

分类号: Q148

单位代码: 10335

密 级: 无

学 号: 10807058

浙江大学

博 士 学 位 论 文



中文论文题目: 城乡耦合系统人类主导的碳循环及生态服务

英文论文题目: Human-dominated Carbon Cycle and Ecosystem Services in Urban and Rural Coupling Systems

申请人姓名: 吴旭

指导教师: 常杰教授

合作导师: 葛滢教授

专业名称: 生态学

研究方向: 生态系统生态学

所在学院: 生命科学学院

论文提交日期: 2013年5月

城乡耦合系统人类主导的碳循环及生态服务



论文作者签名: 吴旭

指导教师签名: 常志

论文评阅人 1: 匿名评审

评阅人 2:

评阅人 3:

评阅人 4:

评阅人 5:

答辩委员会主席: 罗孟波

委员 1: 韩洪云

委员 2: 成浩

委员 3: 丁平

委员 4: 葛滢

答辩日期: 2013 年 6 月 8 日

Human-dominated Carbon Cycle and Ecosystem Services in
Urban and Rural Coupling Systems



Author's signature: 吴旭

Supervisor's signature: 李林

External Reviewers: Blind review

Examining Committee Chairperson:

Mengbo Luo

Examining Committee Members:

Hongyun Han

Hao Cheng

Ping Ding

Ying Ge

Date of oral defence: June 8, 2013

浙江大学研究生学位论文独创性声明

本人声明所呈交的学位论文是本人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得浙江大学或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示谢意。

学位论文作者签名：吴旭 签字日期：2013年6月14日

学位论文版权使用授权书

本学位论文作者完全了解 浙江大学 有权保留并向国家有关部门或机构送交本论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅。本人授权 浙江大学 可以将学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索和传播，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。

（保密的学位论文在解密后适用本授权书）

学位论文作者签名：吴旭 导师签名：吴旭
签字日期：2013年6月14日 签字日期：2013年6月14日

致谢

博士五年，转瞬即逝。仿佛自己尚未沉下心来钻研一个科学问题，蓦然回首，却发现自己已经站在毕业的边缘。至今仍清楚地记得五年前本科毕业时，看着博士学长们打印如同一本著作的学位论文时的情景，却始终无法将当时的感受和自己手中这本拙作联系起来。五年来，我清楚感受到自己各方面的变化，从一个对科研一无所知的本科生变成手中有着些许论文的博士生。蜕变是痛苦的，但也是必须的。站在毕业论文送审的时间节点上，看着论文中点点滴滴的积累，每一个章节好像都在诉说着一段痛并快乐着的故事。五年前的我抱着一颗对科学充满好奇和热情的心来到浙江大学紫金港校区求学，五年后的我终于即将实现这个儿时的初梦。纵然这过程中有着各种彷徨、紧张和辛酸，但也伴随着兴奋、快乐和憧憬。此时此刻，我唯有用最真挚的心情去感谢我青春中最美好的五年。

首先，要感谢我的导师常杰老师。到现在为止我仍然记得当初为什么会在庞大的生科院教授阵容中找到了您，是因为对您所从事的生态领域研究的热爱和极大的兴趣。五年以来，您时刻以严格的要求来管理着我的求学生活，并身体力行地为我树立一个勤励的榜样。您孜孜不倦地对我进行着科学训练，并引导我成长为一个有独立见解和思考能力的人。感谢您经常熬夜帮我修改论文，感谢您在我科研遇到困难时候的不离不弃，感谢您对科学理论的不懈追求和执着让我学到许多专业知识，还要感谢您时刻警醒着我的言行，让我得到的不仅仅是科学知识上的训练。

其次，还要感谢同样是我导师的葛滢老师。是您在我们的科研中技术遇到困难时的积极思考和帮助，让我能够通过一个又一个障碍。当我和常老师意见不一时，也是您充当着纽带和桥梁，让我们都能理解对方的想法来尽力达成一致。您更像是一个朋友，和我们一起做实验，一起欢笑，一起讨论如何在技术上实现科学想法。感谢您在我科研中遇到困难时总是第一时间提出对策，感谢您在生活上和思想上对我的鞭策和促进，感谢您在我们艰苦卓绝的科研讨论过程中调剂着气氛，并给予人性的关怀。作为一名女教授，您对学生的关心甚至超过自己的子女。这五年来您和常老师的不易远远在我之上。在此，要衷心祝愿两位导师在未来的科研生活中能够身体健康，开心幸福！

实验室的生活离不开与我同舟共济的研究生们。五年来看看一个个研究生们

来了又走，实验室的人员从刚来时到现在阵容的完全变换，我必须深深地感谢每一个在 450 遇到的人。感谢我的师兄谷保静、葛韩亮、王猛、张骏、王海、朱四喜、刘安钦、温家石、程勇翔、杨国福，师姐刘冬、储子彦、曹海芹、王艳、李世玉、薛慧、史琰、孙红英，同门徐昊、嵇浩翔、朱轶梅、郭培培，师弟任远、陈正新、郭克俭、刘阳、李丹，师妹张培丽、徐希真、韩佳佳、任笑一、杜园园、范星。是你们在平时我科研和生活中遇到困难和不顺时，对我的无私帮助、鼓励和安慰让我能够始终充满信心和勇气走完博士五年，谢谢你们！

感谢谷保静和刘冬师姐在我刚来时候给我的指导以及一路以来的帮助和鼓励；感谢同课题组的王艳、李世玉和薛慧师姐，刘安钦、温家石、程勇翔和杨国福师兄在类似科学问题上给予我的帮助，是你们付出的同样努力和积累让我在撰写 SCI 时不会感到孤单！感谢远在美国的杨武师兄从五年前到现在给我的指点和鼓励，帮我找到方法渡过各种难关，谢谢！同样也感谢已在国外求学的董小丽、韩震和毛丰同学的从本科到研究生阶段一直与我无私地分享科研想法。

感谢杨国福、郭克俭、刘阳、李丹、杜园园和郑楠在这本博士论文成稿过程中给予的无私帮助和贡献，你们的付出只会为本论文添彩而不对任何谬误负责，谢谢！感谢闵勇博士在我论文写作中给出尖锐而宝贵的意见，帮助理清很多逻辑问题，并给出富有建设性的对策，谢谢！

感谢同寝室的谢坚和程勇翔师兄，和你们在一起讨论学术或者其他问题的寝室时光让我的博士生涯不至于太过枯燥无味，谢谢你们生活中的帮助和关心！

感谢加拿大的彭长辉和张小川老师，美国田汉勤、骆亦其、郭建国、刘建国、Meyerson 和 Silver 老师，浙江大学经济学院的罗卫东、沈满洪和马述忠老师，浙江工商大学的许彬老师，是你们的帮助让我学到许多生态学和经济学的知识，从而能够有能力进行这样一个交叉学科的研究，谢谢你们！

感谢浙江大学排球社的排球爱好者们，是你们陪伴我这五年的求学生涯中为数不多的休息时光，用这唯一的体育爱好来放松自己以获得更多的精力来面对科研的压力，希望以后的岁月里还能有你们的陪伴。

感谢我的家人、亲人和朋友们，是你们在物质和精神上的坚定不移地给我强大支持，让我有勇气走完这五年，谢谢你们！也祝你们都能身体健康，一切顺利！

吴旭 2013 年 4 月 30 日凌晨

摘要

人类活动已强烈修饰(干扰)甚至主导陆地生态系统碳的生物地球化学循环,在满足人类食物和居住等基本需求的同时,也产生严重的环境和健康问题。自工业革命以来,人类对原生态系统干扰使其发生结构破缺和功能分化,形成人类需求服务的单一目标功能单元(如农田、城市、污水处理厂等)。这些单元再通过耦合与自组织升级形成现实物理空间中以城市为核心的新系统——城乡耦合系统(Urban and Rural Coupling Systems, URCS)。尽管 URCS 的结构与功能日益完备,其碳生物地球化学循环过程以及所提供的生态服务仍不清楚。为明确 URCS 中不同功能子系统的碳循环特征及生态服务,本研究尝试构建 URCS 中人类主导的碳循环框架,阐明其中典型过程的碳平衡和生态服务变化,并探讨其自然-社会-经济影响因素。

本文将 URCS 分为生产、分解、人居和生命支持四个功能子系统,以其中典型人工系统为例打开 URCS 中人类主导下碳循环黑箱,基于质量平衡法构建生产-分解-人居-生命支持功能子系统之间的碳循环框架。同时,通过温室农业、人工湿地和城市等案例来研究 URCS 中典型的人类活动影响碳平衡和生态服务的过程,并探究其中的自然-社会-经济影响因素。本文采取实验测定和文献数据收集相结合的整合分析法来编译相关碳循环的数据集,并以质量平衡和生命周期法来量化相应过程的碳平衡及生态服务,再通过回归和差异显著性分析来阐明相关的影响因素。以下是主要结论:

1) 人类主导作用增加 URCS 各功能子系统之间的碳流路径和碳库种类,并增加碳积累。其中,农田子系统 2009 年光合碳输入($623.1 \text{ Tg C yr}^{-1}$)约有 88%的光合碳输入由于人类利用而进入工业、人居、畜牧水产等子系统,其碳输出路径多于分解和人居子系统;分解子系统向生命支持子系统的碳输出小于农田和人居子系统,能处理约 79%的人居子系统废物碳输出;人居子系统 2009 年碳积累分别相当于农田和分解子系统的 1.9 和 3.2 倍,其中无机碳固持和农田相当,揭示出人类的居住和生活需求倾向于在人居子系统中积累碳。2009 年农田和人居子系统的生命周期碳平衡为净碳源,分解子系统为净碳汇。但分解子系统仍是一个净温室气体的排放源($12.8-69.1 \text{ Tg CO}_2\text{-eq}$),并不能缓解温室效应。

2) 在 URCS 中,从传统农业转变为塑料温室农业的食物生产集约化过程中

国五个气候区（寒温带区、中温带区、北亚热带区、南亚热带区和青藏高原区）中均可减少生命周期碳排放，平均为 $1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。若考虑 N_2O 排放，生命周期温室气体减排平均约为 $5.42 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。这主要是由于转变为塑料温室后净初级生产力和土壤碳固持的增加抵消外部有机肥碳输入和化石燃料碳排放的增加。该集约化过程还增强作为生产子系统目标功能——食物供给并伴随着多重生态服务和负服务的增加。塑料温室农业供给服务的经济价值占全部服务经济总价值的 84%。在中国五个气候区中，从传统农业转变为塑料温室农业既增加生态服务（如蔬菜供给、碳固定、节水和减缓沙尘暴等）又增加负服务（如土壤盐渍化和酸化、温室气体排放等），但其生态系统服务净经济价值均为正。

3) 人工湿地作为传统人工分解系统替代的典型示例，增强 URCS 的污水处理能力，是污水处理厂的重要补充途径之一。它在处理污水的同时可利用废 N 生产生物能源。人工湿地的生命周期碳排放比污水处理厂减少 $14 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除，生命周期温室气体排放减少 $575 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ t}^{-1} \text{ N}$ 去除。主要是由于其较低的建造和运行成本使得物质和能量消耗较少。无论作为污水处理还是能源生产系统，人工湿地污水处理（或提供清洁水）的经济价值占生态服务总经济价值的 97%。作为污水处理系统，人工湿地供给服务和调节服务经济价值分别是污水处理厂 9.5 和 10.4 倍，其负服务经济价值仅为污水处理厂的 0.09%；作为能源生产系统，人工湿地生态服务总价值略高于微藻系统，是其他能源系统（如柳枝稷和大豆）的 153-602 倍。

4) 城市生态系统作为 URCS 的调控中心，包括城市绿地系统和人居系统。尽管城市是一个巨大的碳源，但城市化过程增加碳密度。中国 16 个城市建成区人居系统平均碳密度 ($177.8 \text{ t C hm}^{-2}$) 高于城市绿地系统 ($120.1 \text{ t C hm}^{-2}$) 和同区域自然生态系统 ($109.8 \text{ t C hm}^{-2}$)。若考虑城市生态系统作为 URCS 物理空间上的一个结构功能单元，中国 16 个城市生态系统平均碳密度可达 $297.9 \text{ t C hm}^{-2}$ ，高于中国森林生态系统的平均碳密度 ($208.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 和热带雨林 ($40\text{-}250 \text{ t C hm}^{-2}$) 的碳密度。这主要是由于绿地土壤碳密度的增高和人居系统碳库种类的增加。城市绿地系统作为生命支持系统之一，为人居系统提供景观美学、气候调节、空气净化等服务，改善城市的环境。其中文化服务（景观美学）经济价值平均为总服务经济价值的 84%。同时，中国 16 个城市建成区绿地系统在人类管理下仍可带来生命周期净碳减排达，其负服务相对较小。

5) 在 URCS 中生产、分解和城市生态系统碳平衡仍受到自然因素的直接或间接影响, 并均为温度。如传统农业转变为塑料温室过程中积温增高可延长蔬菜生长季, 提高系统的净初级生产力进而增加土壤碳固持; 温度影响人工湿地的微生物过程从而改变 CH_4 和 N_2O 的排放; 绿地碳密度随年均温增高而显著降低, 可能由于高温增加土壤碳呼吸, 而城市人居碳密度则与城市年均温呈显著的二次关系并在年均温居中的城市里最高, 这可能是由于人们倾向于居住在温度适中的地方。社会经济对碳平衡的影响因素却比较多样化。如塑料温室农业在寒冷地区转变收益高于温暖地区, 从而农户更愿意输入更多有机肥, 从而增加净初级生产力和土壤碳固持; 人工湿地中通过采取合理的 N 利用技术, 使用垂直流人工湿地以及选取芦竹、芦苇等生产力较高的物种等易行手段可提高净初级生产力; 城市绿地碳密度与单位面积能耗呈显著的二次关系并在单位面积能耗适中的城市里最低。城市人居系统碳密度同时随着单位面积家庭数和能耗的增加而线性增高, 与城市人均 GDP 呈显著线性负相关。

综上, 本研究揭示 URCS 中不同功能(生产、分解和人居)子系统的碳循环过程, 补充碳的生物地球化学循环理论中人类主导影响下的碳循环部分。同时, 通过食物生产集约化、传统人工分解系统替代和城市化过程理解人类主导下碳平衡与生态服务, 以及自然-社会-经济影响因素, 将为未来制定经济-生态-社会三赢的可持续发展模式提供科学理论依据。

关键词: 生命周期、集约化、城市化、塑料温室、人工湿地、碳减排

Abstract

Human activities have intensively modified and dominated the carbon cycle of terrestrial ecosystems. While satisfying basic needs for food and housing, human activities have brought serious environmental and health problems. Since industrial revolution, the human disturbances have broken the structure and differentiated the function of pristine ecosystems, forming functional units (e.g. croplands, city or wastewater treatment) with single goal to meet human needs. These units are in turn coupling, self-organizing and upgrading into new systems existing in real world with city as the core, i.e. Urban and Rural Coupling Systems (URCS). Although the structure and function of URCS is approaching perfect, its carbon cycle and ecosystem services remain largely unknown. In order to understand the carbon cycle and ecosystem services of different functional sub-systems, this study tried to construct the framework of human dominated carbon cycle in URCS. Based on the framework, we investigated the change of carbon cycle and ecosystem services during typical human dominated processes (e.g. agricultural intensification), and explored their natural, social and economic effect factors.

This study divided URCS into four functional subsystems: production, decomposition, human settlement and life-supporter. The specific processes of human dominated carbon cycle for URCS were explained using typical artificial ecosystems. Then, the framework of carbon cycle among production-decomposition-human settlement and life-supporter sub-systems were constructed with mass balance method. Finally, this paper used greenhouse agriculture, constructed wetland and urban ecosystem as case studies to investigate the human dominated carbon balance and ecosystem services during typical processes of URCS. Furthermore, the natural and socioeconomic factors affected the carbon cycle are also considered. This paper uses meta-analysis to compile dataset with multiple data sources from experiments and literatures. Next, the carbon balance and ecosystem services during corresponding processes are quantified using mass balance and life cycle analysis. The effect factors are explained with statistical methods. The main results are as follows:

1) Human domination has increased the pathways of carbon fluxes and diversities of carbon pools among different functional sub-systems in URCS. As a result, carbon accumulation also increased in human dominated systems. In 2009, the photosynthetic carbon inputs of croplands is $623.1 \text{ Tg C yr}^{-1}$. About 88% of the photosynthetic carbon inputs are appropriated by humans and exported into industry, human settlement and livestock sub-systems. The pathways of carbon outputs for croplands are more than that of decomposition and human settlement. The carbon output intensity of decomposition sub-systems into life-supporter sub-systems is lower than that of croplands and human settlements. In 2009, the decomposition sub-system can treat ~79% waste carbon outputs from human settlements. Human settlements can accumulate 1.9- and 3.2-fold carbon that of croplands and decomposition sub-systems in 2009. The inorganic carbon sequestration in human settlement is similar to that of croplands. These results indicate human activities tend to accumulate carbon in human settlements. The life cycle carbon balances of croplands and human settlement in 2009 act as carbon sources while that of decomposition sub-systems is carbon sinks. However, decomposition sub-systems are also a net greenhouse gas sources ($12.8\text{-}69.1 \text{ Tg CO}_2\text{-eq}$), contributing to greenhouse effect.

2) As intensification of food production in URCS, the conversion from conventional farming to plastic greenhouse agriculture can reduce carbon emissions under five climatic zones (cold-temperate, mid-temperate, Tibet, northern and southern subtropical zones) in China. The average carbon emission and greenhouse gas reduction is $1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ and $5.42 \text{ t CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ under life cycle analysis, respectively. This is because the increase of net primary production and soil carbon sequestration following the conversion can more than offset the increment of the external organic fertilizer carbon inputs and fossil fuel carbon emissions. This intensification can strengthen the basic function of production sub-systems, i.e. food supply while simultaneously increase multiple ecosystem services and dis-services. The economic value of provision services is about 84% that of total services from plastic greenhouse. Conversion from conventional farming to plastic greenhouses increase both ecosystem services and dis-services under five climatic zones in China. However,

all the net economic values are positive.

3) As the typical case for diversification of artificial decomposition sub-system, constructed wetlands can increase the capacity of wastewater treatment in URCS. Constructed wetlands is one of important substitute approaches for wastewater treatment, treating wastewater nitrogen while producing biofuel. The life cycle carbon emissions and greenhouse gas emissions of constructed wetlands are $14 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ removal and $575 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ t}^{-1} \text{ N}$ removal less than that of wastewater treatment plants, respectively. This is mainly because the low construct and operation cost lead to low material and energy consumption. The economic value of provision service (clean water supply) from constructed wetlands can reach 97% of total economic values, either as wastewater treatment or biofuel production system. As wastewater treatment, the provision and regulation services from constructed wetland is 9.5- and 10.4-fold that of wastewater treatment plants, while its dis-service is only 0.09%. As biofuel production systems, the total economic value of constructed wetlands is slightly higher than microalgae systems, and is 153-602 fold that of other biofuel production systems (e.g. switchgrass and corn).

4) As the regulation center of URCS, urban ecosystem include urban greenspace and human settlement. Urbanization increased carbon density release large amount of carbon. The average carbon density of human settlement ($177.8 \text{ t C hm}^{-2}$) is higher than that of urban greenspace ($120.1 \text{ t C hm}^{-2}$) and adjacent natural ecosystems ($109.8 \text{ t C hm}^{-2}$) across built-up area of 16 cities in China. Considering the urban ecosystem as an integrative functional unit in real world, the average total carbon density of built-up area ($297.9 \text{ t C hm}^{-2}$) can be higher than that of forest ecosystem ($208.5 \text{ t C hm}^{-2}$) and tropical rain forests ($40\text{-}250 \text{ t C hm}^{-2}$). This may be due to increase of greenspace soil carbon density and diversity of carbon pools in human settlements. As the life-support sub-systems, urban greenspace can provide ecosystem services such as aesthetic value, climate regulation, air purification and improve urban environment. The economic value of cultural services from urban greenspace is on average ~84% that of total ecosystem services. Moreover, urban greenspace, though managed by human, can reduce carbon emissions under life cycle analysis and provide low dis-services.

5) The carbon balance of production, decomposition and urban ecosystem in URCS is directly or indirectly affected by natural factors, namely temperature. For example, the conversion from conventional farming to plastic greenhouses have increased the accumulated temperature and thus prolonged the growth seasons, which in turn increase net primary production and soil carbon sequestration; Temperature can affect the microorganism activities and change CH_4 and N_2O emissions; Carbon density of urban greenspace significantly decrease with increasing annual mean temperature, suggesting high temperature would increase soil respiration; Carbon density of human settlements in built-up area peaks in the cities with medium annual mean temperature. This may be because people tend to live in mild climate. Socioeconomic factors affecting carbon balance is more diverse. For instance, farmers are willing to apply more organic fertilizers in cold regions than warm regions due to higher economic return, increasing net primary production and soil carbon sequestration; Net primary production of constructed wetlands could be improved by reasonable nitrogen level, vertical constructed wetland and species with high productivity; Carbon density of urban greenspace is lowest in cities with medium energy intensity, while that of human settlement increase with household density and energy intensity and decreases with per capita GDP.

Above all, this study reveals the carbon cycle of subsystems with different functions in URCS, supplementing the parts of human dominated carbon cycle in the context of global carbon cycle. Furthermore, this study use intensification of food production, replacement of conventional artificial decomposition approaches and urbanization to understand human dominated carbon balance and ecosystem services, and their natural and socioeconomic factors. This study will provide scientific foundations for sustainable development in the future.

