求量不断增加,许多原始林都因被砍伐而变成次生林。人类的这种干扰打破了原始林相对封闭的养分循环,从而使原始林的生长面临着各种养分(如氮、磷等)限制的威胁(Herbert *et al.*, 2003);废弃农田向森林的演替过程中,也会出现类似养分限制问题。因此,森林合理管理措施的采用将可能大大提高生态系统的碳固定。许多氮沉降和林地施肥试验都证明了这种潜力的存在(De Vries *et al.*, 2006; Sampson *et al.*, 2005)。另外,其它合理的森林管理措施,如灌溉、森林疏伐、森林杂草管理、控制性火烧、砍伐措施以及树木栽种前的土地处理(Site preparation)等都被认为能够提高森林生物量或土壤固碳量(Johnson & Curtis, 2001)。

4.3 农田管理

农田是目前人类管理最完善的生态系统,适当的管理措施能够增加土壤碳库,减少土壤碳释放。农田是减少陆地生态系统碳释放的最大潜在因素。研究表明,改进施肥、灌水管理措施、提高复种指数、降低撂荒频率、合理的作物轮作、作物品种的选择(旱地/水田)、免耕等都能够提高土壤的碳含量,减少农田生态系统的碳释放。但是,尽管管理措施不断改善,农田生态系统的土壤碳含量一般很难恢复到以前的水平。

5 结 语

全球范围内土地利用/覆盖变化造成大量CO₂释放到大气中。森林砍伐、森林转化为农田或草地、森林和草地的退化、城市用地增加等都可能对陆地生态系统碳释放量增加,而不同的土地利用/覆盖变化格局造成的碳释放量不同。不同区域的土地利用/覆盖变化对生态系统碳交换格局的影响也不一致。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、以及系统模型的出现和逐步改进等都促进了对土地利用/覆盖变化的研究,目前,土地利用/覆盖变化影响碳循环的研究以模型方法为主。由于土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳循环影响广泛而复杂,同时长期试验研究数据仍然不足,目前的模型预测结果还有很多不确定性。土地利用/覆盖变化影响陆地生态系统碳循环过程的模拟过于简化,从而造成模型估测的结果与观测数据差异很大,而且,各模型结果之间也存在较大差异。土地利用/覆盖变化模型、植被动态模型和生态系统过程模型的耦合是未来模型发展和改进的主要方向。合理管理措施的应用能够显著降低土地利用/覆盖变化造成的碳释放量或增加陆地生态系统的固碳量。鉴于人为因素影响的复杂性,目前管理措施影响生态系统碳循环的量化研究还很少,有待于今后开展更多的长期试验和进一步改进管理措施影响生态系统碳循环的量化模拟。

参 考 文 献

- Abril A, Bucher EH (1999). The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 12, 159 – 167.
- Achard F, Eva HD, Stibig HJ, Mayaux P, Gallego J, Richards T, Malingreau JP (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297, 999 – 1002.
- Allen RJ, Barnes DF (1985). The causes of deforestation in developing countries. *Annals of the Association of American Geographers*, 75, 163 – 184.
- Archer S, Boutton TW, Hibbard KA (2001). Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In: Schulze D, Heimann M, Harrison S, Holland E, Lloyd J, Prentice I, Schimel D eds. *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*. Academic Press, San Diego, 115 – 138.
- Archer S, Schimel DS, Holland EA (1995). Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate, or CO₂. *Climatic Change*, 29, 91 – 99.
- Aselmann I, Crutzen PJ (1989). Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 8, 307 – 358.
- Bolin B, Sukumar R (2000). Global perspective. In: Watson RT, Noble IR, Bolin B, Ravindranath NH, Dokken DJ eds. *Land Use, Land Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 23 – 51.
- Canadell JG (2002). Land use effects on terrestrial carbon sources and sinks. *Science in China (Series C)*, 45 (Suppl.), 1 – 9.
- Caspersen JP, Pacala SW, Jenkins JC, Hurr GC, Moorcroft PR, Birdsey RA (2000). History to carbon accumulation in U. S. forests. *Science*, 290, 1148 – 1151.
- Cerri CC, Volkoff B, Andreux F (1991). Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 38, 247 – 257.
- Chen GS(陈广生), Zeng DH(曾德慧), Chen FS(陈伏生), Fan ZP(范志平), Geng HD(耿海东) (2003). A research review on “fertile islands” in arid and semi-arid regions. *Chinese Journal of Applied Ecology(应用生态学报)*, 14, 2295 – 2300. (in Chinese with English abstract)
- Chen H, Tian HQ, Liu ML, Melillo JM, Pan SF, Zhang C (2006). Effect of land-use change on terrestrial carbon dynamics in the southern USA. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1533 – 1547.
- Cole CV, Cerri C, Minami K, Mosier A, Rosenberg N, Sauerbeck P (1996). Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson RT, Zinyowera MC, Moss RH eds. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses*. Cambridge University Press, Cambridge, 745 – 771.
- Crawford CS, Gosz JR (1982). Desert ecosystems: their resources in space and time. *Environmental Conservation*, 9, 181 – 195.
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 63 – 87.
- Davidson EA, Nepstad DC, Klink C, Trumbore SE, Fisher MJ, Rao IM, Lascano CE, Sanz JI, Thomas RJ, Vera RR, Ayarza MA (1995). Pasture soils as carbon sink. *Nature*, 376, 472 – 473.
- Davidson EA, Ackerman IL (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20, 161 – 193.
- De Vries W, Reinds GJ, Gundersen P, Sterba H (2006). The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology*, 12, 1151 – 1173.
- DeFries RS, Field CB, Fung I, Collatz GJ (1999). Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 803 – 815.
- Detwiler RP (1986). Land use change and the global carbon cycle: the role of the tropical soils. *Biogeochemistry*, 2, 67 – 93.
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Trexler MC, Wisniewski J (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185 – 190.
- Dukes JS, Mooney HA (1999). Does global change increase the success of biological invaders? *Trees*, 14, 135 – 139.
- Eden MJ, Furley PA, McGregor DFM, Milliken W, Ratter JA (1991). Effect of forest clearance and burning on soil properties in northern Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management*,