Keywords: life cycle, intensification, urbanization, plastic greenhouse, constructed wetland, carbon reduction

目录

致谢	I
摘要	III
Abstract	VI
目录	X
表目录	XIII
图目录	XIV
术语表	XVI
1 绪论	1
1.1 生态系统学的发展和理论突破	1
1.1.1 传统“生态系统”概念的理论分析	1
1.1.2 新生态系统理论	4
1.2 从传统生态系统学到新生态系统学——先驱们的贡献	7
1.2.1 新生态系统思想的经济学来源	8
1.2.2 新生态系统思想的地理学来源	9
1.2.3 新生态系统思想的景观生态学来源	10
1.2.4 新生态系统思想的人类生态学来源	11
1.3 城乡耦合系统	12
1.3.1 生态核	13
1.3.2 生态器	15
1.3.3 生态质	17
1.4 城乡耦合系统碳循环——人类修饰到主导	19
1.4.1 全球陆地自然生态系统碳循环的人源改变	19
1.4.2 碳排放的生命周期评估	22
1.4.3 城市系统碳流和碳库特征	25
1.5 城乡耦合系统碳相关生态服务研究	27
1.6 本研究的科学问题、目的和意义	28
2 研究方法	30
2.1 方法论	30
2.1.1 城乡耦合系统的物理边界	30
2.1.2 城乡耦合系统结构	31
2.1.3 源-库-流理论和质量平衡法	33
2.1.4 生命周期评估法	34
2.1.5 整合分析法	35
2.2 研究方法概述	35
2.2.1 野外调查和采样	35
2.2.2 实验测定	37
2.2.3 年鉴文献数据搜集	37
2.2.4 统计分析	40
3 城乡耦合系统碳循环：中国案例	41
3.1 引言	41
3.2 城乡耦合系统碳循环计算方法	43

3.2.1 生产子系统碳平衡计算: 以农田为例.....	43
3.2.2 分解子系统碳平衡计算: 以污水处理厂和垃圾填埋场为例.....	47
3.2.3 人居子系统碳平衡计算.....	49
3.3 农田子系统碳循环.....	51
3.3.1 农田子系统碳通量和积累.....	51
3.3.2 农田子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡.....	53
3.4 分解子系统碳循环.....	55
3.4.1 污水处理厂碳通量.....	55
3.4.2 垃圾填埋场碳通量和积累.....	55
3.4.3 分解子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡.....	56
3.5 人居子系统碳循环.....	57
3.5.1 人居子系统碳通量和积累.....	57
3.5.2 人居子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡.....	58
3.6 本章小结.....	59
4 食物生产系统的集约化转变: 碳循环及生态服务	61
4.1 引言.....	61
4.2 研究方法.....	64
4.2.1 研究区域概况.....	64
4.2.2 系统边界和碳平衡计算.....	68
4.2.3 数据搜集和计算.....	69
4.2.4 塑料温室农业生态系统服务评估框架和计算.....	73
4.3 塑料温室农业的碳循环.....	77
4.3.1 碳输入和净生产力.....	77
4.3.2 土壤碳.....	79
4.3.3 农业生产过程碳排放.....	84
4.3.4 生命周期净碳流.....	86
4.4 温室农业碳循环的影响因素分析.....	88
4.4.1 自然因素.....	89
4.4.2 社会经济因素.....	90
4.5 塑料温室农业扩张的生态-社会-经济贡献.....	91
4.5.1 温室农业扩张对碳循环贡献.....	91
4.5.3 塑料温室农业生态系统服务.....	92
4.5.4 塑料温室农业社会经济效益.....	97
4.5.5 塑料温室农业的发展机制.....	99
4.6 本章小结.....	100
5 人工分解系统: 碳循环及生态服务	103
5.1 引言.....	103
5.2 研究方法.....	104
5.2.1 研究样地及人工湿地信息.....	104
5.2.2 系统边界和碳平衡计算.....	107
5.2.3 数据搜集和计算.....	108
5.2.4 人工湿地生态系统服务评估框架和计算.....	111
5.3 人工湿地碳循环.....	113
5.3.1 净生产力.....	113

5.3.2 土壤碳.....	115
5.3.3 建设与运行过程温室气体排放.....	116
5.3.4 人工湿地生命周期碳平衡.....	118
5.4 人工湿地碳平衡的影响因素分析.....	121
5.4.1 人工湿地污水氮输入.....	121
5.4.2 人工湿地结构.....	122
5.4.3 人工湿地物种配置.....	123
5.5 人工湿地的生态-社会-经济贡献.....	125
5.5.1 人工湿地能源生产与其他生物能源生产体系比较.....	125
5.5.2 人工湿地利用废氮生产生物能源对碳循环贡献.....	126
5.5.4 人工湿地生态系统服务.....	126
5.5.5 人工湿地社会经济可行性.....	128
5.6 本章小结.....	130
6 城市生态系统：碳循环和生态服务	133
6.1 引言.....	133
6.2 研究方法.....	134
6.2.1 城市边界定义和样本城市选取.....	134
6.2.2 城市碳库分类和影响因子选择.....	135
6.2.3 数据采集和计算方法.....	135
6.2.4 城市绿地生态系统服务评估框架和计算.....	138
6.3 城市绿地系统碳循环.....	141
6.3.1 城市绿地碳固定.....	141
6.3.2 城市绿地管理过程化石能源碳排放.....	143
6.3.3 城市绿地废弃物生产生物能源碳减排.....	144
6.3.4 城市绿地生命周期碳平衡.....	145
6.3.5 城市绿地碳密度.....	146
6.4 城市人居系统碳密度.....	149
6.5 城市碳密度的影响因素分析.....	151
6.5.1 自然因素.....	151
6.5.2 社会经济因素.....	153
6.6 城市绿地生态系统服务.....	155
6.7 本章小结.....	159
7 结论与展望	162
7.1 主要结论.....	162
7.1.1 城乡耦合系统碳流和碳积累.....	163
7.1.2 城乡耦合系统中食物生产系统集约化过程的碳平衡和生态服务.....	164
7.1.3 城乡耦合系统中替代传统人工分解系统的碳平衡和生态服务.....	164
7.1.4 城乡耦合系统中城市化过程的碳平衡和生态服务.....	165
7.1.5 城乡耦合系统人类主导碳循环的自然-社会-经济影响因素.....	165
7.2 未来研究展望.....	167
参考文献	168
攻读博士学位期间的科研成果	203

表目录

表 3.1 作物收获和非收获部分含碳率、含水率及草谷比.....	44
表 3.2 主要畜禽种类的粪便排泄系数和有机质含量.....	46
表 3.3 各子系统中所使用的化石能源碳排放系数.....	47
表 3.4 我国主要作物的播种面积、粮食和秸秆产量.....	52
表 4.1 中国温室蔬菜种植分区及气候特征.....	66
表 4.2 PGVC 系统的有机肥和无机肥施用碳含量.....	68
表 4.3 农业生产过程化石燃料碳排放的计算公式及碳当量值.....	71
表 4.4 中国五个气候区从 CVC 转变为 PGVC 有机肥碳输入增量和土壤有机碳增量.....	82
表 4.5 中国五个气候区 CVC 和 PGVC 农业生产过程化石燃料碳排放.....	84
表 4.6 中国 2008 年 PGVC 和 CVC 蔬菜产量、面积、复种指数、单季产量和年产量.....	93
表 4.7 中国五个气候区 CVC 转变 PGVC 后的生态系统服务与负服务的生物物理量和经济价值的变化.....	93
表 4.8 中国五个气候区 CVC 转变为 PGVC 生态系统服务经济价值变化.....	97
表 5.1 中国亚热带区五个生物能源实验人工湿地的基础信息.....	106
表 5.2 污水处理中潜流和表面流人工湿地以及污水处理厂总输入的碳排放.....	108
表 5.3 中国亚热带区三个用于处理工业和生活污水的污水处理厂的基本信息.....	110
表 5.4 中国亚热带区用于生物能源的人工湿地地上生物量和年 NPP.....	114
表 5.5 人工湿地与其他生物能源系统地上生物量和年 NPP.....	115
表 5.6 人工湿地作为生物能源系统和污水处理系统与相应系统的碳固持比较.....	116
表 5.7 现有生产系统和人工湿地与污水处理厂的建造与运行过程温室气体排放.....	117
表 5.8 人工湿地作为污水处理系统与其他污水处理系统的生命周期净碳平衡和温室气体平衡.....	121
表 5.9 污水处理系统的生态系统服务和负服务的生物物理量及经济价值.....	127
表 5.10 生物能源系统的生态系统服务和成本收益分析.....	128
表 5.11 污水处理厂和人工湿地的建造与运行成本.....	129
表 6.1 中国 16 个城市绿地 NPP 的组成.....	141
表 6.2 中国 16 个城市绿地 NPP.....	142
表 6.3 中国 16 个城市绿地修剪物生物能源生产.....	144
表 6.4 中国 16 个城市绿地生命周期碳平衡.....	145
表 6.5 中国 16 个城市绿地植被和土壤碳密度.....	147
表 6.6 中国人居系统碳密度和美国及自然生态系统比较.....	151
表 6.7 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务生物物理量.....	155
表 6.8 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务经济价值.....	157

图目录

图 1.1 系统的对称、破缺与耦合.....	6
图 1.2 对称、破缺与耦合的生态系统结构.....	7
图 1.3 城乡耦合系统示意图.....	13
图 1.4 城乡耦合系统的聚集-自组织升级过程.....	19
图 1.5 全球碳循环示意图.....	20
图 1.6 不同尺度上生命周期碳排放的应用及其方法示意.....	23
图 2.1 城乡耦合系统碳循环黑箱.....	30
图 2.2 城乡耦合系统子系统结构和碳循环过程.....	32
图 3.1 中国城乡耦合系统 2008 年碳汇和化石燃料燃烧碳排放对比.....	41
图 3.2 城乡耦合系统系统碳循环示意图.....	42
图 3.3 中国农田主要碳输入路径.....	51
图 3.4 中国农田主要碳输出路径.....	53
图 3.5 中国以农田为主的生产子系统碳循环.....	54
图 3.6 中国分解子系统碳循环.....	57
图 3.7 中国人居子系统碳循环.....	58
图 4.1 2009 年世界主要温室种植国家分布.....	62
图 4.2 浙江省宁波市塑料温室分布情况.....	63
图 4.3 中国 1980-2008 塑料温室扩张和耕地减少历史趋势图.....	64
图 4.4 中国五个塑料温室蔬菜种植区取样点分布.....	65
图 4.5 中国北方和南方两种塑料温室的基本类型.....	67
图 4.6 塑料温室蔬菜种植系统碳循环.....	68
图 4.7 土壤有机质含量的实验值和文献值 t -检验.....	70
图 4.8 塑料温室蔬菜种植系统生态服务和负服务评估框架.....	73
图 4.9 中国五个气候区塑料温室蔬菜种植系统和传统蔬菜种植系统的 NPP 和经济产量.....	77
图 4.10 中国五个气候区中温室蔬菜种植系统和传统蔬菜种植系统的单位面积有机碳施入量与单位蔬菜产量有机碳施入量.....	78
图 4.11 中国整体及五个气候区下从传统蔬菜种植系统转变为塑料温室蔬菜种植系统后土壤有机碳密度变化.....	79
图 4.12 中国塑料温室蔬菜种植系统和传统蔬菜种植系统的土壤有机碳密度分别与耕作和测定年限的关系.....	81
图 4.13 传统蔬菜种植系统转变为塑料温室蔬菜种植系统后土壤碳密度年增量(%)和耕作年限的关系.....	82
图 4.14 中国五个气候区塑料温室蔬菜种植系统和传统蔬菜种植系统的表层(0-20 cm)和亚层(20-100 cm)土壤有机碳密度.....	83
图 4.15 中国五个气候区下传统蔬菜种植系统转变为塑料温室蔬菜种植系统的相对碳流年变化.....	87
图 4.16 塑料温室蔬菜种植系统碳平衡的影响因子示意.....	88
图 4.17 塑料温室蔬菜种植系统的碳循环.....	89

图 4.18 中国五个气候区及全中国塑料温室蔬菜种植系统扩张后碳减排潜力.....	92
图 4.19 传统蔬菜种植系统转变为塑料温室蔬菜种植系统后的农户和社会的成本收益增量比.....	98
图 5.1 用于生物能源试验的人工湿地及污水处理厂样地分布.....	105
图 5.2 实验垂直潜流人工湿地的物理结构和水力设计.....	106
图 5.3 人工湿地碳循环.....	107
图 5.4 人工湿地生态系统服务评估框架.....	112
图 5.5 污水处理厂, 微藻和人工湿地的 CH_4 与 N_2O 排放.....	116
图 5.6 人工湿地与其他生物能源系统的生命周期碳平衡比较.....	119
图 5.7 人工湿地与其他生物能源系统的生命周期温室气体排放比较.....	120
图 5.8 人工湿地氮输入水平和植物年 NPP 的关系.....	122
图 5.9 不同水力结构人工湿地植物 NPP.....	123
图 5.10 人工湿地中物种配置和 NPP 的关系.....	124
图 5.11 六个主要生物能源系统的能量输入.....	125
图 6.1 中国 16 个样本城市分布.....	134
图 6.2 城市绿地生态系统服务评估框架.....	139
图 6.3 中国 16 个城市建成区绿地碳密度.....	148
图 6.4 中国 16 个城市人居系统碳密度.....	150
图 6.5 中国 16 个城市绿地碳密度和年均温的关系.....	152
图 6.6 中国 16 个城市人居系统碳密度和年均温的关系.....	153
图 6.7 中国 16 个城市绿地碳密度和能源强度的关系.....	153
图 6.8 中国 16 个城市绿地碳密度和 (a) 能源强度 (b) 家庭密度和 (c) 人均 GDP 的关系.....	154
图 6.9 中国 16 个城市总碳密度和 (a) 能源强度 (b) 家庭密度和 (c) 人均 GDP 的关系.....	155
图 6.10 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务经济价值.....	159

术语表

1. 生态系统 (Ecosystem) - 传统定义: 在一定空间中共同栖居着的所有生物 (即生物群落) 与其环境之间由于不断地进行物质循环和能量流动过程而形成的统一整体。
2. 生态系统 (Ecosystem) - 新: 通常是指在一定的时间和空间范围内, 由生物群落和其无机环境所组成, 具有一定格局, 借助于功能流 (物质流、能量流、物种流、信息流和价值流) 而形成的一个生态学上的结构、功能和进化单位。
3. 生物地球化学循环 (Biogeochemical cycle): 在地球化学背景上, 在一定区域的生态系统之间由生物驱动的物质和能量传输和转化的过程。
4. 生产者 (Producer): 生态系统中具有净组织生长和能量物质积累的生物群。
5. 初级生产者 (Primary producer): 生态系统中利用无机成分及简单有机物制造复杂有机物质, 把光能转变成化学能的自养生物。
6. 高级生产者 (Advanced producer): 生态系统中直接或间接利用绿色植物生物量形成动物性有机物质的各种异养生物。
7. 消费者 (Consumer): 生态系统中使用和消耗生物能量和产品的生物群。
8. 分解者 (Decomper): 生态系统中将生物物质和其他有机物质分解为无机物质的生物群。
9. 生态系统净初级生产力 (Net primary productivity): 生态系统尺度单位面积和时间内植物可用于生长和生殖的净碳吸收速率, 是总初级生产力中所获得的碳与植物线粒体呼吸所排放的碳之差。
10. 净生态系统生产力 (Net ecosystem productivity): 单位面积和时间内生态系统的净碳积累速率, 等于植物、动物和土壤净碳积累速率之和。
11. 耦合 (Coupling): 两个或两个以上的系统通过某些相互作用而彼此影响以至联合起来的现象。
12. 人工生态系统 (Artificial ecosystem): 按人类需求建立起来, 受人类活动修饰 (干预) 或主导的生态系统, 如农业和城市生态系统。
13. 城乡耦合系统 (Urban and rural coupling system, URCS): 完整的自然生态系统通过结构和功能的破缺, 再耦合自组织升级形成的系统。由生态核、生态器和生态质组成。
14. 生态核 (Ecokaryon): 城乡耦合系统的调控中心, 即城市生态系统。
15. 生态器 (Organeco): 城乡耦合系统中物质和能量聚集和转化的人工生态系统, 如工厂和农田。

16. 初级生产生态器 (Primary producing organeco): 城乡耦合系统中, 将生态系统的初级生产者进行选择、破缺、组合、强化和管理来为人类和其他消费者提供食物、能源和资源的人工生态系统, 如农田和草场。
17. 高级生产生态器 (Advanced producing organeco): 城乡耦合系统中, 将初级生产产品加工成新产品的人工生态系统, 如畜牧养殖和水产。
18. 分解生态器 (Decomposing organeco): 城乡耦合系统中, 将废物进行处理的人工生态系统, 如垃圾填埋场和污水处理厂。
19. 生态质 (Ecoplasm): 城市核周边的由该城市政治和经济控制的受人类干扰程度较小的生态系统, 如森林和草地。
20. 城乡耦合系统生产力 (Productivity of coupled urban and rural system): 城乡耦合系统中所有生产生态器进行生物生产和工业生产的净碳积累速率。
21. 碳汇 (Sink): 生物地球化学循环中碳流的主要吸收和停留场所。
22. 碳源 (Source): 生物地球化学循环中向大气释放碳的场所。
23. 碳固定 (Carbon fixation): 生态系统吸收大气 CO_2 转变为固体形态的过程, 包括短期和长期。
24. 碳固持 (Carbon sequestration): 生态系统碳固定中长期储存在植物和土壤中的生物化学过程。
25. 生命周期评估 (Life cycle assessment): 整合与评估一个系统或一个产品在生命周期里的输入、输出及潜在的环境影响, 包括对原材料采集, 产品生产、运输、使用、维护和最终处理的整个生命周期中能量和物质消耗以及该过程对环境影响的评估。
26. 建成区 (Built-up area): 指市区范围内建设发展起来的非农业生产建设地段, 包括市区集中连片的部分以及分散在近郊区与城市有着密切联系、具有基本完善的市政公用设施的城市建设用地 (如机场、污水处理厂、通讯电台)。
27. 城市绿地 (Urban greenspace): 以自然植被和人工植被为主要存在形式的城市用地, 包括公园、居住区、交通和产防护绿地等。
28. 城市生态系统 (Urban ecosystem): 指城市建成区范围内, 由城市绿地、人造物体、人类和其他生物共同组成的自然-社会-经济复合的人工生态系统。
29. 建成区绿化覆盖面积: 指城市建成区内植物的垂直投影面积。包括园林绿地及道路绿化覆盖面积和单株树木的覆盖面积。
30. 土地共享 (Land sharing): 在农业耕作中同一片土地上将食物生产与生物多样性保护结合

起来。

31. 土地释放 (Land sparing): 通过农业集约化耕作得到高产进而释放部分土地以用于保护生物多样性。
32. 食物安全 (Food security): 所有人在任何时候都能得到足够、安全且有营养的食物的状况。
33. 城市化 (Urbanization): 将土地转变为城市建成区同时伴随农村人口转变为城市居民的过程。
34. 城市代谢 (Urban metabolism): 城市吸收外界产品、能量和食物, 在系统内消费并产生废物, 释放到城市系统外的过程。
35. 生态系统功能 (Ecosystem function): 系统在所处环境中所起的外显性作用, 是系统在内部和外部的联系中表现出的特征和能力, 包括系统对能量、物质和信息的获取和释放, 系统对外部环境的影响和改造等。
36. 生态系统服务 (Ecosystem service): 生态系统给人类提供的各种惠益。

1 绪论

1.1 生态系统学的发展和理论突破

1.1.1 传统“生态系统”概念的理论分析

生态系统 (ecosystem) 主要强调生物有机体与其非生物环境之间物质交流的重要性 (Tansley, 1935), 包含一定空间中一切动物、植物和物理相互作用 (Mackenzie *et al.*, 2001)。生态系统通常是指在一定的时间和空间范围内, 由生物群落和其无机环境所组成, 具有一定格局, 借助于功能流 (物质流、能量流、物种流、信息流和价值流) 而形成的一个生态学上的结构、功能和进化单位 (常杰和葛滢, 2010; Jørgensen *et al.*, 2011)。生态系统生态学 (ecosystem ecology) 是研究生态系统的结构与功能、动态与演替, 人为影响与调控机理的一个生态学分支学科。它主要试图阐明调节生态系统中物质和能量库与通量 (即流) 的因子, 包括碳、水、氮以及因人类活动而添加到环境中的全新化学物质。生态系统核心问题是生态系统的结构和功能的关系, 其关注的问题包括信息的传递 (Buzhdygan *et al.*, 2012)、食物网的结构 (Gotelli *et al.*, 2012)、不同时间和空间尺度上生态系统控制的等级变化 (Chapin III *et al.*, 2012) 以及干扰后生态系统特性的恢复力 (Hotes *et al.*, 2010) 等。

生态系统的概念由英国生态学家 Tansley 于 1935 年提出之后的半个多世纪里得到迅速发展。生态系统内营养动态过程以能量流的形式表达使生物有机体的作用和生产效率得以定量 (Lindeman, 1942), 为系统科学地研究生态系统能量动态研究奠定基础。自 20 世纪 50 年代起, 生态系统的能量流和代谢的式样以及一些有关生态系统功能的一般性结论被提出, 如把生态系统概念化的组织层次谱系 (Odum, 1971) 和可简便描述复杂的生态系统的能量符号语言 (Odum, 1983)。同时, 一系列不同类型生态系统的能量和物质平衡得到充分的研究, 包括森林 (Ovington, 1962; Beier and Rasmussen, 1994)、湖泊 (Schindler, 1971; Vitousek *et al.*, 1997a; Carpenter, 1998)、荒漠 (Schlesinger, 1990; Havstad *et al.*, 2006)、草地 (Risser and Parton, 1982)、河口 (Martin *et al.*, 1990) 和湿地 (Odum *et al.*, 1977; Mitsch *et al.*, 1998)。基于生态系统中物质循环和能量流动的基本格局, 生态系统中生物和非生物成分间相互作用和依赖的关系 (Ricklefs, 1979) 以及生态系统边界确定等科学问题受到关注 (Odum, 1989)。生态系统内部生物群落组成结构、能

量流动和物质循环的途径表明生态系统是个功能单元,生产者和分解者都是维持系统运行的基本成分,该系统具有整体性、有限性和复杂性 (Kumar, 1992),故生态系统水平的研究应当成为生态学的核心 (Odum, 1993)。目前,生态系统科学正从描述性向预测性和应用性学科发展,已成为连接基础研究和实际问题解决的跨学科体系 (Turner, 2005),并揭示出生态学中的关键科学问题:时空多尺度的变异、复杂的相互作用和系统反馈。由于生态系统的复杂性,生态系统生态学的研究应该关注多时空尺度下由多变量影响和控制的复杂生态系统,而不仅限于单变量控制下的简单系统 (Miao *et al.*, 2009)。

生态系统生态学在 20 世纪 60 年代后得到了全世界的普遍关注。1964 年,由 54 个国家参与启动国际生物学计划 (International Biological Programme, IBP),旨在从整体上理解自然生态系统结构和功能,这标志着大尺度生态系统研究的开始。1972 年人与生物圈计划 (Man and the Biosphere Programme, MAB) 正式由联合国教科文组织通过并启动,是第一次把人类活动对生物圈各类生态系统的影响整合进一个框架进行研究。在前两者基础上,国际地圈与生物圈计划 (International Geosphere-Biosphere Programme, IGBP) 从 80 年代起关注人类活动对地球系统的物理、化学和生物等过程的影响。1992 年联合国在巴西里约热内卢召开有史以来规模最大、级别最高的环境与发展会议,并与 2000 年呼吁科学界和研究机构认真调查和评估全球主要生态系统过去和现在的自然-社会-经济状况以及可利用的自然资源,寻求经济和环境的协同发展。2005 年联合国《千年生态系统评估报告》正式发布,正式将人作为生态系统一个重要组分放入研究框架,认为人类活动修饰 (干扰) 甚至主导着原生态系统的结构、功能和过程,并阐释人类活动如何在各种尺度上改变原生态系统及其为人类提供的福祉。目前,全球仅有 25% 无冰陆地面积未受到人类活动的干扰 (Ellis and Ramankutty, 2008),因此越来越多的生态学家重视人类主导或设计的生态系统中物质循环和能量流动 (Chapin III *et al.*, 2011)、它们和全球环境之间的相互作用 (Churkina, 2012; Schandl *et al.*, 2012) 以及为人类提供的服务 (Carpenter *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2012)。

尽管生态系统生态学在理论发展和应用在全球范围内都取得令人瞩目的成就,其概念和理论仍存在重大缺陷。从 1935 年至今,许多生态学家都将生态系统理解为生态系统可以是任何大小的,取决于被研究的群落 (Mackenzie *et al.*, 2001)。

例如,一个生态系统可以“小到一滴水,大到整个宇宙”(孙儒泳等,2002)。常杰和葛滢(2003,2005,2010)对此进行了批判,认为这样至少对生态系统空间物理边界的理解就不正确,生态系统的边界可变意味着一个大的生态系统可以由千万个生态系统叠加而成,这显然难以在科学逻辑上成立。

传统生态学理论偷换主体尺度,认为生物群落的环境是其内外所有非生物成分。一些生态学家认为“生态系统=生物群落+物理环境”。常杰和葛滢(2003,2005,2010)认为这意味着环境概念前提漂移。生态学中的环境概念应被限定在具体或特定主体(生命系统)的外部,其内部的物理环境不应是该主体的环境。于是“内环境”的提法则是不妥的,它实际上应为某系统下的一个等级层次系统(即子系统)的环境(常杰和葛滢,2003)。生物群落的环境应为其边界之外的环境因素(如光、温、水等)。

由于存在物理系统边界可变和环境主体概念的偷换,故传统生态系统理论中“周围环境”是没有边界的,推理的结果是生态系统没有边界。例如阳光是地球上绝大部分生态系统的重要环境因子,一些射线也会有直接和间接的影响,从而可认为太阳所有这些生态系统的组分。因此逻辑上所有生态系统的环境都可扩展到整个宇宙,这显然是不妥的(常杰和葛滢,2003)。同时,地球上大量生态系统的“环境”可以相互重叠,从而推理各生态系统也可相互重叠的。生态学中的环境概念可包括无生命和有生命的成分。因此,在逻辑上每个生态系统中的生物群落和物理环境都将成为另一生态系统的组分,也即可以将整个宇宙当成一个生态系统(常杰和葛滢,2005),这样的理论显然是逻辑上不通的。

最后,传统生态学理论中的生态系统一直主要被理解成功能单位,而较少涉及其物理空间的结构,直到最近的教科书(Begon *et al.*, 2009; Jørgensen *et al.*, 2011)依然如此。由于传统生态学理论框架中生态系统并非物理世界的真实单位,这使其处于不正确的地位并主要体现在两方面(常杰和葛滢,2003):其一,有物理世界中真实存在系统都应是三维,并具有结构、过程和功能三个属性。在由基因、细胞到群落、生态系统等不同尺度系统构成的生物系统谱中,只有生态系统从定义上说仅仅是“功能”单位,不是“结构”单位,如果考虑生态系统的“过程”占用时间,那么也只有时间这一个维度(物理学上一般称时间为第四维),因而生态系统并非是物理空间上真实存在的系统;其二,不同等级层次的系统具有不同的时

空尺度,通常较高等级系统的时空尺度大于较低的等级系统,但传统理论中生态系统与群落处在同一尺度上。

1.1.2 新生态系统理论

由于传统生态系统理论的科学和逻辑不合理性,使生态系统的研究难以明确系统结构和过程之间的关系。常杰和葛滢(2003)提出新生态系统理论,认为生态系统和生物群落同属于一个等级层次。生态系统结构的主体是生物群落,生态系统内部的物理因子(如光、温、水、气等)也应属于系统的组分。在这样的界定下,生态系统与生物群落,生态系统就成为以生物群落为结构主体,包含群落外部所有非生物成分的结构和功能单位(常杰和葛滢,2005)。由于生物群落是生态系统的空间结构主体,故生态系统的边界就是生物群落(如陆地生态系统是植物群落)的边缘,这个边界以外就是生态系统的外界环境。在该框架下,生物群落内部的理化因子可以作为生态系统成分,与生态系统空间与营养结构、能量、物质和信息流等进行整合研究。

事实上,Odum(1971)在其生物学谱中已将生物群落和生态系统放在同一等级层次,并有研究以生物群落结构来论述生态系统物理结构(蔡晓明和尚玉昌,1995;Chapman and Reiss,1999;蔡晓明,2000)。常杰和葛滢(2010)通过对生物系统谱的整理,对生态学现有的理论框架做了较大调整,特别是传统生态学的四大块之一的群落没有单独成为一个单元,而是并入生态系统部分。但这个新生态系统理论的提出并不意味着在生态学中取消群落或群落学研究,而仅是将群落与生态系统在等级层次上进行合并,或者说将其隐在生态系统这个尺度中(常杰和葛滢,2005)。当聚焦生态系统的生物主体(如植被)时,仍可应用群落学理论和方法。不仅如此,新框架将有助于我们更加深入地理解和研究群落的发育和演化。其实已有的群落生态学已提出如气候顶级群落这样类似“超有机体”的假说(Clements,1916),群落和生态系统在功能方面共同的特征(Margalef,1958)以及生态系统发育过程中群落演替的结构和功能变化(Odum,1969)。若将生物群落内部因子作为生态系统的成份之一,则能更明确地从生长、发育、自我调控等方面研究生物群落的演替。同时,在人类活动和全球变化日趋强烈的今天,正确地定位新生态系统是准确深入研究在人类主导下生态系统功能和结构改变的基础。

自 1 万年前人类社会进入农业文明以来,地球表面的环境开始大范围改变。18 世纪中期工业革命以来,技术的飞速进步加速了地球表面的改造,绝大多数生态系统(特别是陆地生态系统)都发生了巨大的改变。到目前为止,地球 75% 的无冰土地已经被人类活动所改变(Ellis and Ramankutty, 2008),几乎所有生态系统都受到人类行为影响(Palmer *et al.*, 2005; Collins *et al.*, 2010)。人类社会经济活动在深度和广度上的拓展干扰全球自然生态系统的结构和功能(Finzi *et al.*, 2011),这使得原生态系统中的生产者、消费者和分解者建立的相对稳定的自然循环机制被打破。生态系统组成、结构和功能在受到人为干扰后进入一种过渡状态并发生干扰演替。其中,正向演替的结果使原生生态系统转变为农田、工厂和城市等人工系统,而逆向演替则可能造成生态系统的退化,如草地退化、沙漠化、废弃矿地、湿地和森林消失等。生态系统的这些变化果真就百害而无一利吗?事实上,今天地球上跨区域、乃至全球性的能量流动和物质循环,特别是信息流动,其强度超过了以往任何时候(常杰和葛滢, 2005)。特别是在 20 世纪 40 年代开始的后工业化时代,人类活动已经在全球尺度上干扰原生生态系统,人类逐渐从修饰系统上升为主导系统。甚至可以说,直到最近几十年来,才有真正意义上的生物驱动的全球性能量流动、物质循环和信息调节。人类活动逐渐成为影响地球系统能量流动,物质循环和系统演变的最重要因素,并持续改变着地球生物圈的性质。一个具有自我调节功能的全球生命系统的形成基础,正是生态系统被人类改造而分工-合作,并破缺系统的耦合构成了更大的系统的结果(常杰和葛滢, 2003, 2005)。按照自组织理论推测,生态系统破缺应该发生在大系统——全球生命系统形成之前。

对称破缺(break-symmetry)的概念于最初起源于基本粒子物理学(Mainzer, 2007),而后逐渐成为晶体学、分子学、化学、物理学等现代科学的中心观念。耦合(coupling)则更多使用在通信、软件和机械工程等专业中,从系统论观点看,是指两个或两个以上的系统通过某些相互作用而彼此影响以至联合起来的现象。对称、破缺和耦合等概念对生态学也有着重要意义。新生态系统理论的建立则能更好分析自然生态系统对称、破缺再耦合的过程、结构与功能的变化。工业革命以前,绝大多数生态系统在结构和功能上都是对称的。一个对称的生态系统应具有五个功能群,即生产者、消费者、分解者、流通者和调控者,能独立运行并自

发完成生产-流通-消费-分解-再利用的过程(常杰和葛滢, 2005)。通过从环境中输入的能量和物质, 整个系统能维持其正常运转并有效调控自身状态, 并输出能量和物质。但是人类为满足其需求打破了生态系统原有的对称格局, 使原来对称的生态系统结构和功能发生破缺, 形成具有某种特殊功能的结构和功能单元, 如生物产品的初级生产(如农田)、生物产品的消费(如城市)或分解(垃圾填埋场)。破缺后的单元结构简单, 具有高度开放, 抗干扰能力和自我调节能力差等特点, 但极大地提高原生态系统的某种功能, 如森林变成农田提高了粮食生产的能力。

各种破缺后的生态系统通过耦合形成新的系统(图 1.1)。近十年来, 耦合的概念在生态学领域随着研究尺度的放大而日益倍受关注(常杰和葛滢, 2005), 例如在陆地生态系统中人类组分和自然组分的耦合以及耦合过程中突生的特征等(Liu *et al.*, 2007; Reynolds *et al.*, 2007)。这个过程与 Margulis (1981) 解释真核生物细胞起源的内共生假说相似。根据真核生物起源的内共生假说, 原核细胞是真核细胞中细胞器的原形, 被吞噬的原核细胞结构发生少量改变并丧失一些功能, 同时加强了另外一些功能, 成为具有特定功能的细胞器, 例如蓝细菌变成叶绿体、螺旋菌变成线粒体等等。该理论得到一些证据的支持: 比如线粒体叶绿体的 rRNA 顺序与原核细胞的 rRNA 非常相似, 另外细胞器的分裂方式与原核细胞非常相似, 而与真核细胞十分不同。从自组织理论角度解释内共生假说, 就是原核细胞发生破缺, 成为行使各种功能的服务系统后再耦合的结果。



图 1.1 系统的对称、破缺与耦合(引自常杰和葛滢, 2005)

Figure 1.1 System breaking, symmetry and coupling (引自常杰和葛滢, 2005)

与原核细胞的破缺相似, 生态系统破缺后, 系统中的一些功能得到强化, 另一些功能则被弱化甚至消失。例如, 城市生态系统中初级生产的功能基本消失,

分解功能也被弱化,而消费和调控的功能则得以加强;农业生态系统的初级生产能力极大提高,但其中消费和调控的功能却较弱。与原生态系统相比,这两类生态系统的生态金字塔结构发生明显变化,但又正好能互相耦合形成原来完整的金字塔结构(图 1.2)。

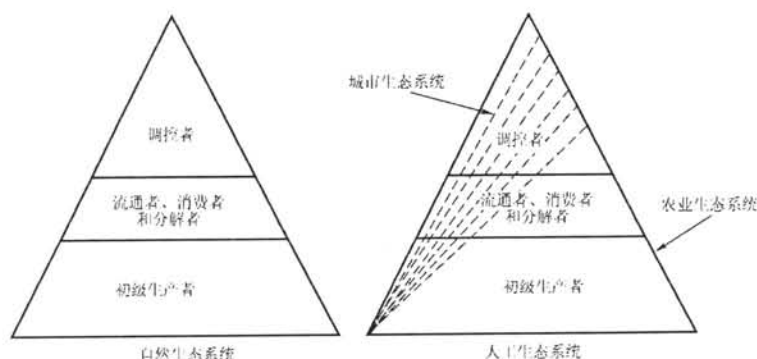


图 1.2 对称、破缺与耦合的生态系统结构(引自常杰和葛滢, 2005)

Figure 1.2 Symmetry, breaking and coupling of ecosystem structure (引自常杰和葛滢, 2005)

通过以上讨论,我们已经明了,不能一味地认为人类对生态系统的改变——这种对某些组分的强化和对某些组分的抑制就是对结构的破坏,虽然这种对称破缺确实对于环境有不利之处。但强化的单一结构有利于特定的功能的发挥,以及系统相互耦合成更大的系统。耦合后系统组分在总量上可能没有比耦合前有大的变化,但功能却大大加强了。这种耦合和生态衰落是进化过程中的必然,是一次涨落。我们看来是人造成的,但非人类的科学家(如果存在的话)却会认为是自然的,就像我们看鸟筑巢、河狸筑坝一样。问题不在于是不是由人造成,而在于是否符合自然规律。当然,这里的“自然”是指包括将人类也看作一种自然力量的自然规律。

1.2 从传统生态学到新生态系统学——先驱们的贡献

尽管传统生态学构建出整个自然生态系统的营养结构和能量流动过程,但在人类活动从单纯的干扰因素变为塑造系统新形态的主导因素时,传统生态学的研

究框架已经无法解决人类活动对系统的结构和过程的干扰,甚至是新生态系统类型的凸显。事实上,除了生态学,经济学和地理学先驱们已在人类的经济行为及其主导的系统特征做出卓有成效的建树。

1.2.1 新生态系统思想的经济学来源

Thunen (1826) 在关于农业区位理论的出版论著《孤立国同农业和国民经济的关系》中表明,农民之间的竞争造成地租分布呈现梯度状,地租则从城市中心向外围呈递减趋势。他设想一个位于匀质平原上的孤立国,假设国内各地自然条件和运输条件相同,位于中心的城市供给制造品,城市的食品由四周的土地供给 (Thunen, 1986)。基于这些假设, Thunen 论述了地租和土地利用之间的关系,认为农场利润最大化的主导因素是生产地与市场的距离,每个农民都将面临地租与运费之间的权衡取舍。于是, Thunen 通过研究生产的空间扩散方式创建了农业圈层理论,揭示即使在同样自然条件下,也能够出现农业的空间分异。这种空间分异源于生产区位与消费区位之间的距离,决定各地区农业布局最佳类型的是级差地租,使农业生产方式在空间上呈现出同心圆结构 (Fujita *et al.*, 2005)。Thunen 的农业区位论对 Weber 及 Christaller 后来的区位理论研究有深远影响和启发,并在 20 世纪 60 年代被 Alonso 用通勤者代替农民、用中央商业区代替孤立城市做出更圆满的解释 (Alonso, 1960)。这个“单中心城市模型”的土地利用分析框架又一次产生土地利用同心圆结果,至今仍是大量理论和实证文献的基础。

20 世纪 90 年代, Krugman、Fujita 等人以 D-S 垄断竞争模型为基础,把空间概念引入主流经济学的分析框架中,用不完全竞争、报酬递增和市场外部性等理念构建出新的地理经济模型,成为 30 年以来区域经济学的最大突破。1999 年和 2003 年, Fujita、Krugman 和 Venables 发表了《空间经济学:城市、区域、国际贸易》,标志着新地理经济学理论框架的初步形成。同时, Krugman 等的研究很大的程度上能够将以往那些发散的区域经济理论聚合起来,从主流经济学的角度研究区域经济学无法解释的区域发展问题。他将空间因素引入新古典经济学模型,第一次将需求和供给等市场参数以空间因素显函数的形式表现在新古典经济学的范式中。他建立的核心-边缘模型实现了立足于消费者和企业的区位选择的一般均衡分析,解决了区位理论或者传统经济地理学无法对空间经济进行一般均衡分析的难题

(Krugman, 1991)。新地理经济学从经济学的角度阐释人类活动如何决定对城市不同土地利用类型的空间结构形成,城市规模与城市间距离如何在离心力和向心力的相互作用下稳定下来。然而,新地理经济学的理论常基于 Thunen 农业区位论中的同心环,忽视了人类生活的真实社区,并未考虑不同土地利用类型在实际物理空间上的具体位置 (MacKinnon *et al.*, 2009),以及它们之间通过物质,能量和信息流动联系起来的相互作用,也未能考虑如何将其从普通的概念模式转换成经验模型等。

1.2.2 新生态系统思想的地理学来源

基于地理几何分析,Weber (1909)、Christaller (1933)、Losch (1940)等在继承 Thunen 理论上相继发表著作,发展德国区域理论,对工业区位和市场区位理论做出了重要贡献。如 Weber 的工业区位理论以成本-收益分析方法提出最小费用区位原则,即生产费用最小、节约费用最大的地点就是最佳生产区位点。Christaller 的中心地理论假设具有同质性的地域中心必将产生城镇向周围地区提供所需的商品和服务,并指出多个同级中心地的圆形服务区会局部重叠转变为六边形,六边形顶点即是每个次一级中心地。Christaller 将经济地理学由传统区域的描述推向对空间规律的探讨。Losch 不仅探讨市场区位体系和工业企业最大利润的区位,而且根据各种商品的必要运输距离,自下而上地构建一个非等级的中心地市场系统。这个系统模型同时考虑供给和生产两个方面,比 Christaller 的模型更接近现实。以上经济地理理论均侧重区域内的微观分析。直到 1956 年,德国区位理论学派的继承者 Isard 将 Thunen、Weber、Christaller、Losch 等人的模型开创性地整合为一个统一框架,建立“一般区位论”,强调区域经济整体研究 (Isard, 1949)。他把区位归结为:厂商以成本最小化或利润最大化为决策目标,以此来权衡运输成本和生产成本。在 Isard 的倡导下,从 20 世纪 70 年开始,区域科学研究迅速发展起来,如 Hirschman 的“极化-涓滴”效应 (Hirschman, 1991),Friedman 提出的“中心 - 外围”理论 (Friedman, 1966)等均进一步强调区域关系的研究。其他的经济学家也开始从空间联系方面研究经济学理论 (Martin and Sunley, 2006)。从这个意义上讲,新经济地理学是 Isard “一般区位理论”的延续。该理论从经济学角度阐释城市的“中心 - 边缘”模式,明确城市所具有的“中心 - 周边”的结构经

济地理学成因 (Boschma and Frenken, 2011), 为进一步研究人类主导的生态系统提供空间区位模型的概念。

1.2.3 新生态系统思想的景观生态学来源

景观生态学作为主要研究空间格局和生态过程的一门地理学与生态学的交叉前沿学科。它把地理学研究自然现象空间关系“横向”方法和生态学研究的生态系统内部功能的“纵向”方法相结合, 强调景观作为地域综合体的整体的结构、功能和变化。从德国生物地理学家 Troll 自 20 世纪 30 年代明确景观生态而诞生, 到现在已 70 余年, 但直到 20 世纪 80 年代, 这门学科才获得蓬勃发展 (Fortin and Agrawal, 2005)。Forman 和 Gordon (1986) 在前人论述基础上, 将景观定义为由相互作用的生态系统镶嵌构成, 并以类似形式重复出现, 具有高度空间异质性的区域 (Forman and Gordon, 1986)。1995 年又进一步明确定义为空间上镶嵌出现和紧密联系的生态系统组合, 主要关注生态系统分布格局, 景观要素中动植物、能量和水分等的流动和景观镶嵌体随时间的动态变化 (Forman, 1995)。欧洲和北美的景观生态学研究基本引领国际景观生态学的发展。景观生态学起源于欧洲, 研究重点从规划和设计土地利用方式扩展到开发与管理资源或保护生物多样性等领域, 在理论上更偏重多功能的景观与文化的协同, 并提出景观生态学的整合概念框架 (Bastian, 2001; Naveh, 2001)。北美景观生态学受到欧洲的影响, 始于 20 世纪 80 年代初, 逐渐形成数量化、模型建设及自然景观研究等特色 (Turner, 2005)。尽管欧美两大学派在关注对象、解决问题方法等方面表现出差异, 但是二者通过不断地相互影响和渗透, 共同推动景观生态学学科体系的发展和完善 (Wu, 2006)。景观生态评价、规划和模拟是景观生态学的主要内容, 越来越多地考虑人类活动和社会经济因素的作用 (Haber, 2004), 并在规划设计中越来越注重景观格局、生态过程和景观生态功能的综合, 特别是城市景观 (Breuste *et al.*, 2008)。此外, 通过遥感影像, 资料数字化和地理信息系统等新技术手段, 在景观格局变化的定量识别, 不同尺度下景观指数的构建方面已有扎实的贡献 (Lausch and Herzog, 2002), 并进一步推动景观空间格局和过程模型的发展 (Verberg *et al.* 2006)。景观生态学以其跨多学科, 多生态系统空间尺度和先进多样的技术工具等优势为人类-自然耦合系统的可持续研究提供坚实的途径和平台 (Wu, 2012), 能为从物理

空间和社会经济等方面较为系统地研究系统边缘和斑块等特征以及自然-社会的相互作用提供技术支撑 (Leemans *et al.*, 2013)。“景观系统”不是一个等级层次,而是为研究方便临时划分多个生态系统的组合,可合适地称景观生态学为“生态系统比较解剖学”。

1.2.4 新生态系统思想的人类生态学来源

人类生态学主要研究不同文化背景下人类与环境之间的各种关系,起源于1900年 Geddes 的学术观点及上世纪20年代美国芝加哥学派的 Park, Burgess 和 McKenzie 的思想 (马世骏, 1990)。人类对地球生态系统的改变巨大并仍在加剧,如土地利用变化,海洋,生物地球化学循环和生物变化等,大量观测事实表明我们已经生活在了一个受人类控制的星球 (Vitousek *et al.* 1997b)。1985年国际人类生态学会的成立,标志着人类生态学已形成自己的学科优势,成为生态学研究的一个主要方向。自此,人类与生态系统相互作用的理论研究开始受到广泛关注。“自然-社会-经济复合生态系统”(Social-Economic-Natural Complex Ecosystem)的理论和“整体、协调、循环、共生”学术思想的提出为人类生态学奠定了框架基础 (马世骏, 1991)。生态学家日渐认识到社会经济因素在研究人类与生态系统相互作用中的重要性。早期社会-生态研究来自生态学家和经济学家合作 (Goulder and Kennedy, 1997), 主要是理解制度和经济如何解决公共资源的问题 (Ostrum, 1990; Dietz, 2003)。2000年之后,人类-自然耦合系统概念框架 (Alberti *et al.*, 2003) 和生物复杂性的时空与组织尺度概念框架 (Pickett *et al.*, 2005) 被相继提出,并出现基于系统框架以农田为案例的动力学研究 (McPeak *et al.*, 2006)。此外,区域社会-生态系统的弹性力也得到较多关注 (Gunderson and Holling, 2002; Walker and Salt, 2006)。随后, Liu *et al.* (2007) 第一次对人类-自然耦合系统 (Coupled Human and Natural System) 进行了综述,并且提出人类-自然耦合系统的六大复杂性理论。同年, Reynolds *et al.* (2007) 以人类-环境耦合系统 (Coupled Human-Environment System) 提出全球旱地发展的范式,阐述影响其发展的快慢变量。基于千年生态系统服务的框架, Carpenter *et al.* (2009) 综述社会-生态系统研究现状和未来挑战,提出考虑社会-生态系统 (Sociol-Ecological System) 中的过程和反馈作用对于理解人类与生态系统的关系动态至关重要。Collins *et al.* (2010) 则更强调对社会-生