- 38, 283 – 290.
- Fan SM, Blaine TL, Sarmiento JL (1999). Terrestrial carbon sink in the Northern Hemisphere estimated from the atmospheric CO₂ difference between Mauna Loa and the South Pole since 1959. *Tellus*, 51, 863 – 870.
- Fang JY, Chen AP, Peng CH, Zhao SQ, Ci LJ (2001). Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 22, 2320 – 2322.
- FAO (2005). *Global Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest Management*. FAO Forestry Paper, 147.
- Fearnside PM, Barbosa RI (1998). Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108, 147 – 166.
- Fearnside PM, Barbosa RI (2004). Accelerating deforestation in Brazilian Amazonia: towards answering open questions. *Environmental Conservation*, 31, 7 – 10.
- Fisher MJ, Rao IM, Ayarza MA, Lascano CE, Sanz JI, Thomas RJ, Vera RR (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, 371, 236 – 238.
- Friend AD, Schugart HH, Running SW (1993). A physiology-based gap model of forest dynamics (HYBRID). *Ecology*, 74, 792 – 797.
- Franzluebbers AJ, Stuedemann JA, Schomberg HH, Wilkinson SR (2000). Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 469 – 478.
- GACGC (1998). The accounting of biological sinks and sources under the Kyoto Protocol: a step forwards or backwards for global environmental protection? *German Advisory Council on Global Change*, Special Report, Bremerhaven, 75.
- Gorham E (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climate warming. *Ecological Applications*, 1, 182 – 195.
- Grover HD, Musick HB (1990). Shrubland encroachment in southern New Mexico, USA: an analysis of desertification processes in the American southwest. *Climatic Change*, 17, 305 – 330.
- Guo LB, Gifford RM (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345 – 360.
- Heal WO, Anderson JM, Swift MJ (1997). Plant litter quality and decomposition: an historical viewpoint. In: Cadisch G, Giller KE eds. *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International, UK, 3 – 30.
- Herbert DA, Williams M, Rastetter EB (2003). A model analysis of N and P limitation on carbon accumulation in Amazonian secondary forest after alternate land-use abandonment. *Biogeochemistry*, 65, 121 – 150.
- Hibbard KA, Archer S, Schimel DS, Valentine DW (2001). Biogeochemical changes accompanying woody plant encroachment in a subtropical savanna. *Ecology*, 82, 1999 – 2011.
- Houghton RA, Hackler JL (2003). Sources and sinks of carbon from land-use change in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1034, doi:10.1029/2002GB001970.
- Houghton RA, Goodale CL (2004). Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. In: DeFries RS, Asner GP, Houghton RA eds. *Ecosystems and Land Use Change*. American Geophysical Union, Washington, 85 – 98.
- Houghton RA, Hackler JL (2000). Changes in terrestrial carbon storage in the United States. I. The roles of agriculture and forestry. *Global Ecology and Biogeography*, 9, 125 – 144.
- Houghton RA (1995). Changes in the storage of terrestrial carbon since 1985. In: Lal R, Kimble JM, Levine E, Stewart BA eds. *Soils and Global Change*. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, 45 – 65.
- Houghton RA (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850 – 2000. *Tellus*, 55, 378 – 390.
- Houghton RA, Hackler JL, Lawrence, KT (1999). The US carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285, 574 – 578.
- Houghton RA, Hobbie JE, Melillo JM, Moore B, Peterson BJ, Shaver GR, Woodwell GM (1983). Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecological Monographs*, 53, 235 – 262.
- Houghton RA, Skole DL, Nobre CA, Hackler JL, Lawrence KT, Chomentowski WH (2000). Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature*, 403, 301 – 304.
- IPCC (2000). Land use, land-use change, and forestry. In: Watson RT, Noble LR, Bolin B, Ravindranath NH, Verardo DJ, Dokken DJ eds. *A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (2001). *A Special Report of IPCC Working Group. III. Summary for Policymakers, Emission Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Islam KR, Weil RR (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, 9 – 16.
- Jackson RB, Banner JL, Jobbagy EG, Pockman WT, Wall DH (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grassland. *Nature*, 418, 623 – 626.
- Johnson DW (1992). Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air and Soil Pollution*, 64, 83 – 120.
- Johnson DW, Curtis PS (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227 – 238.
- Johnson MP (2001). Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. *Environment and Planning*, 33, 717 – 735.
- Kasimir-Klemedtsson L, Berglund K, Martikainen P, Silvola J,