态系统的长期研究,并提出一个整合生物物理和社会科学的迭代框架模型。

综上所述,尽管对人类修饰或主导下的生态系统提法仍未统一,但人类生态学明确了人类-自然耦合系统中自然,社会和经济等功能组分在能流和物质流等方面的相互关系及其驱动机制,为进一步研究生态系统服务提供明确的途径。然而,人类生态学忽略真实物理空间上不同生态系统之间在能量、物质和信息交换的特征,对处理现实世界人类面临的可持续发展问题缺乏可行性。

1.3 城乡耦合系统

基于前人多学科的基础,本研究继承常杰和葛滢(2003, 2005, 2010)的思想,将受到人类活动影响的生态系统根据其物理空间上的位置进行分类,并按照他们之间在能量、物质和信息流之间的交换流动关系,提出一个以城市为核心的“城乡耦合系统”(Urban and rural coupling)。城乡耦合系统是原来对称的生态系统对称破缺与耦合的直接可见的结果,由生态核(Ecokaryon)、生态器(Organeco)和生态质(Ecoplasm)耦合构成(常杰和葛滢, 2005)。城乡耦合系统的控制中心是生态核,即城市。农田、人工种植园、能源生产企业、各种制造企业、运输企业、废物处理企业(污水处理厂、垃圾处理厂)等则是各种“生态器”。城乡耦合系统“生态质”是城市周边的由该城市政治和经济控制的自然生态系统(图 1.3),例如森林和草地。真核细胞中充满了水和蛋白质等组成的胶状物质,细胞中所有的细胞器等均悬浮其中。与之相似,城乡耦合系统中充满了空气、土壤、水和各种生物,各种建筑、设施和机构(生态核和生态器)都分布在生态质中。城乡耦合系统没有明确的包络一周的膜(城市原来有城墙后来多拆除),空间尺度大致在 $10^5 \sim 10^6$ m(数百公里到数千公里)但在交通要道口有检查站、收费站等控制点(常杰和葛滢, 2005),类似细胞膜上的“进出口”。

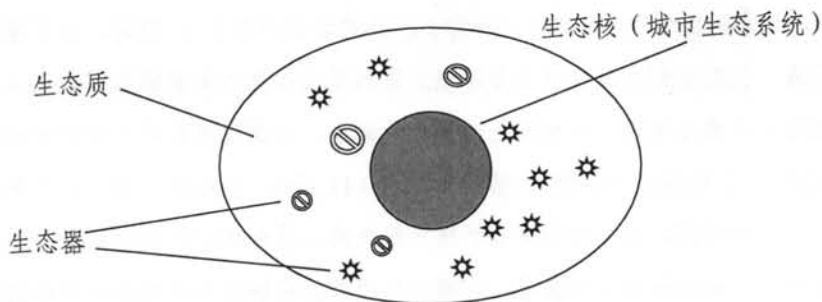


图 1.3 城乡耦合系统示意图（引自常杰和葛滢，2005）

Figure 1.3 Schematic of urban and rural coupling（引自常杰和葛滢，2005）

一个发育成熟的城乡耦合系统，制造业和废物处理业大多集中到城市与乡村的结合处，在郊区建立多个工业园区。每一个城市大小不等，并且体积差异很大，但城乡耦合系统的体积差异要比城市的体积差异小得多（常杰和葛滢，2005）。城乡耦合系统的体积大小依地缘（地理与气候等）、人口、人类社会状况而异，并不是无规律的。尽管有人认为生态系统有双层膜，但没有详细的描述（Vogt, 1997），实际考察起来也不容易从城乡耦合系统的边界找到细胞膜那样的结构。当然真核系统之间肯定是有边界的，在交通要道等处往往有控制机制，限制生物进出（检疫）、物质流动（产品质量检查、控制物品检查）、能量流动、信息流动和人员流动。在有特殊事件时尤其如此（例如 2003 年 SARS 期间）。从另一个角度说，系统有边界并不意味着一定有明显的膜，例如原子的边界是电子云外层，膜的结构很不明确。

1.3.1 生态核

细胞核既要与其他细胞器耦合，也要与细胞质的状态协同，调控作用是其主要的功能。在细胞核的调控下，各种细胞器和其它组成成分每时每刻都在行使着其半独立和协同的作用，细胞质的状态也在一定程度上受调控。同样，城乡耦合系统的生态核——城市是物质和信息交换中心，也是城乡耦合系统的调控中心（常杰和葛滢，2005）。调控的基础是人类的文字信息。贮存在纸张和各种介质中的文因被分段复制成传递因，传递到各处指令各种活动，包括生物产品的生产（包括植物性物质和动物性物质）和结构的构建（建筑、道路、电力和通讯线路、输油管线），以及各种功能器的制造（交通工具、制造厂、机器、文化设施、高校和研

究机构),并指令生产的产品种类和数量(产品的设计和交易),同时,也要建立分解生态器,及时治理废物使其再资源化。核的形成也是各要素聚集的结果——早期是制造业和商业聚集,后期则是信息业的集中,包括信息生产、信息处理和调控(政府)、信息传递(学校)、信息加工业(IT等)。从结构上看,城市是为了交通、交换和调控以及一些制造业而建立起来的,是自组织升级过程中突生出来的全新结构,细胞核也没有原型,这两个层次的对比研究可能有助于真核细胞形成机理假说的建立。

并不是所有的城市都是能成为生态核。工业城市、港口城市、矿山、石油城市等只行使特定的功能,往往没有适当的文化设施,特别是没有大学和研究机构这样的文化生产部门(常杰和葛滢,2005)。这些城市中不能说没有文因,但是只有从中心城市复制而来的生产规则。这就是说,功能单一的城市不属于生态核,而是属于生态器。划分一个城市是否达到生态系统核的标准,具体地说是是否有大型图书馆、高等学校、研究机构这样从事信息贮存、转录、复制和写入(创新)的机构,只有这样的完全城市才是生态核。

目前,城市面积已占全球陆地面积 3%左右,并且其规模还在持续增加(Grimm *et al.*, 2008)。尽管城市面积仍然较小,但已是全球一半以上人口的家园,并且到 2050 年将有约 69%的人口居住在城市里(UNPD, 2011)。城市人口密度的增加不可避免会带来资源消费和污染水平的提高(Yeh and Huang, 2012)。全球约 75%的资源消费活动发生在城市地区(Pacione, 2009),如超过 70%的能源消费,60%的生活用水和 76%的工业木材消耗,同时也产生约 78%的碳排放(Grimm *et al.*, 2008)。通过这些具有全球性的影响,城市扩张正改变着全球陆地生态系统的物理景观,如不透水层面积的增多(Lal, 2012),并通过这些物理改变对生态系统服务和生物多样性造成负面影响,如生境退化,热岛效应,物种消失,生物地球化学循环和水循环的改变(Seto and Satterthwaite, 2010; Yeh and Huang, 2012)。而且城市作为城乡耦合系统的政治,经济和文化调控中心,更会通过影响就业和收入,社区结构等改变人类社会的经济发展(Lal, 2012)。在城乡耦合系统框架下,作为系统代谢核心——城市(生态核)不仅是城乡耦合系统环境变化的主要驱动力,更是解决人类可持续发展的热点地区。

作为一个新兴的领域,城市生态学近十年来越来越受到生态学家们的关注并

进入主流生态学研究领域 (Pickett *et al.*, 2011)。城市 (生态核) 本身是一个有着自身内部特殊的行为、发展、演化准则的多要素、多层次复杂生态实体 (Alberti *et al.*, 2003), 具有以下重要特征: (1) 是人类主导影响最强烈的生态系统; (2) 需要外部输入化石燃料能源和物质来保持整个系统的运行; (3) 具有自然和社会经济属性, 且具有高度的空间异质性; (4) 由于城市对外部输入能源和物质的需求, 其环境的影响范围要超过其本身物理边界 (Churkina, 2008)。城市中人类和环境结构与过程相互作用, 导致了不同模式的发展、土地利用和基础设施的密度, 形成其独特的生态学特征 (Grimm *et al.*, 2000), 如城市热岛效应 (Voogt and Oke, 2003), 城市水循环途径改变 (Elmore and Kaushal, 2008), 城市土壤物理结构, 微生物和动物群落及碳氮元素生地化循环的改变 (Jim, 1998; Pouyat and Effland, 1999; Pouyat *et al.*, 2007), 城市植被物种多样性和空间异质性增强 (Duguay *et al.*, 2007; Cadenasso *et al.*, 2007)。同时, 人类作为城市主导者, 其数量, 等级结构, 社会聚集程度和行为 (如家庭数量) 也会对城市关键资源 (包括自然, 社会经济和文化资源) 的分配产生决定性的影响 (Machlis *et al.*, 1997; Liu *et al.*, 2003; Pickett *et al.*, 2011)。对于城市这些复杂的特征, 我们都需要在一个全新的系统层次——城乡耦合系统层次上来进行理解, 才能更加明确不同组分之间的相互作用的机理过程。

1.3.2 生态器

在城乡耦合系统中, 生产、交换、流通、消费、分解等过程, 与原生态系统全然不同。原生态系统里物质和能量运动的基本单位是生物个体, 具有在个体-个体间进行的各种自然调节的过程。而城乡耦合系统物质和能量运动的基本单位是生态器, 例如工厂和农场, 专业化集中生产出的大规模产品远远不是个体所能够使用的, 同时也排放出个体远远不能分解和再利用的废物 (常杰和葛滢, 2010)。生态器已经初步具有并将更加专一、高效, 有复杂的能量物质、信息交换和耦合, 同时各层次之间也存在着复杂的上下联系。

原生态系统的再循环模式——以生物个体为基本单位的模式在工业化情况下已无法自我调节到平衡状态, 一些物质才会由原来的资源变成污染。目前出现的生产过剩、粮食不足和环境污染等由于工业化产生的问题都需要在城乡耦合系统

层次进行新型的调节——人与自然共同调节，而不是“恢复”原来生态系统层次的“自然调节”。因此，城乡耦合系统除生产生态器的建立外，应同时考虑分解和废物处理生态器的建立（常杰和葛滢，2005）。细胞里反应产生的中间产物能够被各种酶处理掉，这和目前城乡耦合系统中的循环经济类似，即生产生态器中最大限度地利用生产原料（少排放废物），并且综合利用所产生的废弃物。从这个方面看，要充分建设废物处理生态器，专一而高效。

城乡耦合系统中的主要生态器类型与真核细胞中的大功能类型十分相似（常杰和葛滢，2005）。如第一产业——直接从自然界获取产品（生物产品和矿物质）的产业，包括农业（种植、畜牧）、采矿业、制盐业等，真核细胞中有叶绿体（初级获能机构）；第二产业——加工从自然界获得的原料以生产新产品的制造业（各种和各级工厂）、建筑业、水业等，真核细胞中有内质网（工业园区）、核糖体（生产厂）、高尔基体（深加工）、线粒体（火力发电厂）、溶酶体、过氧化酶体（废物分解和垃圾处理厂）等。由于刚刚形成，目前城乡耦合系统组织化程度还不高，仍在逐渐发育，生态器的结构也在强化。例如，在城市和农村分化之初，农业生产是分散的农户和小型农场——生态器的原型，我们可以称为“功能体”。这些分散的功能体进一步归并成集中的农业生产企业——类似于叶绿体在细胞中的作用。

城乡耦合系统与真核细胞的对比研究不仅是城乡耦合系统的建设向真核细胞学习，从真核细胞的结构和耦合特征找到城乡耦合系统应该配置的方案，而且细胞中未知的机制也可以通过城乡耦合系统的研究得到启发，找到真核细胞的演化机制（常杰和葛滢，2005）。一方面，城乡耦合系统还没有真正形成一个完备的结构，真核细胞的细胞器类型可以作为城乡耦合系统基本生态器类型构建的参考，仿细胞结构建立完善各种生态器；另一方面，人类创造的生产过程在细节上已经在很多方面超过细胞（高层次系统的组成成分比低层次更多，规模更多）。

事实上，城市代谢（Urban metabolism）研究已对各生态器（包括城市生态核，农田、污水处理厂等生态器）之间的物质循环和能量流动过程作出较好的阐述。这个由 Wolman（1965）提出的框架主要用来分析城市的输入（物质，能量和食物供给），城市内资源积累和转化以及城市输入（产品和废弃物），现已被应用于全球约 50 个城市。这个概念强调完整的代谢循环必须考虑日常消费产生废物的

去除或者以危害最小的方式被充分处理 (Yeh and Huang, 2012)。从循环代谢的概念往外延伸, 城市生态经济系统的框架及相关指示因子被用来测量城市的可持续性, 如以台北和香港为例 (Huang *et al.*, 1998; Warren-Rhodes and Koenig, 2001), 同时也有研究试图寻找威胁城市可持续性的具体代谢过程 (Kennedy *et al.*, 2007)。一个城市主要的环境问题和相关的社会成本主要与以满足城市消费的资源输入和废物处理的快速增加。在微观 (家庭) 到宏观 (大都市区) 的尺度上, 基于城市代谢的方法可以衡量给定地理-行政边界内的城乡耦合系统中各生态器的综合环境效应 (Baynes and Wiedmann, 2012)。此外, 还有研究发现将生命周期评估的方法加入城市代谢中, 可以为城乡耦合系统内所有生态器对全球环境的所有直接和间接影响提供有价值的信息 (Chester *et al.*, 2012)。然而, 城市代谢的方法仅能量化各个生态器的物理结构形态的相互关联, 对于不同生态器的社会、制度和文化之间的无形联系却未能很好地做出解释。

1.3.3 生态质

城乡耦合系统形成后, 将会有大量的土地被释放出来——生态释放。这些土地在工业化以前非集约地用于农作物、畜牧业和林业生产, 生产效率不高, 但在低人口状况下可以维持一个“田园牧歌”式的平衡。最近一个世纪以来, 人口不断增加使人类对食物的需求日益增加, 进而增加对可耕作农业土地的需求。土地利用向农业土地的快速转变和气候变化一起成为陆地生物多样性最大的威胁之一 (Fischer *et al.*, 2008), 这实际上是占用了生态质。人们感到环境状况变差, 实际上就是城乡耦合系统赖以生存的质被破坏了! 原来低效率的生产方式——大面积、低收获逐渐向具有高效、小面积专业生产的生态器浓缩。目前中国已经开始的退耕还林、还草工程就是在文因调控下对生产效益低的受过度利用的原生态系统还原为生态质的行动 (Liu *et al.*, 2008b)。

根据真核细胞中细胞器分散在细胞质中的情形, 可以推测未来的农场和养殖场、经营性林场等将相对独立, 而田野与山地的大部分地方将空闲出来, 承担起“细胞质”的功能, 从人类的角度上看, 就是提供改善大气环境和水环境等非直接产品的生态系统服务功能。将大部分的土地将空间释放为生态质, 只利用其间接效益、很少 (或适当) 利用其直接生物产品, 研究协调各种生态器正常运转的调

控手段——循环经济，这样不仅能够使自然环境有良好的改进，还能实现城乡耦合系统的可持续发展。事实上，已有研究基于农业和多样性的内在联系来寻找到能够协调食物生产和生态质保护（如生物多样性保护）这两者关系的策略（Balmford *et al.* 2005; Fischer *et al.* 2008）。广泛地说，存在两种完全相反的解决方案：一种思想是土地共享（land-sharing），即在同一块土地上食物生产与环境保护结合起来（Fischer *et al.*, 2008; Phalan *et al.*, 2011），这看似是协同，但以农作物产量降低为代价，不适合人多地少的发展中国家（Balmford *et al.*, 2005）；另一种土地释放（land-sparing），以集约化耕作带来高产进而减少土地利用从而使其他生境避免遭到农业扩张的威胁（Green *et al.*, 2005; Aratrakorn *et al.*, 2006; Balmford *et al.*, 2005; Phalan *et al.*, 2011），因为这样是在不改变总供给量的情况下，以较少量集约化强度高的高产农田，释放出一些耕地回归成非农田区（一种更大尺度的权衡，实际上已经是耦合），但这又往往是以生产区的高污染为代价。

尽管生态器和细胞器对称破缺方面有相似之处，但城乡耦合系统的起源机制与 Margulis（1981）的内共生假说不完全符合。常杰和葛滢（2005）提出的城乡耦合系统形成的聚集-内生分化假说，可能会有助于解决 Margulis（1981）的内共生假说无法解释的细胞核起源问题。可以据此猜测，真核细胞的产生是原核细胞首先发生破缺，耦合成大系统后，细胞质中的某些成分集中，建成适应与信息存储、复制、加工、调控以及一些物质制造和流通的新结构，成为整个细胞的控制中心（图 1.4）。其实从真核细胞的组成成分的来源分析，这些组分也是同源的，因而也是内生的。城乡耦合系统中的功能组团——服务性生态系统——是逐步聚集后在人类作用下分化而来。

与真核细胞形成和繁盛后原核细胞仍然存在一样，自组织升级过程中原来的大部分生态系统被（人类）改造，但自然界中仍将保留相当数量的生态系统不破缺，即未受到或较少受到人类干扰或者被人类保护起来的生态系统。这些生态系统也具有数种组分，其结构功能相互耦合，但缺乏一个明确的调控中心，因而不能成为真正的耦合系统。故我们称其为“原生态系统（protoeco）”。自然保护区就是没有被城乡耦合系统组织进来的原生态系统。原生态系统并没有消失，只是被组织到更高的层次，成为更高层次系统的组分。原生态系统的调节方式在生态质上仍然适用，当然它同时也要受到大系统——城乡耦合系统和全球生命系统的调

控。大部分原生态系统被城乡耦合系统整合，成为生态器和生态质。

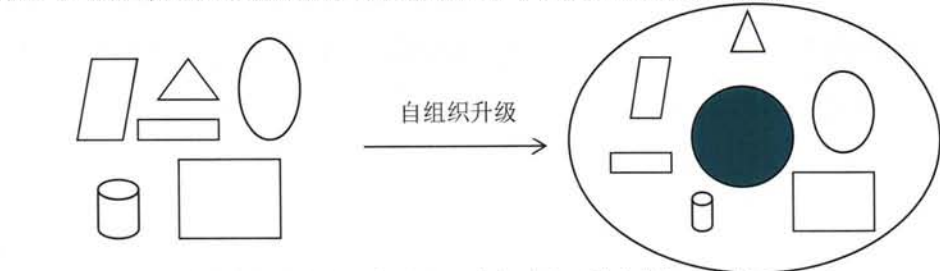


图 1.4 城乡耦合系统的聚集-自组织升级过程（引自常杰和葛滢，2005）

Figure 1.4 Aggregation and self-organizing system upgrade process of urban and rural coupling
(引自常杰和葛滢，2005)

1.4 城乡耦合系统碳循环——人类修饰到主导

1.4.1 全球陆地自然生态系统碳循环的人源改变

碳是地球上生命有机体的关键成分，主要分布在四个主要的库中：大气、海洋、陆地以及沉积物和岩石圈（Sarmiento and Gruber, 2006; IPCC, 2007）。其中沉积物和岩石圈中的碳含量约占地球总碳含量的 99%(图 1.5)，但该碳库循环速度缓慢，

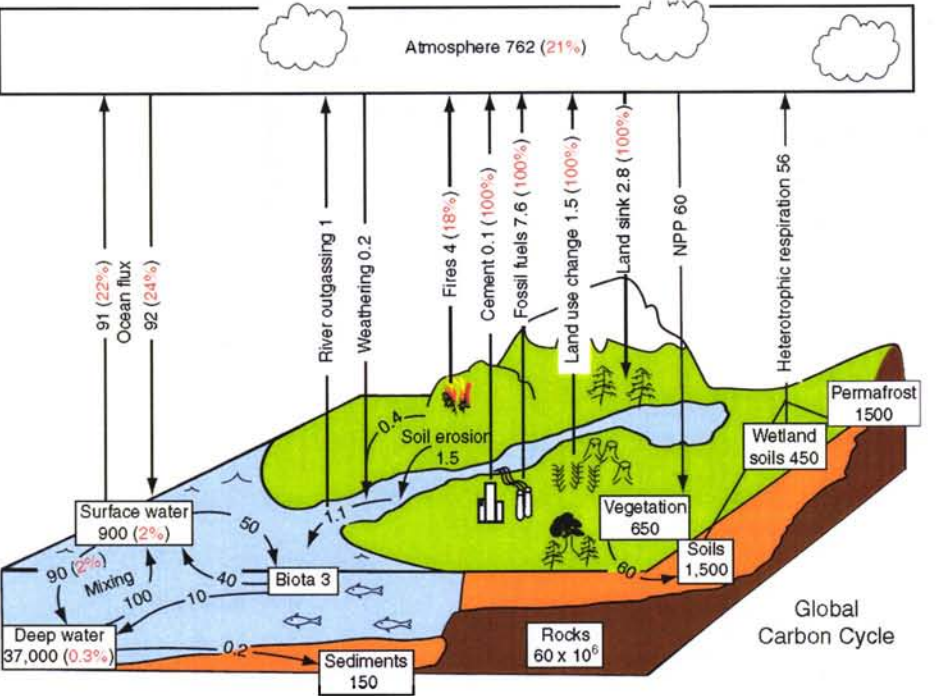


图 1.5 全球碳循环示意图，黑框和箭头分别表示主要碳库和碳流 (Pg yr^{-1} , $1\text{Pg}=10^{15}\text{g}$), 红色数字表示和 1750 年工业革命前相比人类对这些碳库(流)的贡献(引自 Chapin III *et al.*, 2012)

Figure 1.5 Global carbon cycle showing approximate magnitudes of the major pools (boxes) and fluxes (arrows) in units of Pg yr^{-1} ($\text{Pg}=10^{15} \text{ g}$). Red numbers in parenthesis are the anthropogenic contributions to these pools and fluxes relative to preindustrial times (1750, Chapin III *et al.*, 2012)

周转时间可达几百万年 (Chapin III *et al.*, 2012)。大气碳库的碳含量最低, 但活性却最强, 平均每五年周转一次 (Chapin III *et al.*, 2012)。在陆地自然生态系统碳循环过程中 (图 1.5), 植物通过光合作用这单一途径固定大气中的碳, 将其以有机化合物的形式储存在植物体内, 同时又通过在不同时间尺度上进行的植物自养呼吸将 CO_2 返回大气 (Grace, 2004; Trumbore, 2006)。剩余可用于植物生长和生殖的每年净碳固定为净初级生产力 (Net primary productivity, NPP, 全球平均约 60 Pg C yr^{-1})。从 NPP 中减去死亡凋落的有机残体、土壤动物和微生物的分解 (异氧呼吸, 全球平均约 56 Pg C yr^{-1}) 与淋溶出系统外的碳损失, 即为净生态系统生产力 (Net ecosystem productivity, NEP, 约 $5\text{-}10 \text{ Pg C yr}^{-1}$, Chapin III *et al.*, 2012)。在较大时间和空间尺度上, 减去我们很少测定的由各种扰动 (如火灾、干旱、动物采食活动等) 造成的碳释放, 即为净生物群区生产力 (Net Biome Productivity, NBP), 其全球平均值约为 NPP 的 1% 的和 NEP 的 10% (0.7 Pg C yr^{-1})。陆地生物圈是碳最大的生物储存库, 其中土壤和植被起着主导作用。全球土壤有机碳储存约为 1550 Pg , 是大气碳库的两倍, 是植被碳库的 2-4 倍 (Lal, 2004)。这两个库的碳储存能力决定陆地生态系统与大气之间的净碳通量 (Pan *et al.*, 2011), 其微小的波动能引起大气中 CO_2 浓度较大年际变化 (Ballantyne *et al.*, 2012)。

然而, 自 1760 年工业革命以来, 人类以前所未有的速度和强度在全球尺度上对地球系统产生着巨大影响 (Keeling *et al.*, 1993; Prentice *et al.*, 2001, 图 1.5)。其后果之一是大气 CO_2 浓度成指数增长, 从 1850 年的 285 ppm 上升到 2013 年的 397 ppm , 增长约 39% (Houghton, 2007; NOAA, 2013)。本世纪以来, 伴随全球城市化的加速和人口的膨胀, 人类驱动的全球碳生物地球化学循环 (如原有碳流强度, 路径以及碳库大小) 的改变对全球变化的影响成为科学家和政府关注的焦点之一 (Houghton *et al.*, 1999; Pacala *et al.*, 2001; Janssens *et al.*, 2003; Pataki *et al.*, 2006; Piao *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011)。

人类活动对碳循环产生最大的影响是直接通过燃烧化石燃料和水泥制造 (约

7.7 Pg C yr^{-1}), 改变土地利用方式 (1.5 Pg C yr^{-1}) 将大量原本储存在岩石圈和土壤圈的碳大量地释放进入大气 (Canadell *et al.*, 2007), 释放的 CO_2 约有一半存留在大气中从而使大气 CO_2 浓度增加 (图 1.5)。这不仅增加了碳释放的途径 (如化石燃料燃烧), 而且还改变原有碳释放的强度与碳库的大小 (如土壤扰动带来异养呼吸增加, 减少土壤碳库)。人类活动还能间接改变自然生态系统碳流强度和碳库大小, 如大气 CO_2 的增加带来的“ CO_2 施肥效应”增加植被 (大多数 C3 植物, 包括所有乔木和大多数作物) 的 NPP 20%-30% (Luo *et al.*, 2006; Houghton, 2007), 同时也能增加凋落物和土壤的碳库。同样地, 人类还可通过改变植物可利用水或营养元素来改变其光合速率, 如通过生产化肥, 种植豆科植物等方式向自然陆地生态系统内输入大量活性氮, 进而增加生态系统的碳固定强度以及碳储存, 尤其是在氮限制 NPP 较强的温带地区 (Houghton, 2007)。此外, 氮肥和 CO_2 浓度的同时增加对森林 NPP 还具有协同作用, 其效果比它们各自带来的 NPP 增加效应加和还要高 (Oren *et al.*, 2001)。当然, 也存在负面的协同作用, 如在温度, 降水较适宜的环境中, CO_2 浓度增加会降低植被 NPP (Shaw *et al.*, 2003)。

在所有人类介导的土地利用方式变化中, 以从自然生态系统 (如森林, 草原) 转变为农业生态系统的研究最为深入, 农田的土壤有机碳在全球碳库中表现最为活跃 (Xie *et al.*, 2007)。这主要是因为农业管理过程中通过作物产量的改变 (如施肥) 和直接物理扰动 (如耕作) 使土壤本身结构受到较大影响, 这种影响既改变土壤肥力, 还会通过增加或减少温室气体排放等直接影响区域乃至全球碳循环 (Tilman *et al.*, 2002; Murty *et al.*, 2002; Wu *et al.*, 2009; Conant *et al.*, 2011)。对农业生态系统的碳循环研究涵盖在作物 NPP (Huang *et al.*, 2007; Ceshia *et al.*, 2010), 土壤碳库 (Murty *et al.*, 2002; Xie *et al.*, 2007; Lu *et al.*, 2009) 及温室气体释放 (Guo and Erda, 2001; Huang *et al.*, 2010; 徐华等, 1999) 等方面, 其中以土壤有机碳固持的研究居多。目前, 全世界农业土壤的长期碳收支通常被认为处于平衡状态, 既可能是微弱碳源也可能微弱碳汇 (Piao *et al.*, 2009; Ceshia *et al.*, 2010)。然而, 砍伐森林或者开垦草原却可能减少土壤碳库 30%-60%, 进而释放大量温室气体 (Lal *et al.*, 2002; Guo and Gifford, 2002), 进而形成“碳债” (Fargione *et al.*, 2008)。人类已经逐渐意识到农业耕作活动直接或间接打破自然生态系统的碳平衡, 改变碳流强度和碳库周转速度, 如高强度耕作 (Frank *et al.*, 2006) 和外来有机物输入

的减少 (Yan *et al.*, 2007; Bationo *et al.*, 2007) 导致农业土壤有机碳散失。为了补偿这些碳债, 农业领域采取多种保护性耕作方式, 包括少耕、免耕、秸秆覆盖等和综合的营养管理 (粪肥、化肥的合理施用, 开展精细农业) 以增加农田的土壤碳汇强度和碳库大小 (Rasmussen, *et al.*, 1998; West and Marland, 2003; Lal, 2004; Bernacchi *et al.*, 2005; Lu *et al.*, 2009)。此外, 人类对自然生态系统或农业生态系统资源的利用消费和建造新的系统也会改变原有自然生态系统的碳流路径和强度 (Vitousek *et al.*, 1986; Fujimori and Matsuoka, 2007), 甚至概念区域和全球尺度碳流和碳库。如大量收获的生物质通过贸易圈引发碳在全球表面的水平位移, 被人和家禽家畜利用最后经呼吸作用产生 CO_2 源 (Ciais *et al.*, 2007)。人类使用的木质林产品碳储存大约占全世界森林总碳汇的 8% (Pan *et al.*, 2011), 并在城市里形成新的碳库, 如家具和建筑 (Churkina *et al.*, 2009)。又如人类赖以生产的城市在其形成、构建和成长过程中的很多方面 (富裕程度, 技术和人口密度) 会影响化石燃料的碳释放量及其强度 (Pataki *et al.*, 2006)。

1.4.2 碳排放的生命周期评估

在主要的两种人类源温室气体排放活动中, 土地利用变化的贡献排放仅次于化石燃料燃烧 (Chapin III *et al.*, 2012)。1850-1990 年间, 土地利用变化导致的排放约为同期化石燃料燃烧排放量的一半, 其中 87% 来自于森林生态系统的开垦和破坏, 其余来自草地 (Houghton and Hackler, 1999)。在排放的主要温室气体种类 (CO_2 , CH_4 和 N_2O) 中, 本文考虑的生命周期碳排放中包括对气候影响较大 CO_2 和 CH_4 , 其增温效应占全部温室气体增温效应的 83% (Canadell *et al.*, 2010); 如考虑生命周期温室气体排放, 则应再将 N_2O 考虑进来, 因为该气体的增温潜势可达 CO_2 的 298 倍 (IPCC, 2007)。为了应对温室气体排放带来的气候变化, 需要发展科学概念和坚实方法来评估自然资源利用过程中人类活动排放温室气体造成的环境影响和压力程度 (Yeh and Huang, 2012)。在这样全球变化背景下, 生命周期碳排放 (也称碳足迹) 近年来越来越受到科学家, 消费者和决策者的关注 (Hertwich and Peters, 2009), 并被广泛认为是温室气体排放管理领域的重要指示因子 (Wright *et al.*, 2011a)。

生命周期碳排放主要是指特定系统物理边界内 (如城市或乡村) 某种活动,

或在某种产品生命周期过程中产生直接的和间接的碳排放量, 包括系统边界内外所有与该活动相关或受该活动驱动的碳排放 (Wiedmann and Minx, 2008; Wright *et al.*, 2011a; Čuček *et al.*, 2012)。该定义基于生命周期评估 (Life cycle Analysis, LCA) 的概念, 是完整生命周期评估中的一个子集, 属于评价某种活动或某产品生产过过程气候影响的功能单位 (Wright *et al.*, 2011b)。生命周期碳排放应该反映碳循环的不平衡情况, 应仅包含碳并由人均或者每功能单位 (如产品, 家庭等) 的碳排放重量来表示 (Peter, 2010; Čuček *et al.*, 2012)。这些碳排放并非仅包括某功能单位物理边界内碳排放, 并且包括与该功能单位相关的整个供应链 (从生产, 消费和废物处理) 上的碳排放, 也称“隐含碳” (embedded carbon, Peter, 2010)。在实际操作中, 用于计算生命周期碳排放的方法并非唯一, 而是根据不同尺度上功能单位来选择 (图 1.6)。通常来讲有三种主要的估算生命周期碳排放的 LCA 方法:

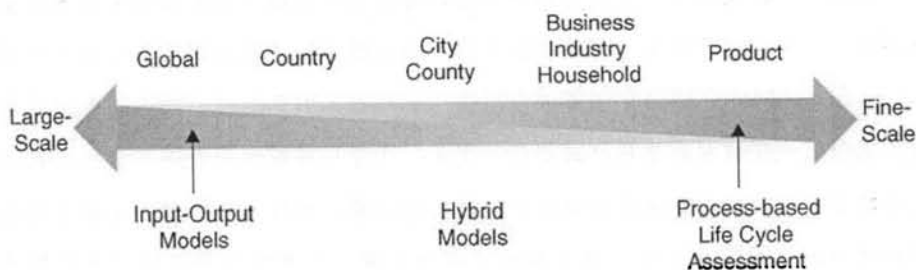


图 1.6 不同尺度上生命周期碳排放的应用及其方法示意 (引自 Peter, 2010)。尺度从右到左逐渐增大

Figure 1.6 A schematic of life-cycle carbon emission applications and corresponding methods across scales (引自 Peter, 2010). The scale increases from the right to the left

(1) 对微观尺度系统的特定过程 (如某个产品生产消费) 通常使用自下而上的过程分析 (Process Analysis, Finkbeiner, 2009), 该法的优点是能够通过专家判断比较客观地设定不同需求下的系统边界, 进而比较精确地进行全生命周期评估 (Hondo and Sakai, 2001; Suh *et al.*, 2004), 然而该方法需要较多的时间和资源, 并在尺度逐渐上推过程中可能出现边界截断误差 (Wright *et al.*, 2011b);

(2) 对宏观尺度 (如国家或全球) 的数据则一般使用自上而下的环境输入-输出分析 (Environmental Input-Output Analysis, Wiedmann, 2009), 该法的优点是能根据整体宏观经济流动的数据, 估算国家尺度的生命周期碳排放 (图 1.7), 特

别是对产品和服务上游的 LCA 过程及相关排放估算很有效 (Minx *et al.*, 2009), 并且所需的劳动成本和时间较少。然而, 该法未能计算产品的运输, 使用和最终处理过程中的碳排放 (Matthews *et al.*, 2008);

(3) 对中观 (如产业部门或城市) 尺度的研究往往多结合两种方法的优点进行综合分析, 称为复合环境输入-输出-生命周期法 (Hybrid Environmental Input-Output LCA, Wright *et al.*, 2011a)。由于其综合以上两种方法的优点, 能解决中观尺度的问题而迅速成为一个活跃的研究方向 (Suh and Nakamura, 2007; Lenzen, 2009)。该方法中, 过程分析被嵌入环境输入-输出分析中, 用来研究小尺度 (如公司或者个体组织) 中的特定过程中下游和终端处理的碳排放, 而环境输入-输出分析则用以补充过程分析在上游供应链中无法计算的碳排放 (Wright *et al.*, 2011a)。

在城乡耦合系统中, 在生态核之外的碳排放往往占城乡耦合系统碳排放总量大部分, 这主要由于许多生态核内消费的产品或服务都是在城市边界附近生产的 (Lenzen and Peters, 2010)。供给城市所需产品和服务的生态核所产生的碳排放是城乡耦合系统碳排放的重要组成部分。因此, 尽管目前城市代谢的方法已经对大尺度城市碳排放对温室效应的贡献做出较好的估算, 但将生命周期法与其有机地整合才能全面理解多尺度上城乡耦合系统对资源、人类健康和环境质量的影响 (Chester *et al.*, 2012), 如对大气净温室效应。在工业生产领域以生命周期计算的碳排放已有较为完善的研究框架和方法 (Suh *et al.*, 2004; Minx *et al.*, 2009)。近年来在农业领域, 也有不少研究将生命周期碳排放的应用于农产品或农业措施。主要集中在不同农业管理方式 (如种植密度和施肥) 下农产品生产 (Brenttrup *et al.*, 2001; Charles *et al.*, 2006), 直接农业操作措施 (如耕作, 灌溉, 收获, 运输等) 中产生的与间接措施 (肥料和杀虫剂生产) 造成的碳排放 (West and Marland, 2002a; Lal 2004), 农业措施和土地利用向农田转变带来的生命周期净碳流改变 (Bernacchi *et al.*, 2005; Ciaia *et al.*, 2011), 以及不同农业生产方式 (种植和畜牧) 的全系统生命周期碳平衡评估 (Byrne *et al.*, 2007; Beauchemin *et al.*, 2010; Ceschia *et al.*, 2010)。然而, 这些研究往往更多仅关注农业系统部分或者整体的碳排放, 对农业措施造成这些碳排放同时其为人类提供的产量以及其他正面或负面的环境影响 (如保持水土和温室气体排放) 等方面却很少研究, 也极少关注如何寻找既

能保证高产又能减少生命周期碳排放的研究。同时,对于城市的生命周期碳排放评估以实现碳减排,对改善人类健康和减少健康危害的可持续发展具有重要作用 (Milner *et al.*, 2012),但目前基于消费、代谢或者复杂系统等不同方法仍然各有优劣,存在争议 (Baynes and Wiedmann, 2012)。对分解系统的生命周期碳排放研究则更少,主要关注垃圾填埋场处理固体垃圾过程 (Zhao *et al.*, 2012; Sevigné Itoiz *et al.*, 2013),而其余研究主要关注废碳利用 (Grant *et al.*, 2012)或储存 (Rosso and Stenstrom, 2008),仍需要更多的研究来了解其他类型分解子系统的生命周期碳平衡情况。

1.4.3 城市系统碳流和碳库特征

城市是目前所有土地利用类型中增长最快的类型 (Fuller and Gaston, 2009; Yeh and Huang, 2012)。世界范围内城市人口增长率约为全球人口增长率的 3 倍,而城市面积增长速度远高于城市人口的增长速度 (如欧洲和美国, Churkina *et al.*, 2009)。城市人口、面积和数目的急剧增加使得约 80% 的人源碳排放与城市地区的人类活动相关 (Lal, 2012),因而城市生态系统碳循环在近年来越来越受到生态学家的关注 (Pickett *et al.*, 2011)。

当前,城市生态系统碳平衡和城市化过程对碳动态的影响研究和其他的自然 (如森林)或半自然生态系统 (如农田)碳循环相比仍然较少 (Zhang *et al.*, 2012)。当前许多城市碳循环研究多集中关注绿地中某个组分如城市土壤 (Pouyat *et al.*, 2006)、城市草坪 (Griffith, 2010)、城市森林 (Nowak *et al.*, 2013)或城市集水区 (Boyle and Lavkulic, 1997),或者仅关注某种过程如植被净初级生产力或土壤呼吸 (Imhoff *et al.*, 2000; Koerner and Klopatek, 2009),植被和土壤碳储存 (Edmondson *et al.*, 2012)。在人源碳循环方面,大多已有的研究集中在人口增加带来的城市生活,交通等行业用能碳排放增高方面 (Svirejeva-Hopkins and Schellnhuber, 2008; Dhakal, 2009; Zhou *et al.*, 2010),关于人源碳库储存的研究才刚刚起步 (Churkina *et al.*, 2009)。研究城市绿地和人类居住系统两部分碳固定和储存及其相应影响因子对于评估城市化对碳循环的影响以及城市对区域甚至全球碳循环的贡献十分必要 (Churkina, 2012)。然而,当前仅有少数几个研究在局地 (Mohareb and Kennedy, 2012)、区域或国家尺度 (Churkina *et al.*, 2009)上综合

研究城市绿地和人居系统的碳固定与碳储存, 关于其影响因子的研究也很少 (Strohbach and Haase, 2012; Zhang *et al.*, 2012)。

城市生态系统中可能的少量碳固持主要来自城市绿地 (Pickett *et al.*, 2011)。尽管城市绿地生态系统受到与自然生态系统一样的生态原理的控制 (Zhang *et al.*, 2012), 由人类设计和改变的城市景观的高度空间异质性使其碳固定和储存格局与自然生态系统差异较大 (Strohbach and Haase, 2012)。一方面, 城市土壤大部分长期被不透水层 (硬化地面) 覆盖, 既不能生长植被, 也不能接受雨水下渗, 因而降低植被碳固定和土壤有机碳密度 (Imhoff *et al.*, 2004; Pouyat *et al.*, 2006)。同时, 城市空气污染和重金属毒害作用可能会降低净初级生产力 (Xu *et al.*, 2007), 城市热岛效应和人类对外来物种的引入可能会增加生态系统呼吸从而降低碳储存 (Pouyat and Carreiro, 2003)。另一方面, 由于城市 CO_2 浓度较高和人类日常维护措施如施肥、修剪和灌溉等的影响 (Pickett *et al.*, 2008), 城市生态系统中绿地植被净初级生产力增高 (Kaye *et al.*, 2005; Milesi *et al.*, 2005), 其植被生物量和土壤碳密度比邻近自然生态系统更高 (Nowak and Crane, 2002; Golubiewski, 2006), 显示出城市绿地系统固碳的潜力。

城市生态系统碳动态受到多重自然因素的影响, 例如城市化前的植被类型 (Pouyat *et al.*, 2006)、城市植被结构 (Nowak *et al.*, 2002)、土地利用历史 (Jenerette *et al.*, 2006)、城市诱导的气候改变 (Shen *et al.*, 2008) 以及区域气候 (Imhoff *et al.*, 2000) 等。例如, 在干旱地区从农田或森林等非城市土地向城市土地转变能增加碳储存和碳固定, 因为人为种植和灌溉增加该地区的植被密度 (Kaye *et al.*, 2005); 然而在湿润地区从自然生态系统向城市的转变则常常涉及到森林砍伐, 从而可能减少碳储量和碳固定 (Yu *et al.*, 2009)。同时, 城市绿地生态系统碳循环还受到社会经济因素的影响, 如人口大小和密度 (Fuller and Gaston, 2009)、城市建成区面积和 GDP (Zhao *et al.*, 2013)、居住密度和人口迁移情况 (Luck *et al.*, 2009) 等。

城市生态理论中的一个中心原则是人类源驱动力在控制生态系统响应变量的重要性会超过自然源驱动力 (Pickett *et al.*, 2008), 如体现在影响化石燃料碳排放的时空格局或绿地土壤有机碳密度大小方面 (Kaye *et al.*, 2006)。由此可引出城市土壤碳密度大小相对于其替代的自然生态系统而言, 对城市化的响应在区域和全球尺度上会趋同, 即“城市生态系统趋同假说” (Pouyat *et al.*, 2003)。只要人类

源驱动力（如管理）对土壤有机碳密度的效应超过自然源驱动力（地形或母质），则会发生土壤碳密度趋同的现象（Pickett *et al.*, 2011）。土壤有机碳密度的变化综合一些列生态系统参数，如净初级生产力，有机碳输入或输出，可以被用作生产系统响应城市土地利用变化的综合指标（Pouyat *et al.*, 2009）。为验证该假说，已有大陆尺度上（Pouyat *et al.*, 2006）和不同气候区（干旱和湿润）两城市地区（Pouyat *et al.*, 2009）的城市野外土壤有机碳对比分析研究。研究结果基本符合假说，即干旱地区城市化带来土壤有机碳密度增加而湿润地区城市化后土壤有机碳密度可能不变或者降低（Pouyat *et al.*, 2009）。

1.5 城乡耦合系统碳相关生态服务研究

生态系统服务是生态系统给人类提供的各种惠益（MA, 2005; Carpenter *et al.*, 2009）。千年评估框架中的生态系统服务包括供给服务、调节服务、文化服务和支持服务（MA, 2005）。千年生态系统评估以一个全新的框架分析和理解环境变化对生态系统和人类福祉的影响（Carpenter *et al.*, 2009）。评估报告指出随着世界人口及其消费的增长，人类对生态系统服务的利用不断扩大，使得全球生态系统提供的三分之二的各类服务已经呈现下降趋势。因此，正确评估不同人类活动影响下生态系统服务和负服务的净价值（Birch *et al.*, 2010），理解城乡耦合系统中的结构-过程-生态服务之间的关联机制及其综合的社会经济效应（Kenward *et al.*, 2011），对于可持续管理生态系统服务功能十分必要。

在城乡耦合系统中，人类活动的类型和程度（如快变量和慢变量）将直接影响生态系统服务的长期供给和恢复力（Carpenter *et al.*, 2009）。将人类的获益与生态系统的结构和功能（如元素循环）相联系，可以充分和完整地量化人类决策的正负效应，并作出合理的经济价值评估（Compton *et al.*, 2011）。尽管陆地生态系统碳储存常常更多与气候变化相联系，但植被生物量和土壤的碳有益于一系列生态系统服务的供给（Stringer *et al.*, 2012）。如土壤有机碳含量提高有助于改善土壤结构的稳定性和保持能力（Holm *et al.*, 2003），其分解又能够维持营养循环和土壤肥力（Scholes *et al.*, 2009）。城乡耦合系统碳库和碳流的变化属于生态系统结构和过程的物理变化，会造成生态系统所提供服务（如供给和调节服务）的变化，进而影响到人类从生态系统中得到的惠益（Stringer *et al.*, 2012）。评估受到碳库或

碳流变化影响的生态系统服务和服务对于理解生态系统服务间的权衡与协同,人类生活质量变化 (Stringer *et al.*, 2009) 以及人类管理活动的转变对生态系统功能和服务的影响至关重要 (Caride *et al.*, 2012)。考虑生态系统服务和负服务的成本收益分析可以为城乡耦合系统中人类制定管理的措施和决策提供重要信息,因为并非所有增加碳库(汇)的人类活动或管理所付出的成本都能得到更多的生态系统服务的回报 (Reynolds, 2012)。更好地发挥城乡耦合系统为人类提供的生态服务需要在满足潜在碳服务的提供者的利益,即提高土地生产力的前提下去制定相关的管理措施和活动,以获得经济和环境效益的双赢。

1.6 本研究的科学问题、目的和意义

在人类的修饰、干扰活动甚至是主导作用下,城乡耦合系统的碳循环不再仅仅由生物驱动,而是越来越强地受到社会经济和政策的影响(常杰和葛滢, 2010; Ciais *et al.*, 2007; Davis and Caldeira, 2010)。目前已经有越来越多的研究证实贸易促进碳在区域和全球范围内的流动 (Davis and Caldeira, 2010)。城市化作为全球环境和碳循环变化的一个重要驱动力 (Pataki *et al.*, 2006; Kaye *et al.*, 2005), 也将 在城市地区以外更广的地域上改变或修饰陆地生态系统碳平衡 (Churkina, 2008) 与人类的定居环境 (Churkina *et al.*, 2009)。城乡耦合系统中生态质(森林或草地)向生态器(农田)或生态核(城市)的转变在满足人类对生态系统服务需求的同时,也将改变原来的碳循环路径和强度,达到一个新的碳平衡并伴随着正面和负面的环境影响。这愈来愈彰显出进行人类经济社会因素影响下碳循环研究的必要性。由此,本研究提出以下科学问题:

(1) 城乡耦合系统中生产、分解、人居和生命支持子系统间的碳流路径与强度及各子系统的碳固定如何?