- Oenema O (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use Management*, 13, 245 – 250.
- Kauppi PE, Mielikainen K, Kuusela K (1992). Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, 256, 70 – 74.
- Keeling CD, Chin JFS, Whorf TP (1996). Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO₂ measurements. *Nature*, 382, 146 – 149.
- Kern JS (1994). Spatial patterns of soil organic carbon in the contiguous United States. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 439 – 455.
- Khalil MAK, Rasmussen RJ (1983). Sources, sinks and seasonal cycles of atmospheric methane. *Journal of Geophysical Research*, 88, 5131 – 5144.
- King AW, Emanuel WR, Wullschlegel SD, Post WM (1995). In search of the missing carbon sink: a model of terrestrial biospheric response to land-use change and atmospheric CO₂. *Tellus B*, 47, 501 – 509.
- Kucharik CJ, Foley JA, Delire C, Fisher VA, COE MT, Lenters J, Young-Molling C, Ramankutty N, Norman JM, Gower ST (2000). Testing the performance of a dynamic global ecosystem model: water balance, carbon balance, and vegetation structure. *Global Biogeochemical Cycles*, 14, 795 – 825.
- Lambin EF, Turner BL II, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes O, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen WL, Stone GD, Svedin U, Veldkamp TA, Vogel C, Xu J (2001). The causes of land use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261 – 269.
- Levy PE, Friend AD, White A, Cammell MGR (2004). The influence of land use change on global-scale fluxes of carbon from terrestrial ecosystems. *Climatic Change*, 67, 185 – 209.
- Liu JY, Liu ML, Tian HQ, Zhuang DF, Zhang ZX, Zhang W, Tang XM, Deng XZ (2005a). Spatial and temporal patterns of China's cropland during 1990 – 2000: an analysis based on Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 98, 442 – 456.
- Liu JY, Tian HQ, Liu ML, Zhuang DF, Melillo JM, Zhang Z (2005b). China's changing landscape during the 1990s: large-scale land transformation estimated with satellite data. *Geophysical Research Letters*, 32, L02405, doi:10.1029/2004GL021649.
- Malhi Y, Grace J (2000). Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 332 – 337.
- Maltby E, Immirzi CP (1993). Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: regional and global perspectives. *Chemosphere*, 27, 999 – 1023.
- Mann LK (1986). Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science*, 142, 279 – 288.
- Matthews E, Fung I (1987). Methane emissions from natural wetlands: global distribution, area and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles*, 1, 61 – 86.
- McGuire AD, Sitch S, Clein JS, Dargaville R, Esser G, Foley J, Heimann M, Joos F, Kaplan J, Kicklighter DW, Meier RA, Melillo JM, Moore B, Prentice IC, Ramankutty N, Reichenau T, Schloss A, Tian H, Williams LJ, Wittenberg U (2001). Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century: analyses of CO₂, climate and land use effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles*, 15, 183 – 206.
- Metting FB, Smith JL, Amthor JS, Izaurralde RC (2001). Science needs and new technology for increasing soil carbon sequestration. *Climatic Change*, 51, 11 – 34.
- Ministry of Land and Resources of China (MLR) (2000, 2001, 2002, 2003) (中华人民共和国国土资源部). *Annual Report on China's Land Resources*. Geological Publishing House, Beijing.
- Mitra S, Wassmann R, Vlek PLG (2005). An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*, 88, 25 – 35.
- Mohren GMJ, Goldewijk CGMK (1990). *CO₂ Fix: a Dynamic Model of the CO₂-Fixation in Forest Stands*. De Dorschkamp, Research Institute for Forestry and Urban Ecology. Report No. 624, 35.
- Moorcroft PR, Hurtt GC, Pacala SW (2001). A method for scaling vegetation dynamics: the ecosystem demography model. *Ecological Monographs*, 71, 557 – 585.
- Murty D, Kirschbaum MF, McMurtrie RE, McGilvray H (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8, 105 – 123.
- Nepstad DC, Uhl C, Serrão EAS (1991). Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio*, 20, 248 – 255.
- Nepstad DC, Verissimo A, Alencar A, Nobre C, Lima E, Lefebvre P, Schlesinger PM, Potter C, Moutinho P, Mendoza E, Cochrane M, Brooks V (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505 – 508.
- Oldemen LR (1994). The global extent of land degradation. In: Greenland DJ, Szabolcs I eds. *Land Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, 99 – 118.
- Pacala SW, Hurtt GC, Baker D (2001). Consistent Land- and atmosphere-based U. S. carbon sink estimates. *Science*, 292, 2316 – 2320.
- Pan YD, McGuire AD, Melillo JM, Kicklighter DW, Sitch S, Prentice IC (2002). A biogeochemistry-based dynamic vegetation model and its application along a moisture gradient in the continental United States. *Journal of Vegetation Science*, 13, 369 – 382.
- Parsons J (1972). Spread of African pasture grasses to the American tropics. *Journal of Range Management*, 25, 12 – 17.

- Patterson J (1999). Wetlands and climate change. Feasibility investigation of giving credit for conserving wetlands as carbon sinks. *Wetlands International Special Publication*, 1, 35.
- Post WM, Kwon KC (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6, 317 – 327.
- Ramankutty N, Foley JA (1999). Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 997 – 1027.
- Reidsma P, Tekelenburg T, van den Berg M, Alkemade R (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, 86 – 102.
- Sampson DA, Waring RH, Maier CA, Gough DM, Ducey MJ, Johnsen KH (2005). Fertilization effects on forest carbon storage and exchange and net primary production; a new hybrid process model for stand management. *Forest Ecology and Management*, 221, 91 – 109.
- Schimel DS (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77 – 91.
- Schimel DS, House JI, Hibbard KA, Bousquet P, Ciais P, Peylin P, Braswell BH, Apps MJ, Baker D, Bondeau A, Canadell J, Churkina G, Cramer W, Denning AS, Field CB, Friedlingstein P, Goodale CL, Heimann M, Houghton RA, Melillo JM, Moore BS, Murdiyarso D, Noble IR, Pacala SW, Prentice IC, Raupach MR, Rayner PJ, Scholes RJ, Steffen WL, Wirth C (2001). Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414, 169 – 172.
- Schlesinger WH (1977). Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8, 51 – 81.
- Schlesinger WH, Raikes JA, Hartley AE, Cross AF (1996). On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology*, 77, 364 – 374.
- Schlesinger WH, Reynolds JF, Cunningham GL, Huenneke LF, Jarrell WM, Virginia RA, Whitford WG (1990). Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247, 1043 – 1048.
- Scott NA, Tate KR, Bobertson JF, Giltrap DJ, Smith CT (1999). Soil carbon storage in plantation forests and pastures: land-use change implications. *Tellus*, 51, 326 – 335.
- Scott RL, Huxman TE, Williams DG, Goodrich DC (2006). Eco-hydrological impacts of woody-plant encroachment: seasonal patterns of water and carbon dioxide exchange within a semiarid riparian environment. *Global Change Biology*, 12, 311 – 324.
- Sedjo RA (1992). Temperate forest ecosystems in the global carbon cycle. *Ambio*, 21, 274 – 277.
- Serrão EAS, Falesi IC (1977). Pastagens do Trópico úmido Brasileiro. *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Centro de Pesquisas Agro-Pecuárias do Trópico úmido (EMBRAPA/CPATU)*, Belém, Pará, Brazil, 63.
- Siegert F, Ruecker G, Hinrichs A, Hoffmann AA (2001). Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature*, 414, 437 – 440.
- Siegenthaler U, Oeschger H (1978). Predicting future atmospheric carbon dioxide levels. *Science*, 199, 388 – 395.
- Sitch S, Smith B, Prentice IC, Arneth A, Bondeau A, Cramer W, Kaplan J, Levis S, Lucht W, Sykes M, Thonicke K, Venevski S (2003). Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ Dynamic Vegetation Model. *Global Change Biology*, 9, 161 – 185.
- Skole D, Tucker CJ (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260, 1905 – 1910.
- Smith DL, Johnson LC (2003). Expansion of *Juniperus virginiana* L. in the Great Plains: changes in soil organic carbon dynamics. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1062, doi: 10.1029/2002GB001990.
- Tans P, Fung IP, Takahashi T (1990). Observational constraints on the global atmospheric CO₂ budget. *Science*, 247, 1431 – 1438.
- Tate KR, Scott NA, Ross DJ, Parshotam A, Claydon JJ (2000). Plant effects on soil carbon storage and turnover in an adjacent forest and grassland. *Australian Journal of Soil Science*, 38, 685 – 698.
- Teixeira LB (1987). *Dinamica do Ecosystema de Pastagem Cultivada em área de Floresta na Amazônia Central*. PhD dissertation, Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia (INPA) and Fundação Universidade do Amazonas (FUA), Manaus, Amazonas, Brazil, 100.
- Tian HQ, Hall CAS, Qi Y (1998a). Modeling primary productivity of the terrestrial biosphere in changing environment: toward a dynamic biosphere model. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 15, 541 – 557.
- Tian HQ, Melillo JM, Kicklighter DW, McGuire AD, Helfrich JVK, Moore B, Vörösmarty CJ (1998b). Effect of interannual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature*, 396, 664 – 667.
- Tian HQ, Melillo JM, Kicklighter DW, McGuire AD, Helfrich J (1999). The sensitivity of terrestrial carbon storage to historical climate variability and atmospheric CO₂ in the United States. *Tellus*, 51B, 414 – 452.
- Tian HQ, Melillo JM, Kicklighter DW, McGuire AD, Helfrich J, Moore B, Vörösmarty CJ (2000). Climatic and biotic controls on annual carbon storage in Amazonian ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 9, 315 – 336.
- Tian HQ, Melillo JM, Kicklighter DW, Pan SF, Liu SY, McGuire AD, Moore B (2003). Regional carbon dynamics in monsoon Asia and its implications for the global carbon cycle. *Global and Planetary Change*, 37, 201 – 217, doi: 10.1016/S0921 – 8181 (02) 00205-9.
- Tian HQ, Liu ML, Zhang C, Ren W, Chen GS, Xu XF (2005). *DLEM-The Dynamic Land Ecosystem Model, User Manual*. the ESRA Laboratory, Auburn University, 2005.