(2) 城乡耦合系统人类活动如何影响碳平衡?

(3) 人类主导碳循环的自然-社会-经济影响因素是什么?

(4) 人类主导的碳循环所带来的生态服务如何?

针对以上科学问题,本研究以中国这个经济快速发展,城市人口迅速增加的发展中国家为例,研究城乡耦合系统中生产-分解-人居系统的耦合碳循环。由于中国是世界人口最多的国家 (Piao *et al.*, 2009) 且已成为世界最大的 CO₂ 排放国

(Gurney, 2009), 因而中国陆地生态系统在全球和区域碳循环中扮演的关键角色近年来受到广泛关注 (Piao *et al.*, 2009; Tian *et al.*, 2011)。随着中国快速的工业化进程和剧增的能量需求, 由化石燃料燃烧, 水泥生产和土地利用改变带来的人源 CO_2 的排放速度还在加快 (Gurney, 2009; Piao *et al.*, 2009)。同时, 中国具有从寒温带到热带、从湿润到干旱的不同气候带, 也具有东中西经济水平不同的区域, 为分析不同气候条件和经济水平下城乡耦合系统中不同类型子系统碳循环提供良好素材。

本文研究目的包括:

(1) 揭示城乡耦合系统中生产、分解、人居的碳平衡特征, 估算人类主导下各子系统的碳流的强度和路径以及碳积累大小;

(2) 以食物生产系统集约化、传统污水处理系统的替代和城市化三个典型的人类活动带来的转变过程, 揭示城乡耦合系统中人类活动如何影响碳平衡;

(3) 阐明在城乡耦合系统中食物生产集约化、传统分解途径替代以及城市化过程中碳平衡的自然-社会-经济影响因素, 并分析每种途径的社会经济可行性;

(4) 以食物生产系统集约化、传统污水处理系统的替代和城市化三个典型过程为例, 评估在人类不断增长的对食物、污水处理和城市居住的需求驱动下, 城乡耦合系统中人类主导的碳循环所带来生态服务变化。

通过上述研究工作, 本研究有助于认识对城乡耦合系统中不同功能(生产、分解和人居)子系统的碳流路径和强度以及碳积累大小; 有助于理解食物生产集约化过程中的协同途径: 提高食物供给、减排碳以及提供其他生态系统服务; 有助于理解污水处理过程中的协同途径: 处理污水、废氮生产生物能源、减排碳及提供其他生态系统服务; 有助于理解城市生态系统碳循环和自然生态系统的异同; 通过研究城乡耦合系统中驱动碳循环的自然和社会经济影响因素, 将为未来制定如何实现经济-生态-社会三赢的可持续发展提供科学理论依据。

2 研究方法

2.1 方法论

2.1.1 城乡耦合系统的物理边界

本文城乡耦合系统的研究在空间上以中国行政边界为水平边界考虑其内部子系统的碳循环过程。在垂直方向上，我们将地面以上 1000 米定为上边界，因为此高度以上大气中 CO₂ 和 CH₄ 等气体浓度的增加才会造成温室效应（IPCC, 2006）。同时，我们认为下边界为岩层表面，其以上的土壤层和地下水均在系统内（Baker *et al.*, 2001; Gu *et al.*, 2009）。在这样垂直方向定义下，燃烧，生物分解中的化学过程与渗漏和水平流失的物理过程均属于碳输出。此外，所有化石燃料、矿石的采掘系统由于主要是在岩石圈活动，超出本研究定义的范围，均不在本研究城乡耦合系统内。

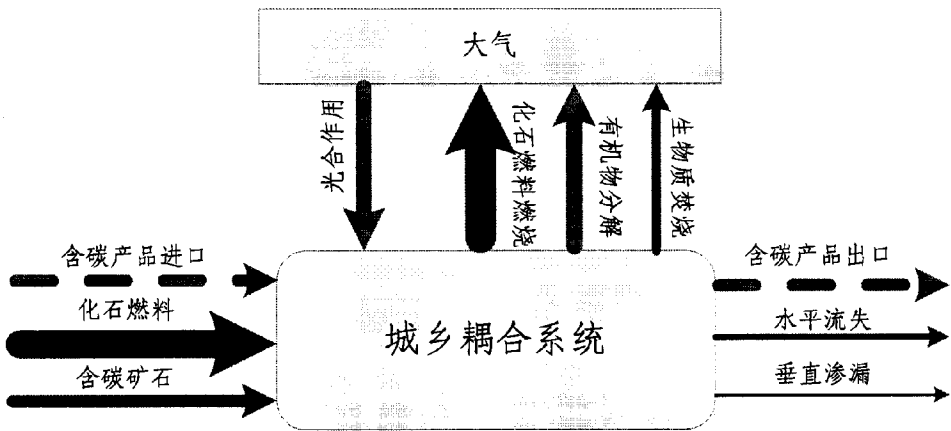


图 2.1 城乡耦合系统碳循环黑箱。纵向箭头表示碳固定和碳排放，横向箭头表示碳输入（固态）和输出（固态或液态）

Figure 2.1 Black box of carbon cycle in urban and rural coupling. Vertical arrows represent carbon fixation and emission, horizontal arrows represent carbon inputs (solid) and outputs (solid or liquid)

城乡耦合系统的碳循环从固态碳（如化石燃料和矿石）通过人类搬运作用输入系统，气态碳（CO₂）则通过光合作用进入系统，进入系统的碳通过燃烧、生物呼吸、水平地表流失和垂直淋溶等途径输出系统外（图 2.1）。在系统层面上，需要人为从外部输入含碳物质和能量（化石燃料作为辅助能燃烧）用以维持系统

的正常运转,在此过程中会产生相应的碳排放。然而,对于系统内部碳循环过程只能采用黑箱的方法进行计算(Kaye *et al.*, 2006),只考虑系统本身与其他子系统和外部空间之间的碳流动情况。根据上述定义,系统碳输入包括:1)光合作用,即生物体(植物,藻类和某些细菌)在可见光照射下利用叶绿素将 CO_2 和水转换为有机物并释放 O_2 的过程;2)人为输入,包括化石燃料和含碳矿石的采掘输入。系统的碳输出则包括化石燃料燃烧、有机物分解以及生物质焚烧等将碳输入到大气层,作物收获进入加工系统,地表水平流失进入地表水系统和垂直淋溶进入地下水系统。

2.1.2 城乡耦合系统结构

基于以上定义,我们将城乡耦合系统从功能上分为生产,分解、人居和生命支持四类功能子系统(图 2.2)。生产和分解是生态系统中最基本的功能,人居系统是人类居住和活动的场所,生命支持功能子系统则是以上三个功能子系统生存的基础。其中,生产功能子系统可分为生物生产和工业生产两类:生物生产系统包括森林、草地、农田、畜牧和水产子系统。生物生产系统中,农田受到人类的主导程度最为强烈,与人类消费之间的关系最为密切。同时,农田子系统又具有光合作用等生物碳固定过程。因此,本研究中我们主要以农田子系统为代表研究生产子系统碳平衡,其仅指栽培各种农作物以及取得植物性产品的生物生产系统,其水平边界设定为农田子系统与周边环境的相邻界面,如周边林地和人为修筑的田垄。

分解子系统中,我们以污水处理厂和垃圾填埋场这两项主流的分解系统为代表研究其碳平衡,污水处理厂指用于消减污水和废水中污染物的人工强化处理场所,垃圾填埋场是指采用卫生填埋方式下的垃圾集中堆放场地。它们的水平边界均人为建造,如厂房,围墙等。人居子系统即人类居住区,指城市和乡村中人类居住和活动的场所,如各类住宅和商用建筑,道路等基础设施,其水平边界比较模糊,如城镇建成区即指不透水层蔓延涉及的区域,而乡村中即为人类活动场所与农田,森林和草原等生产子系统交界处。生命支持系统包括近地面大气、地表水和地下水子系统以及城市绿地生态系统。

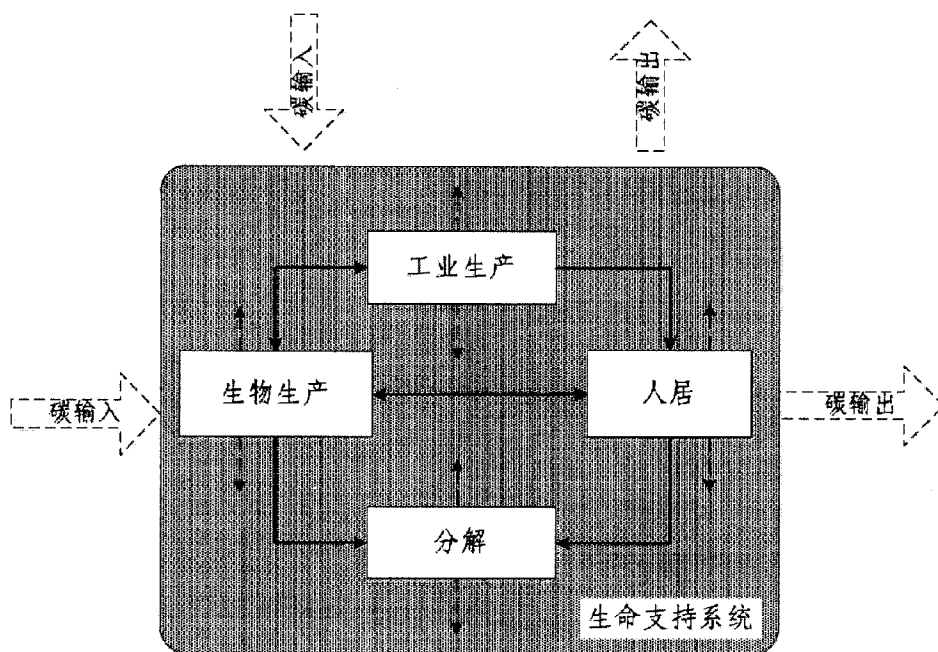


图 2.2 城乡耦合系统子系统结构和碳循环过程。框中实线箭头表示各子系统之间的碳流，虚线箭头表示各子系统输出到生命支持系统中

Figure 2.2 Carbon cycle and sub-system structure in urban and rural coupling. Solid arrows within the system boundary indicate the carbon exchange between sub-systems. Dotted arrows represent carbon outputs into life-support system

城乡耦合系统的碳循环过程在垂直方向上从农田等生物生产系统的光合作用开始，而水平方向上则是从人类输入的含碳原料和燃料开始，这类似于自然生态系统中水平径流或动物移动带来的碳输入（Chapin *et al.*, 2012）。通过生物生产子系统的净初级生产，其中可食用部分（如粮食和畜禽产品等）直接输送给人居系统进行消费，而其余则直接在生物生产子系统间进行利用（秸秆还田或用作饲料）或被运输到工业生产系统进行深加工（如棉花、麻类等）后再进入人居系统（图 2.2）。与此同时，来自系统外部输入的含碳原料（如矿石）以及化石能源也被输入工业生产系统进行加工后再进入生物生产系统（如化肥）或者人居系统（如塑料，家具）。输入人居子系统的碳经过人类消费会输入分解子系统进行储存（垃圾

填埋)或分解(污水处理)。此外,也会有小部分的碳(人类排泄物)从人居子系统循环回用到生物生产系统。生命支持系统成为以上碳过程的基础,同时也受到它们碳输出的影响。

生物生产和工业生产子系统能够将输入系统的有机碳或无机碳转化为食物或者含碳的农业和工业产品,从而为人类供给能源,食物和营养,生活用品以及服务。分解子系统将废碳进行处理并消除其环境污染,如将污水中有机污染物氧化为 CO_2 。人居子系统将人类居住区主要是消费碳产品,生物源碳产品被人类食用后呼吸和排泄掉,生物源和化石燃料源的日常用品和建筑材料等会被储存起来。城市绿地生态系统虽然和人居系统在空间上重叠,但属于生命支持系统,起到为城市人类提供景观美学和小气候调节的作用(Pataki *et al.*, 2011)。与原生态系统不同的是,以上所有人类主导的碳循环过程都必须有系统外输入的化石燃料能量的维持和驱动,因而会伴随着碳循环过程向大气排放大量 CO_2 。

本研究中子系统的含义与传统意义的生态系统概念类似,但是不完全等同。如城市生态系统是指具有高人口密度($> 18 \text{ 人 km}^{-2}$)和高人口数量(总人口 > 50000),或者城市设施占据很大比例的陆地表面。对某些生态学研究,也包括郊区 and 人口密度稍低的地区,这些地方和城市核心有着很密切的能量和物质交流(Kaye *et al.*, 2006)。在本研究中城市生态系统则与生产,人居和分解子系统皆有物理空间上的位置重叠。为研究自然源和人类源因素对城乡耦合系统碳循环的影响,后文分析时会基于传统生态系统的定义和本文在功能上的划分将所有子系统边界进一步明确。

2.1.3 源-库-流理论和质量平衡法

源-库-流理论从网络节点的相互关系发展而来(Rocco *et al.*, 2010),认为“源”是植物合成与输出光合产物的组织或器官,类似于城乡耦合系统中的生产系统;而“库”是利用或贮藏同化物的组织或器官,类似于城乡耦合系统中的人居和分解系统。“源”的光合性能往往是产量的限制性因素,“库”接纳同化产物的能力间接决定着作物的产量,而转运到“库”中物质的量大小则是由它们之间的转运能力,即“流”的能力决定。在人类主导的城乡耦合系统中,人类的搬运活动(如农作物运输),人类修饰和主导下物质的化学反应(如土壤微生物分解,化石能源燃烧等)

等过程充当着“流”的角色，决定着各子系统之间的碳流强度。源-库-流理论可以用于分析城乡耦合系统中碳输入，系统内流动路径及碳输出等过程。而质量平衡法则可以针对整个城乡耦合系统或者其中某一个子系统，定量分析碳输入，输出以及积累之间的关系，从而确定一个系统是碳源还是碳汇，以及碳流的强度。本研究参考 Baker *et al.*(2001)、Kaye *et al.*(2006)和 Gu *et al.*(2009)对氮循环研究所采用的系统功能划分以及质量平衡计算体系来分析碳在中国城乡耦合系统中的平衡现状以及流动路径。根据不同系统之间生物地球化学的物理和化学原则的一致性，质量平衡法基于质量守恒原理，认为人类主导的城乡耦合系统和自然生态系统类似，其内部子系统间，系统与环境的物质流和能量流是平衡的(Kaye *et al.*, 2006)，该方法在生物地球化学循环领域中关于碳循环的研究中大量使用(Alperin and Hoehler, 2010)。外源碳通过光合作用，化石燃料和含碳原材料等三种路径进入系统。大部分进入系统的碳通过燃烧作用释放进入大气碳库，其余的碳流会通过人类修饰或主导作用在各子系统之间流动，如农作物收获，粪便还田，工业产品消费等。碳在系统中的积累按照系统本身碳库的年际变化率或者系统碳输入输出的差值来计算。质量平衡法的优点是系统边界清晰，在运算时不容易重复计算，但其忽略了各子系统之间的动态平衡以及各系统内部与系统边界之外的碳排放联系，无法反映该系统地环境的环境影响。

2.1.4 生命周期评估法

根据国际标准化组织 ISO14040 的定义，生命周期法是评估一个人工生态系统整个生产活动，即输入-加工-运输-使用-再循环-终废物处置整个过程的潜在环境影响的方法(ISO, 2006; Guinée *et al.* 2011)。在人类主导的生态系统中，往往有人为的外源性的物质和能量的输入，这就伴随着如生产原材料、使用机械、加工产品、运输、维护和运行，废弃物再循环和最终的废物处置等过程(Gelfand *et al.*, 2011)。利用生命周期法评估人类修饰或主导下生态系统对环境的影响，可以克服传统自然生态系统研究中环境评估的局限性。本研究利用生命周期法评价人类修饰或主导下的一个典型生产、分解与人居系统的输入、输出及其对环境的潜在影响，即在质量平衡法基础上，测量整个城乡耦合系统或各子系统边界外与该系统相关的人类生产、消费和运输活动中涉及到碳通量并进行碳元素(West and

Marland, 2002b) 和能量消耗 (Campbell, *et al.* 2009; Tsao *et al.* 2012) 的全过程分析, 可以为下一步进行生态系统服务的成本收益分析和社会经济可行性提供基础 (Zhang *et al.* 2010a)。

2.1.5 整合分析法

当大量独立的科学研究围绕同一类似科学问题展开的时候, 往往可能得出不同甚至相反的结论, 于是仅考虑单个研究的结果难以得出科学客观的结果。因此, 需要一种的综合分析方法来利用这些有差异、多来源的研究结果。整合分析法即是这样一种综合的评价方法, 它对一系列针对相同或相似科学问题的相互独立研究结果进行定量分析, 分析各研究结果间的差异大小和特征, 从而得到更加精确的结论。自心理学研究使用“Meta analysis”一词以来 (Glass, 1976), 该方法在社会学、经济学和医学等多个学科领域得以应用。在上世纪 90 年代该方法被引入生物进化学和生态学 (Osenberg *et al.*, 1999; Gurevitch *et al.*, 2001) 研究并得到迅速的发展。在当前人类活动强烈改变全球生物地球化学循环的背景下, 不同的单个研究对气候变化和人类活动影响的结论具有很大的空间和时间差异, 特别是在具有较大尺度的碳循环研究领域 (Guo and Gifford, 2002; Akihiko, 2011)。整合分析的一般步骤包括科学问题的提出、多来源数据的收集和整理、数据的分类分析和结论的得出。针对人类修饰或主导下的城乡耦合系统碳循环研究, 本文通过文献、统计年鉴和相关科学报告搜集的多来源数据建立数据集, 然后根据科学问题对不同来源的数据进行分类甄别, 再通过系数转换或者统计方法对已有数据进行综合分析。整合分析的优势在于通过增大样本数量改进或提高统计学结果的可靠程度, 最大程度减少不确定性, 量化各独立研究结果的平均水平, 保证综合分析所得结论的客观可信。

2.2 研究方法概述

2.2.1 野外调查和采样

针对城乡耦合系统生产、分解、人居和生命支持子系统, 本研究选取三种典型的系统: 塑料温室农业, 人工湿地和城市建成区分别进行碳循环所需数据的野外调查研究:

塑料温室农业的野外调查包括土壤, 蔬菜样本和农业耕作信息的收集, 其原则是在已有文献研究基础上对温室农业发达地区的数据进行验证, 对缺乏数据的地区进行补充。设置温室样地时需保证每个样地至少有 10 个以上塑料温室结构, 并在附近(至少间隔 10 米)以露天传统蔬菜地作为成对比较(Wang *et al.*, 2011)。每个样地设置五个重复取样点按照四分法进行土壤取样, 土壤取样深度为 0-20cm 和 20-100cm。全国 23 个野外取样地(分别位于河南、河北、山东、黑龙江、辽宁、云南、江苏、浙江、湖北、上海、广东、四川、贵州省)共获得 82 对有效土壤样品。植物样品选择黄瓜(*Cucumis sativus* L.), 西红柿(*Lycopersicon esculentum* Mill.), 辣椒(*Capsicum frutescens* L. var. *grossum* Bailey)和茄子(*Solanum melongena* L.)等四种主要蔬菜品进行采样测定。这四种蔬菜产量占中国全部蔬菜产量 80%以上(FAOSTAT, 2010)。每个样地取 5 个 1m×1m 的重复样方对蔬菜的收获部分和非收获(如根、茎等)分别采样。收获部分在作物成熟期取样, 非收获部分在作物的最大生物量时取样。此外, 在调查过程中记录塑料温室农业及其附近传统蔬菜地的管理措施信息(如轮作, 有机肥与无机肥使用量, 塑料薄膜使用量等);

人工湿地的野外取样同样包括植物和土壤样本。在设置的 5 个实验人工湿地(分别位于浙江杭州、东阳、舟山和宁波)中, 我们建造 12 个 2.0×2.5m 的单一种植区块, 并选择 30 个具有较高生物量产量的物种, 每个地块都输入生活污水。所有植物在 2006 年被移植栽种, 每平方米 10 棵苗, 初始高度为 20-30cm。2007 年 9 月夏季时我们对所有区块从基质表面 5 cm 处收割植物。收割地上生物量时, 为避免边缘效应, 我们采用 LIHD 草地实验的方法, 在每个区块中划出一个 0.5×2.0 m 的条带(Tilman *et al.*, 2006)。我们将收获的植物按物种进行分类, 并根据植物秆数按比例随机取样, 在现场称 5 株植物样品的鲜重, 然后取部分样品带回分析。人工湿地基质采集样方和植物相同, 在每个小区采用五点法采集 0-30cm 基质样品混匀后带回实验室做后期处理。此外, 我们在调查过程中收集人工湿地生物能源生产过程的原始数据及邻近污水处理厂在污水处理过程中的能源消耗数据;

城市绿地生态系统的取样主要是对城市绿地的植被信息进行采集, 本研究按照人口规模大小设置 16 个城市进行调查取样。样地野外调查信息包括乔木物种、胸径(即离地 1.3 m 处树干直径)、基径(树木地面上 5cm 高处树干的直径)、株高(地面到树冠顶部高度)、冠幅; 灌木种类、高度及覆盖面积; 草本种类、覆盖

面积和高度等。调查记录表中项目还包括调查时间,地点经纬度,以及取样地内的绿化养护管理数据信息,如浇水、施肥、病虫害防治、修剪频率(次/年)和方式等。对于园林废弃物,我们在样地内用直接称量不同种类植物(乔木、灌木和草本)的叶和茎鲜重,再将样品带回实验室进一步处理。同时,我们还对主要的乔木进行过树木年轮中心的钻芯取样,主要为通过测量城市生态系统中树木年轮的宽度变化来反应树木的年均径向增量,钻取完树木年轮芯后我们记录样条的方向性和采样地点等信息并带回实验室处理分析。