- Turner BL II, Skole DL, Sanderson S, Fischer G, Fresco LO, Lee-mans R (1997). Land use and land-cover change. *Earth Science Frontiers*, 4, 26 – 33.
- Urban DL, Harmon ME, Halpern CB (1993). Potential response of Pacific north-western forests to climatic change, effects of stand age and initial composition. *Climatic Change*, 23, 247 – 266.
- Van Auken OW (2000). Shrub invasions of North American semi-arid grassland. *Annual Review of Ecological Systems*, 31, 197 – 215.
- Veldkamp A, Lambin EF (2001). Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, 1 – 6.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmanek M, West-brooks R (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21, 1 – 16.
- Walker BH, Steffen WL, Langridge J (1999). Interactive and integrated effects of global change on terrestrial ecosystems. In: Walker BH, Steffen WL, Canadell J, Ingram JSI eds. *The Terrestrial Biosphere and Global Change, Implications for Natural and Managed Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, 329 – 375.
- Waring RH, Running SW (1998). *Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales*. Academic Press, San Diego, 370.
- Yetman D, Burquez A (1994). Buffelgrass-Sonoran desert night-mare. *Arizona Riparian Council Newsletter*, 7, 8 – 10.
- Zhang PC, Shao GF, Zhao G, Le Master DC, Parker GR, Dunning GB, Li QL (2000). China's forest policy for the 21st century. *Science*, 23, 2135 – 2136.
- Zhang S, Zhang Y, Chen J, Zhang Y, Gao Z (2004). Temporal-spatial patterns of wetlands changes in China and driving force analysis. *SPIE—The International Society for Optical Engineering*, 5544, 410 – 419.
- Zhao M, Zhou GS (2006). Carbon storage of forest vegetation in China and its relationship with climatic factors. *Climatic Change*, 74, 175 – 189.

责任编辑：张丽赫