2.2.2 实验测定

塑料温室农业土壤样品采回后风干按照重铬酸钾($K_2Cr_2O_7$)水浴法测定其有机质含量(Cheng *et al.*, 2007)。蔬菜样品采回后在 $65^{\circ}C$ 下烘干 72h 至恒重后称取其干物质重量以测定各种蔬菜的含水率和收获系数。接下来,将烘干的蔬菜样品置于微型球磨仪(Fritsch GmbH, Germany)中粉碎,再采用全自动元素分析仪(Vario EL Element Analyzer, Elementar, Hanau, Germany)测定蔬菜的碳含量。所有蔬菜样品参数分为收获部分和非收获部分进行计算,根、茎等均被当作非收获部分,取其平均值来代表。人工湿地的基质样品采回后在实验室自然风干一周,经人工去除可见的活或死根后在烘箱中 $80^{\circ}C$ 经 48h 烘干至恒重,然后放入马福炉中在 $550^{\circ}C$ 下烧 12h,样品中有机质的含量由燃烧损失重量来计算(牛晓音等, 2002);植物样品则在 $105^{\circ}C$ 下杀青 60 分钟后再用 $65^{\circ}C$ 下烘干 72h 至恒重并称量,然后按比例算出整个 $2.0 \times 2.5m$ 区块的植物生物量。城市绿地中不同植物(乔木、灌木和草本)的样品按照以上方法烘干后称重并换算含水率,然后再计算样地中产生园林废弃物的总干重。年轮条则用砂纸打磨抛光处理后进行扫描,再用数码尺测定其最外三层年轮宽度,然后借助异速生长方程计算出生物量年增量(Kaye *et al.*, 2005)。

2.2.3 年鉴文献数据搜集

为了计算中国城乡耦合系统的碳平衡,我们收集整理 2009 年全国的基本信息数据和碳循环过程的数据,用以构建全国尺度上人类主导的城乡耦合系统各子系统之间的碳平衡情况。然后,针对生产、分解、人居和生命支持子系统中的典型

代表：塑料温室农业，人工湿地和城市生态系统，收集其基本信息和碳循环过程数据，用以衡量三类子系统的转变对其各自碳平衡的改变。

2.2.3.1 基础信息数据

针对全国城乡耦合系统碳循环收集以下数据：

1) 农田子系统相关数据：农作物产量（包括谷物、豆类、薯类、棉花、油料、麻类、甘蔗、甜菜、烟叶、蚕茧、茶叶、水果、瓜类（果用瓜）、蔬菜（含菜用瓜）等，国家统计局，2009），农作物收获系数（Piao *et al.*, 2009）、作物秸秆利用方式（包括焚烧、饲料、还田、生活燃料以及工业原料，高祥照等，2002；MOA, 1998；Zeng *et al.*, 2007；Liu *et al.*, 2008a），农药和化肥使用量（国家统计局，2009；中国农业年鉴编辑部，2009），农用塑料薄膜和柴油使用量（中国农业年鉴编辑部，2009），尿素和碳酸氢铵所占比例（周和平，2004），土壤侵蚀量（孙新章等，2007）。

2) 畜牧子系统相关数据（国家统计局，2009；中国畜牧业年鉴编辑委员会，2009）：肉类（禽肉、兔肉、牛肉、羊肉、猪肉），奶类、蜂蜜和禽蛋的产量，存栏量和出栏量（鸡、鸭、鹅、牛、马、羊、驴、骡、兔），畜禽粪便等排泄物的还田量（黄鸿翔等，2006），畜牧化石能源使用量（国家统计局，2009）。

3) 水产子系统相关数据（国家统计局，2009）：水产品产量（鱼类、虾蟹类、贝类、藻类等），海水和淡水产量比例，养殖与天然捕捞比例，水产化石能源使用量（国家统计局，2009）。

4) 工业子系统相关数据（国家统计局，2009）：主要工业耐用产品产量（塑料，木材，钢材，生铁，白彦锋等，2009），制造业和电力、煤气生产和供应业的化石能源消费（原煤、焦炭、原油、柴油、煤油、汽油、燃料油、天然气、液化石油气、电力等）。

5) 人居子系统相关数据（国家统计局，2009）：人口数据（人口，城市农村人口比例，各年龄段平均体重等），人类消费数据（城市和农村居民粮食，畜牧类产品和水产品消费，工业产品消费，生活用化石能源消费等，翟凤英等，2005），人类生活数据（城市和农村居民粪便排泄物处理方式，生活垃圾处理方式等，姜华和吴波，2008；国家房屋和城乡建设部，2009；国家环保部，2009），新增住宅和及其比例，家具和建筑结构木材消耗强度及平均木材容积（朱超等，2012）。

6) 分解子系统相关数据(国家统计局, 2009): 生活垃圾清运和处理量, 垃圾填埋率、堆肥和焚烧率, 建筑施工面积, 建筑垃圾(钢材和木材)产生量(You *et al.*, 2011), 污水 COD 处理量, 污泥产生率(黄亚军, 2003; 顾启峰和乌兰, 2006)。

针对塑料温室农业, 我们搜集 1994 年到 2007 年之间发表的有关土壤的文献共有 842 篇, 并基于以下原则筛选土壤有机质和容重数据: (1) 对塑料温室或传统农业有 0-20cm 的数据; (2) 在同一取样地点有成对的温室-露天数据。最终, 建立一个来自 106 篇文献包括 555 个成对样本的数据集。189 个塑料温室和传统露天种植的蔬菜经济产量的数据来自成本收益汇编(国家发展计划委员会, 2006)。此外, 农业生产过程化石燃料使用的数据(如钢材产量)来自年鉴或文献。

人工湿地植物的全球范围内年生产力的数据来自不同文献, 我们遵循以下四个标准来筛选符合需要的相关研究, 这些数据同时包括: (1) 地上生物量产量; (2) 植物物种; (3) 氮负荷率; (4) 水力模式。最后我们从全世界 500 多篇已发表的文章中筛选出 52 项符合这些标准的人工湿地研究。此外, 我们从全球文献中收集在人工湿地和污水处理厂污水处理过程中 CH_4 和 N_2O 的排放数据。

对于城市绿地生态系统, 我们搜集现有关于中国城市土壤和植被的文献, 结合已有野外调查工作从 53 个有土壤数据的城市和 40 个有植被数据的城市确认出 16 个同时包含土壤数据(有机质与容重)和植被(生物量或 NPP)数据的城市, 建立数据集。同时, 搜集这 16 个城市的建筑施工面积, 农村和城市人均住宅面积, 建筑水泥消耗量和水泥密度, 百户成套家具拥有量, 生活垃圾清运量, 建筑垃圾(钢材和木材)产生量(You *et al.*, 2011), 污泥产生率(黄亚军, 2003; 顾启峰和乌兰, 2006), 污水处理量等基础信息(国家统计局, 2009)用于人居子系统碳库的计算。

2.2.3.2 碳循环过程信息

碳循环过程的信息是指碳相关的一些含量系数, 例如农作物收获和非收获部分的含碳率, 土壤有机质含碳率等, 这些数据结合基本信息数据就可以得到具体的碳储量和碳流。系数的来源主要是同行审议的科研论文, 也有少部分来自实验测定或者政府和科研机构的检测报告。

计算中国城乡耦合系统碳平衡所需系数数据包括以下几项: 1) 农田子系统相

关数据：各种作物收获部分的含碳率，秸秆含碳率，土壤有机质含碳率，化肥含碳率。2) 畜牧子系统相关数据：各种畜禽产品的含碳量，畜禽年排泄物有机质含量。3) 水产子系统相关数据：各种水产品的含碳率。4) 工业子系统相关数据：各种工业产品（钢材，生铁，塑料，木材等）的含碳率，各种化石能源（原油，原煤，焦炭，天然气等）的含碳率或者二次能源（电力）的碳排放当量。5) 人居子系统相关数据：人类排泄物有机质含量，人类食物摄入含碳率，单位混凝土固定 CO_2 率。6) 分解子系统相关数据：污泥含碳率，建筑垃圾和生活垃圾含碳率等。具体的引用数据会在以后数据计算方法中给出。

对于温室农业碳平衡计算，系数数据包括：土壤有机质含碳率，蔬菜收获和非收获部分含碳率，农业生产过程中单位原材料生产的碳排放率，或者单位能源消耗（如运输，机械）的碳排放率。人工湿地的碳平衡系数数据包括：人工湿地不同植物种含碳率，基质中有机质含碳率，生物能源生产过程中消耗化石燃料的含碳率，污水 COD 消除释放的 CO_2 。城市生态系统碳平衡计算中系数数据包括：土壤和植物有机质含碳率，家具木材含碳率，单位混凝土固定 CO_2 率，建筑垃圾和生活垃圾含碳率，污泥含碳率。

2.2.4 统计分析

本研究所有数据的统计分析使用 SPSS for Windows (SPSS, Chicago, IL, USA; version 16.0) 软件在 $\alpha = 0.05$ 水平检测统计的显著性。所有数据均采用 Shapiro-Wilks test 进行正态性检验，若不具正态分布则需要做相应的数据转换。数据初步的处理包括 Excel 录入和平均值，标准差的计算。自测实验数据和收集数据之间，不同实验处理之间的差异用独立样本 t 检验进行差异统计分析，然后再进行整合分析。若有三个以上处理，则使用一般线性模型 GLM (General Linear Model) 下的单因素方差分析 (ANOVA) 中的 S-N-K 和 Tukey 方法完成。所有的相关关系分析采用最小二乘法的线性或非线性回归分析完成。

3 城乡耦合系统碳循环：中国案例

3.1 引言

当前许多涉及人类活动影响的碳循环研究主要集中在对单一功能系统碳循环的度量上，如农业生态系统（Ceshia *et al.*, 2010），畜牧业系统（Beauchemin *et al.*, 2010）和城市生态系统（Marcotullio *et al.*, 2012; Mohareb and Kennedy, 2012），尽管目前国家和大陆尺度的碳平衡研究已经日趋完善（Pacala *et al.*, 2001; Janssens *et al.*, 2003; Stephens *et al.*, 2007; Piao *et al.*, 2009），但这些碳平衡研究关注焦点主要在森林和草原等自然生态系统碳平衡，其中关于人类活动修饰或主导下的碳平衡部分仅限于农田子系统和化石能源燃烧。尽管当前研究已表明，城乡耦合系统中森林、草地和农田等的碳汇仅占化石燃料碳排放的 9.3%(图 3.1, Piao *et al.*, 2009)。

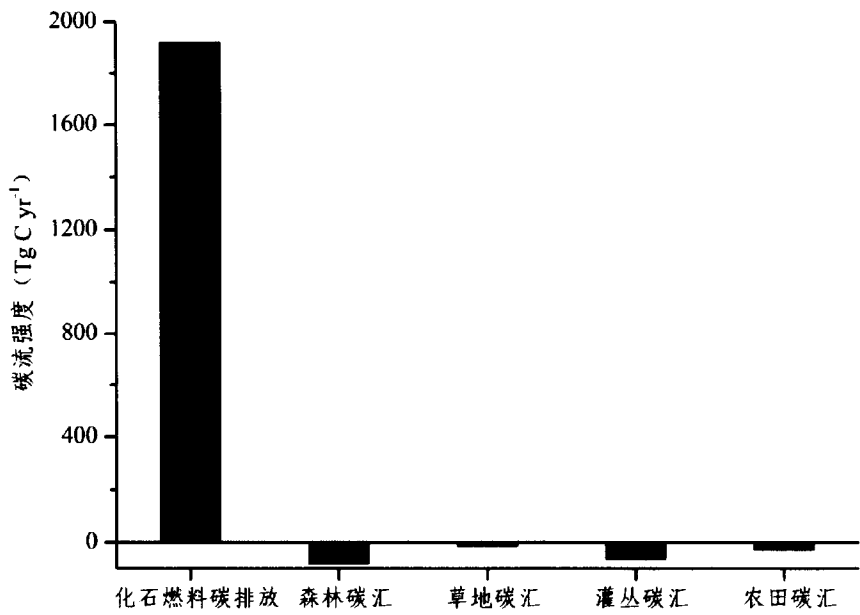


图 3.1 中国城乡耦合系统 2008 年碳汇和化石燃料燃烧碳排放对比。其中碳汇均以负值表示（数据来自 Piao *et al.*, 2009）

Figure 3.1 Carbon sinks and carbon release from fossil fuel burning in urban and rural coupling of China in 2008. Carbon sinks are denoted with negative values

然而，在大尺度上对城乡耦合系统中人类主导的碳循环过程仍不明确，特别是不同功能的子系统（如生产、分解和人居）之间碳流的路径和强度鲜有研究。明确

城乡耦合系统中人类主导下的碳循环路径与强度可以为进一步研究人类社会经济活动对各功能子系统中碳流和碳库的影响提供科学依据。

基于第 2 章定义的子系统类型和边界, 本文构建了中国城乡耦合系统的碳循环 (图 3.2)。由于森林和草地生态系统受人类干扰程度小于农田, 由人类主导的

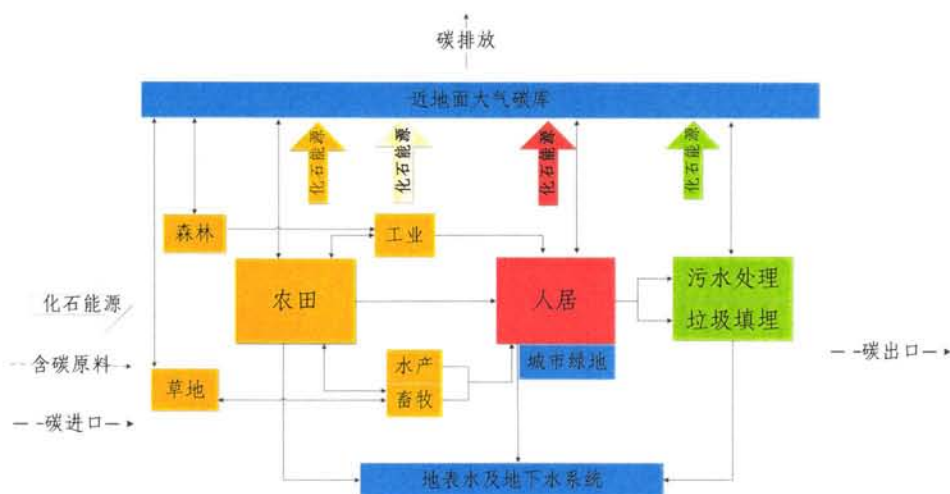


图 3.2 城乡耦合系统系统碳循环示意图。外虚线框表示系统边界, 黄色代表生产系统, 红色代表人居系统, 绿地代表分解系统, 蓝色代表生命支持系统。化石能源均用粗箭头示意

Figure 3.2 Schematic of carbon cycle of urban and rural coupling. Outer dotted box represents system boundary. Yellow/red/green/blues boxes stand for production, human settlement, decomposition and life-support systems. Fossil fuel carbon fluxes are denoted with thick arrows

碳流路径较单一, 强度也较小 (如畜牧养殖仅有 30%在牧区, 剩余均在农区, 谷保静, 2011), 畜牧水产业主要利用农田子系统的光合产物进行再生产。因此生物生产功能子系统中我们以农田为典型代表研究其与其他子系统之间的碳流关系, 而其他生物生产子系统仅给出主要的和人类相关的碳流。

工业子系统 (本研究中指制造业和电热能的供应业) 利用系统外部输入的含碳原料、生物生产系统的光合产物或大气 CO_2 , 再以化石燃料提供能源进行加工生产, 其内部过程繁杂且涉及过多化学反应和碳不同形态产物的转换 (Olah *et al.*, 2011), 因此本研究仅考虑它与其他子系统的相互碳流的交换, 而将其本身看作黑箱, 不计算其内部的碳平衡过程。分解功能子系统系统以污水处理厂和垃圾填埋

场为例。人居子系统中包括城市和乡村的人造环境（如住宅和商用建筑，家具等）和人类本身。生命支持系统包括近地面大气、地表及地下水系统和城市绿地系统。其中，城市生态系统在空间上耦合作为生命支持系统的城市绿地和人居子系统之中的城市人居系统。由于对于城市绿地的全国尺度研究仍然有限，因此在本章我们计算人居系统碳循环。城市生态系统碳循环会在以后的章节中进行讨论。所有的主要碳流和碳积累都基于 2009 年的数据利用质量平衡法进行计算。此外，我们还将与不同功能子系统运行过程相关的化石能源造碳排放计算进来，进而得到每类系统的生命周期碳平衡。

3.2 城乡耦合系统碳循环计算方法

3.2.1 生产子系统碳平衡计算：以农田为例

本研究中生物生产系统中的森林和草地子系统在之前研究中已得到广泛关注（Piao *et al.*, 2009）。由于仅关注人类主导的碳循环，本研究仅考虑这两类系统中由人类活动带来的碳流，如森林通过工业系统为人类提供木材，草地主要通过畜牧业系统为人类提供肉奶产品等。由于以农田为生产系统的典型代表，对于工业子系统本研究仅考虑其和农田与人居子系统之间的碳流及其自身化石能源燃烧的碳排放。事实上，畜牧子系统牛等家畜还会产生 CH_4 等温室气体，进而贡献温室效应（McMichael *et al.*, 2007）。但由于不是本研究关心的焦点，我们忽略该部分碳排放。

基于质量平衡法，农田生态系统碳输入包括农作物总净初级生产力（ NPP_T ）和外部输入肥料的碳含量（ C_F ）；系统碳输出包括土壤呼吸（ R_h ），作物的年收获量（ NPP_H ）和秸秆（ NPP_R ），土壤侵蚀的水平流失（ C_E ）。在其他的一些微小的碳流（如可溶性有机碳淋溶，易挥发有机复合物等）可以被忽略的情况下（Kutsch *et al.* 2010），即可以计算出农业生态系统的有机碳的积累（或损失）速率（NEP）（Chapin *et al.*, 2006; Ceschia *et al.*, 2010），这里以输入系统的碳流为正进行计算：

$$\text{NEP} = \text{NPP}_T + C_F - R_h - \text{NPP}_H - \text{NPP}_R - C_E \quad \text{公式 (3.1)}$$

由于农作物多为一年生，故 NPP_T 为作物收获部分和非收获部分（秸秆）之和（Piao *et al.*, 2009）：

$$\text{NPP}_T = \text{NPP}_H + \text{NPP}_R \quad \text{公式 (3.2)}$$

其中， NPP_H 可以通过统计年鉴中作物的经济产量 (E_H)，对应作物含水率 (W) 和作物含碳率 (C_H) 换算得到， NPP_R 则通过作物的经济产量，含水率，草谷比 (SGR) 和秸秆含碳率 (C_R) 换算得到：

$$NPP_H = E_H \times (1 - W) \times C_H$$

公式 (3.3)

$$NPP_R = E_H \times (1 - W) \times SGR \times C_R$$

公式 (3.4)

所有的农作物收获部分主要由 4 个去向：人类食物消费，畜牧业饲料，水产业饲料和工业原料。由于我国粮食基本自给自足或者处于略微不足的状态，因此本研究中不考虑农田子系统的碳出口。为便于完整估算碳平衡，本文假设所有的可使用粮食产量先满足人类消费，剩余的再满足畜牧水产业的需求。用于工业原料的作物主要指棉花，麻类，蚕茧和烟叶等。作物经济产量，作物含水率，作物和秸秆的含碳率见表 3.1。

表 3.1 作物含水率、收获和非收获部分含碳率 (%) 及草谷比

Table 3.1 Carbon concentrations of crops and straws, water content of crops and the straw-grain

ratio				
作物	收获部分含碳率	非收获部分含碳率	作物含水率	草谷比
谷物	0.39	0.46	0.13	1.44
豆类	0.40	0.45	0.13	1.30
薯类	0.39	0.42	0.77	0.50
棉花	0.40	0.39	0.08	1.61
油料	0.40	0.43	0.09	2.00
麻类	0.45	0.45	0.13	1.70
甘蔗	0.42	0.42	0.13	0.80
甜菜	0.39	0.42	0.75	0.45
烟叶	0.45	0.45	0.08	1.00
蚕茧	0.45	0.45	0.17	-
茶叶	0.45	0.45	0.07	-
水果	0.45	0.45	0.83	-
瓜类（果用瓜）	0.45	0.45	0.93	-

蔬菜(含菜用瓜)	0.40	0.41	0.94	0.54
----------	------	------	------	------

注：“-”代表无此项数据；数据来源：Piao *et al.*, 2009; Huang *et al.*, 2007; 张福春和朱志辉, 1990; 高祥照等, 2002.

作物非收获部分(秸秆)主要有五个去向,分别是秸秆还田,畜牧业饲料(秸秆氨化),生活能源(主要是农村生活用能),工业原料(秸秆造纸)以及焚烧等(MOA, 1998; Zeng *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2008a)。作为农田生态系统,其长期年积累率实际上就是土壤的有机碳增量(Smith *et al.*, 2010),因此这里我们采用 Piao *et al.* (2009) 对中国农田年均碳积累的估算数据。 C_E 采用孙新章等(2007)对中国农田土壤侵蚀的估算值。 C_F 包括工业化肥和有机肥。其中,有机肥来源主要有四个:秸秆还田,畜禽粪便还田,人类排泄物还田,垃圾堆肥。其中人类排排泄物和垃圾堆肥将在后面两个子系统的计算中体现。秸秆还田实际上是上一年(即2008年)农作物秸秆的输入,而本年(2009年)的秸秆产出实际上是在年末才还田,本研究将其算在输出部分中。2008年的秸秆计算方法和2009年相同。 R_h 则在所有变量确定后通过质量平衡的差减法估算得到。

工业系统来源的碳主要有工业化肥和塑料。工业化肥主要考虑含碳的化肥:碳酸氢铵和尿素(周和平, 2004); 输入农田子系统的塑料(如薄膜)约15%可以重复利用,约12%残留在土壤中的塑料会降低粮食作物的产量(戴保国, 2003),其余可收集起来的会送往分解系统进行填埋或焚烧处理(李梅等, 2004)。由于塑料几乎不参与农田系统碳循环中的长期固定或者其他化学反应,故本研究不将其计算进入碳平衡内。

畜牧业和水产系统除了接受农田的产品作为饲料以外,畜牧系统还会有较多的畜禽排泄物进入农田子系统和草地系统。畜禽粪便总量计算中的排泄系数和粪便的有机质含量见表3.2,假设有机质干物质中的含碳率为0.5。在全国尺度上,约有占总量70%的粪便进入农田子系统,而这部分的畜禽粪便中又有50%左右还田(谷保静, 2011)。

表 3.2 主要畜禽种类的粪便排泄系数 (kg 头⁻¹ yr⁻¹) 和有机质含量 (%)

Table 3.2 Excretion rates and corresponding organic matter concentrations of major livestock

畜禽种类	排泄系数	排泄物有机质含量
肉鸡	5.5	0.26
蛋鸡	53.3	0.26
鸭、鹅	39	0.25
兔	41.4	0.22
猪	1054.7	0.11
肉牛	7700	0.10
役用牛	10100	0.10
奶牛	19400	0.10
马	5900	0.16
驴、骡	5000	0.13
羊	870	0.23

注：表中数据来自高卫东, 2001; 刘晓利等, 2005; 黄鸿翔等, 2006; 王方浩等, 2006

以上所有生物生产和工业生产系统都需要外来的化石能源输入才能正常运转。因此，对于农田子系统，工业子系统和畜牧水产子系统，我们根据主要种类化石能源的碳排放系数（表 3.3），依据中国能源统计年鉴（2010）和中国农业统计年鉴（2010）中的数据，计算化石能源的燃烧造成的碳排放。由于化石能源属于系统外输入，几乎不在生产系统中停留，故而我们仅计算其燃烧产生的碳排放。其中工业的碳排放不包含矿石采掘业产生的温室气体排放，农田子系统生产过程碳排放主要包括直接终端能源的碳排放（农用柴油燃烧产生），以及电力，塑料薄膜，化肥和农药在生产过程中产生的隐含碳排放（EFO），同时也参考齐晔等（2012）的结果对我们的计算结果进行修正（West *et al.*, 2010）。此外，秸秆当做能源的部分还可以抵消一部分化石能源碳排放（ C_{ER} ），根据秸秆的热值转换系数（ 14.5 GJ t^{-1} , Li *et al.*, 2001）以及转变为沼气的效率（0.75）以及替代单位化石能源的碳排放（ $0.0199 \text{ t C GJ}^{-1}$, 国家统计局，2010），我们将其也计算在生命周期碳平衡内。此外，农田子系统中秸秆焚烧（包括生活用能和露天焚烧）会产生 CH_4 (F_{CH_4})

和 N_2O 。对于秸秆焚烧产生的 CH_4 气体, 我们分别根据生活用能的秸秆 CH_4 排放率 (4.85 g kg^{-1}) 和露天焚烧的秸秆 CH_4 排放率 (3.5 g kg^{-1}) 来计算 (乐群等, 2012), 所得结果再和结合段佐亮 (1995) 中的相关排放系数与本文 2009 年秸秆焚烧量计算结果进行平均, 取其平均值。秸秆焚烧产生的 N_2O 气体由段佐亮 (1995) 中的相关排放系数与本文 2009 年秸秆焚烧量计算结果得到。水稻田直接产生的 CH_4 (C_{CH_4}) 和 N_2O 数据来自董红敏等 (2008), 黄德林等 (2011) 和乐群等 (2012) 的平均值。计算碳排放时仅考虑 CH_4 中的含碳量, 而计算 CO_2 当量时则考虑 CH_4 和 N_2O 的 100 年增温潜势 (25 和 298 CO_2 当量)。

综合以上, 我们可以计算农田子系统的生命周期碳排放 (C_{LCA}):

$$C_{\text{LCA}} = \text{NEP} + C_{\text{RE}} - \text{EFO} - F_{\text{CH}_4} - C_{\text{CH}_4} \quad \text{公式 (3.5)}$$

表 3.3 各子系统中所使用的化石能源碳排放系数

Table 3.3 Carbon emission factors for fossil fuel burning in all sub-systems

能源种类	碳排放系数 (t C t^{-1})	能源种类	碳排放系数 (t C t^{-1})
原煤	0.516	燃料油	0.882
焦炭	0.632	其他油	0.562
原油	0.836	液化石油气	0.863
汽油	0.814	天然气 ($\text{t C } 10^4 \text{ m}^{-3}$)	5.956
煤油	0.840	电力 (kg C kwh^{-1})	0.255
柴油	0.862		

注: 表中数据来自马忠海 (2002); Lal (2004); 王雪娜 (2006)

3.2.2 分解子系统碳平衡计算: 以污水处理厂和垃圾填埋场为例

在计算分解子系统碳通量过程中, 我们仅计算主要的进出该系统边界并在系统内部发生改变的碳流。尽管化石燃料碳也输入分解系统边界, 但仅是在供给分解子系统的运行所需能源时排放进入大气, 而并不参与其中的化学反应 (如呼吸分解等), 于是我们在计算进出分解子系统碳通量时不考虑化石能源碳输入和输出, 但会在计算生命周期碳平衡时将其纳入。对于污水处理厂, 我们仅考虑其对人类排放的生活污水的处理。因为工业污水中的碳释放和固定既有来自化石能源的碳

也有来自生物源固定的碳,难以区分,且其不属于我们重点考虑的三个系统之一,故而忽略。而畜牧业污水的处理率很低,仅有约 3% (谷保静, 2011), 故也可以忽略。污水处理厂的碳输入 (WTP_{in}) 和碳输出 (WTP_{out}) 计算如下:

$$WTP_{in} = WTIN_{HM} \quad \text{公式 (3.6)}$$

$$WTP_{out} = WTOUT_{DEC} + WTOUT_{LEA} + WTOUT_{SEW} \quad \text{公式 (3.7)}$$

其中, $WTIN_{HM}$ 为人类生活污水处理量, 包括城市和农村的生活污水处理率。本研究中根据人居子系统碳输出并结合 2009 年生活污水排放率和处理率来计算; $WTOUT_{DEC}$ 根据生活污水中被处理的 COD 来计算 ($TOC/COD=2.67$, West *et al.*, 2009), $WTOUT_{SEW}$ 根据泥水比 ($0.04 - 0.09 \text{ kg/m}^3$)、淤泥含碳率 ($0.30-0.41 \text{ kg kg}^{-1}$) 和污泥填埋率 ($0.20-0.63 \text{ kg kg}^{-1}$) 等计算得到, 取其平均值。本研究根据实际情况假定污水处理厂无碳积累, 则 $WTOUT_{LEA}$ 由以上 WTP_{in} 和 WTP_{out} 的差值得出。

对于垃圾填埋场, 其碳输入 (LF_{in}) 和碳输出 (LF_{out}) 计算如下:

$$LF_{in} = LFIN_{HM} + LFIN_{CON} + LFIN_{WP} + LFIN_{SEW} \quad \text{公式 (3.8)}$$

$$LF_{out} = LFOUT_{DEC} + LFOUT_{BUR} + LFOUT_{LEA} \quad \text{公式 (3.9)}$$

其中, $LFIN_{HM}$ 指人类的生活垃圾填埋碳总量, 由人居子系统中人类浪费的部分食物以及 2009 的生活垃圾清运量结合得到垃圾填埋量, 然后再乘以垃圾的填埋率 (0.57 , 国家统计局, 2009) 和含碳率 ($0.16-0.19$, Chen and Christensen, 2010) 得出, 取其平均值; $LFIN_{CON}$ 指人类的建筑垃圾填埋碳总量, 由建筑施工面积乘以单位建筑面积填埋的废碳量 (包括钢材和木材, $2.9-3.4 \text{ kg m}^{-2}$, You *et al.*, 2011) 得到, 取其均值; $LFIN_{WP}$ 指农田的废弃薄膜输入, 由每年塑料薄膜的使用量和处理率 (0.73) 得到; $LFIN_{SEW}$ 来自污水处理系统。 $LFOUT_{DEC}$ 由生活垃圾 (0.53), 建筑垃圾 (0.43), 淤泥 (0.84) 和农膜 (0.58) 的分解率 (Barlaz, 1998) 和填埋量相乘得到; $LFOUT_{BUR}$ 由生活垃圾的焚烧率 (0.13 , 国家统计局, 2009) 与填埋量相乘得到; $LFOUT_{LEA}$ 由垃圾填埋场的下渗率 (0.17 , 谷保静, 2011) 与垃圾填埋量相乘得到。最后, $LFin$ 和 $LFout$ 的差值即为 2009 年中国垃圾填埋量的碳积累量。

最后, 我们还计算污水处理和垃圾填埋过程中的化石能源碳消耗。由于垃圾填埋过程中涉及到的步骤较少且有部分垃圾还可以在焚烧过程中为其供能 (Zhang *et al.*, 2010b), 其化石能源消耗量比污水处理小两个数量级, 故忽略不计。

而污水处理过程中的电能和化石能源碳排放量可由处理单位污水的电能和化石能源消耗量, 单位电能和化石能源的碳排放率以及每年污水处理量得到。此外, 生活污水中的有机物均为之前通过植物光合作用固定下来的, 其分解释放的二氧化碳(不是源于化石燃料)不会造成温室效应, 但其释放的 CH_4 会造成温室效应 (IPCC, 2007)。类似地, 垃圾填埋场中仅有塑料薄膜(共 1.3 Tg C)和生活垃圾中的一部分(约占总生活垃圾的 7.3%, Zhang *et al.*, 2010b)是化石燃料来源, 其分解会造成温室效应。

3.2.3 人居子系统碳平衡计算

人居子系统的碳平衡主要涉及城市和农村人口对粮食肉类等生物产品的消费, 对家具建筑等工业产品的消费以及对生活用化石能源的消费。和分解子系统一样, 化石能源燃烧碳排放以及秸秆能源的碳排放会在计算生命周期碳平衡时再考虑, 而不计入系统本身碳通量中。人居子系统的碳输入 (HM_{in}) 和碳输出 (HM_{out}) 计算如下:

$$\text{HM}_{\text{in}} = \sum_{i=1}^3 \text{HMIN}_{\text{FOOD}, i} + \sum_{i=1}^3 \text{HMIN}_{\text{INDU}, i} + \text{HMIN}_{\text{CON}} \quad \text{公式 (3.10)}$$

$$\text{HM}_{\text{out}} = \sum_{i=1}^5 \text{HMOUT}_{\text{HM}, i} + \sum_{i=1}^2 \text{HMOUT}_{\text{W}, i} \quad \text{公式 (3.11)}$$

其中, $\text{HMIN}_{\text{FOOD}}$ 是指人类食物消费的输入, 可以分三类: 粮食, 畜禽产品和水产品, 分别来自于农田, 畜牧和水产子系统。根据翟凤英等 (2005) 以及人口统计数据 (国家统计局, 2009) 可以计算出 2009 年城市和乡村人口的以上三类子系统人类消费的食物输入; $\text{HMIN}_{\text{INDU}}$ 是人类对主要含碳工业品的消费, 我们这里主要计算木材, 塑料和钢铁三类, 因为这三类属于初级产品, 是许多末端消费品 (如电视机, 冰箱) 的原料, 并且他们的数量级比其余初级产品大 (如纱、布), 而且又可能具有较长的在城市和乡村中停留 (如建筑, 家具等)。其中木材直接引用白彦锋等 (2009) 对中国所有木质林产品碳汇研究的平均值, 塑料主要关注聚丙烯、聚乙烯、聚氯乙烯及聚苯乙烯四种主要塑料, 其中聚乙烯的产量中已经除去用作农业薄膜的部分, 钢铁主要是以生铁和钢材作为代表; HMIN_{CON} 主要指建筑中的水泥通过大气固定的 CO_2 形成碳酸钙的无机碳输入 (Mohareb and Kennedy, 2012), 这部分的碳固定只是将之前水泥制造过程释放的 CO_2 再次固定, 所以并不会对温室效应产生贡献。

HMOUT_{HM, i}是指人类在对食物消费后的 5 个输出路径,包括:人类呼吸,人类食物垃圾进入分解系统,人类排泄物还田,人类排泄物进入分解系统和人类排泄物直接排放。其中,我们采用不同年龄段的人呼吸碳占消费总碳的比率的平均值(0.88, West *et al.*, 2009)来计算人类呼吸排泄碳;中国食物浪费两占总食物消费的约 8% (谷保静, 2011),这部分食物进入分解系统;我们假定人类本身对碳的积累量是基本保持不变的,并且这部分碳对总量的贡献小于 1%(Churkina *et al.*, 2009),故可忽略,因此人类排泄物即为食物输入总碳量和人类呼吸与浪费部分之差;人类排泄物主要有污水处理,排泄物还田和直排三种类型,并且在农村和城市具有不同的比例(谷保静, 2011)。HMOUT_{w, i}是指人类生活垃圾(除食物外)和建筑垃圾的排放,生活垃圾为全国垃圾清运量减去食物垃圾的部分,都在分解子系统中计算得到。

此外,我们还计算人居子系统中的建筑($\Delta C_{\text{build-org}}$)和家具(ΔC_{furn})部分有机碳增量以及建筑中混凝土的 CO₂ 固定($\Delta C_{\text{build-inorg}}$):

$$\Delta C_{\text{build-org}} = (\Delta S_H \times F_H \times I_H + \Delta S_O \times F_O \times I_O) \times \rho \times 0.5 \quad \text{公式 (3.12)}$$

$$\Delta C_{\text{furn}} = (F_W \times I_W + F_S \times I_S) \times \Delta \text{Num}_{\text{Furn}} \times \text{Num}_{\text{Peo}} \times S \times \rho \times 0.5 \quad \text{公式 (3.13)}$$

$$\Delta C_{\text{build-inorg}} = (\Delta S_H + \Delta S_O) \times I_{\text{Cem}} \times \rho_{\text{Con}} \times 0.019 \quad \text{公式 (3.14)}$$

其中, ΔS_H 和 ΔS_O 分别为 2009 年中国城市和乡村一共增加的住宅和商业建筑面积(国家统计局, 2009), F_H (0.6) 和 F_O (0.2) 分别为住宅和商业建筑固定木材比例(朱超等, 2012), I_H (0.04 m³ m⁻²) 和 I_O (0.03 m³ m⁻²) 分别为住宅和商业建筑木材消耗强度(朱超等, 2012), F_W (0.8) 和 F_S (0.2) 为木家具和钢家具的比例, I_W (0.07 m³) 和 I_S (0.03 m³) 为木家具和钢家具的木材消耗强度, ρ 为平均木材容积(0.4 t m⁻³), $\Delta \text{Num}_{\text{Furn}}$ 为新增每户家庭拥有的成套家具数量(国家统计局, 2009), Num_{Peo} 为城乡居民数量, S 为每套家具的件数(10-20, 朱超等, 2012), I_{Cem} 为单位面积水泥消耗量(t m⁻², 国家统计局固定资产投资统计司, 2010), ρ_{Con} 为单位质量水泥的混凝土体积(m³ kg⁻¹, 277-348, Mohareb and Kennedy, 2012), 0.5 为干物质的碳含量, 0.019 为单位体积混凝土碳固定(t m⁻³, Mohareb and Kennedy, 2012)。

根据以上输入和输出的差值再减去积累量,其余的被认为积累在其他的基础设施中,如道路等。生活用化石能源的碳排放系数计算同表 3.3。

3.3 农田子系统碳循环

3.3.1 农田子系统碳通量和积累

2009 年, 中国农田子系统碳输入估算为 785.3 Tg C。其中光合作用固定是最大的碳输入项, 占总碳输入的 79% (图 3.3)。秸秆还田为 2008 年的数值, 可以贡献~10%的碳输入。如果把畜牧排泄物也算入其中, 则这三项占全部中国农田碳输入的 98%。因此, 影响农田子系统碳输入的最大因素是其本身作物固碳能力以及畜牧业子系统对其的还田, 而且分解和人居子系统的影响则较小。因此, 近年来的秸秆还田措施在中国被认为是增加农田碳固持的最具的潜力途径, 效果好于氮肥施用和免耕 (Lu *et al.*, 2009)。本文估算目前中国的秸秆还田量约为 172.3 Tg yr^{-1} , 略高于之前的估计 128 Tg yr^{-1} (Lu *et al.*, 2009)。这主要是由于本文估算了除谷物 (水稻, 小麦和玉米) 之外的其他作物秸秆。若仅比较谷物秸秆, 则本文的结果 (129.9 Tg yr^{-1}) 和之前研究结果相当。工业化肥碳输入虽然很少, 仅占 2%, 但其氮肥施入的效果能提高作物固碳能力, 进而增加土壤碳固持。在中国被认为是仅次于秸秆还田的第二个有效的固碳措施。

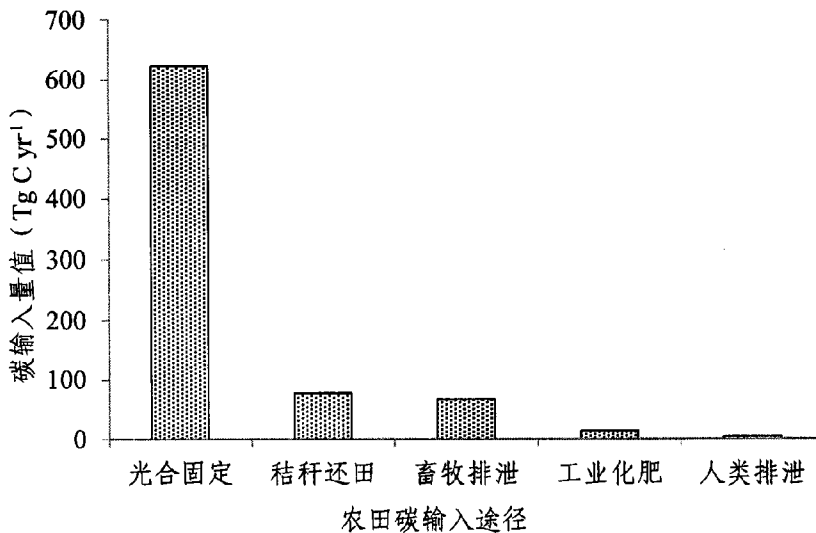


图 3.3 中国农田主要碳输入路径

Figure 3.3 Pathway of carbon inputs to China's cropland

中国农田子系统 2009 年作物粮食碳总产出为 263.4 Tg C, 而所有作物秸秆产

生量为 359.7 Tg C。除了 77.7 Tg C 的秸秆用于下一年的还田之外，其余的作物和秸秆均被输出系统。其中，谷物（稻谷，小麦和玉米）和豆类是我们最大的两类粮食碳供给作物，占粮食碳总量的 64%（表 3.4）。其次是糖料和水果，其年碳产量占的总量的 16.3%和 7%。贡献较小的如麻类、茶叶、烟叶和棉花等，仅占不到 5%。粮食产出中，约有 32%的粮食碳被人类直接食用消费掉，而更多的粮食（46%）则被用作畜牧和水产的饲料或饵料（图 3.4）。这意味着现在中国的社会经济发展较为快速，已有越来越多的人选择动物蛋白的消费。这与目前中国甚至全球的牲畜养殖数量和产品快速增加的趋势相一致（Steinfeld and Gerber, 2010）。因此，如何在保证粮食安全的前提下，更好地权衡人类消费和牲畜粮食消费以减少它们对环境的负面影响（如氮污染），需要通过研究农田子系统和畜牧业子系统之间的耦合与联系的方式（Herrero *et al.*, 2010）。

表 3.4 我国主要作物的播种面积（10⁶ hm²），粮食和秸秆产量（Tg C）

Table 3.4 Cultivation area, crop and straw production of major crops in China

作物类型	播种面积	产量	秸秆量	产量百分比（%）	秸秆量百分比（%）
谷物	85.1	161.8	276.6	61.5	76.9
豆类	11.9	6.8	9.9	2.6	2.8
薯类	8.6	2.7	1.4	1.0	0.4
棉花	4.9	2.3	3.7	0.9	1.0
油料	13.7	11.5	24.5	4.4	6.8
麻类	0.16	0.2	0.3	0.1	0.1
糖料	1.9	42.8	34.0	16.3	9.4
烟叶	1.4	1.3	1.3	0.5	0.4
茶叶	1.8	0.6	-	0.2	-
水果	11.1	18.4	-	7.0	-
蔬菜	18.4	14.8	8.2	5.6	2.3
总计	159.0	263.2	359.9	100	100

秸秆的百分比趋势和产量类似，其中谷物和豆类的秸秆量甚至占到 79.7%（表

3.3)。其次是糖类和油料，分别占 9.4%和 6.8%。作为重要的副产品，秸秆的用途相当广泛。其中，被当做生活能源、畜牧水产业饲料和还田的秸秆是三个主要的用途，其量值分别为 112.2、80.2 和 77.7 Tg C，约占秸秆生产总量的 75%(图 3.4)。本研究对秸秆还田的碳量估计值与之前的研究得出的 76 Tg C yr⁻¹相当 (Li *et al.*, 2003)，因此结果准确可信。然而，每年仍然有~21%的秸秆被直接在农田中焚烧掉。秸秆的焚烧会释放粉尘和各种氮氧化物，成为重要的大气污染源 (谷保静, 2011)。因此，大力推广秸秆还田技术，不仅可以减少秸秆焚烧带来的负面环境效应，还可以增加土壤有机碳固持和提高粮食产量 (Lu *et al.*, 2009)。

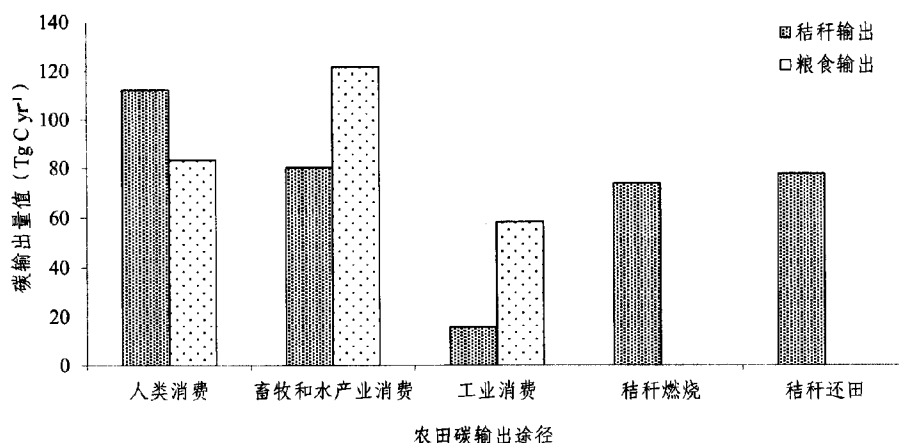


图 3.4 中国农田主要碳输出路径

Figure 3.4 Pathway of carbon outputs from China's cropland

基于已有研究对于中国农田土壤的平均年增量 (Piao *et al.*, 2009) 和侵蚀流失量 (孙新章等, 2007)，我们计算得到剩余通过土壤呼吸损失掉的碳约为 100.6 Tg C。根据以上所有的碳平衡数据，我们构建出中国以农田子系统为主的 2009 年生产系统碳平衡的框架和流向图 (图 3.5)。

3.3.2 农田子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡

农田子系统的正常运行需要化石能源以及外来输入的物质 (如塑料薄膜，化肥，杀虫剂等) 来维持 (West and Marland, 2002a)。本文计算得到中国农田子

系统 2009 年农用柴油和电力等共排放 27.7 Tg C，而外源输入物质的隐含碳排放为 71.8 Tg C，该部分碳属于工业中电力，化肥和塑料等制造业碳排放。因此，农田子系统化石生命周期的能源碳排放为 99.5 Tg C。同时，秸秆作为能源相当于减少 52.7 Tg C 的化石能源碳排放，而秸秆焚烧和水稻田中可以造成温室效应的 CH₄ 排放量为 7.9 Tg C。所以，2009 年中国农田的生命周期碳平衡为净碳源，约为 -28.7 Tg C。如果考虑秸秆焚烧和水稻田中 CH₄ 和 N₂O 的温室气体效应，可以得到 2009 年中国农田子系统是一个净温室气体源，约为 480.5 Tg CO₂-eq。目前中国

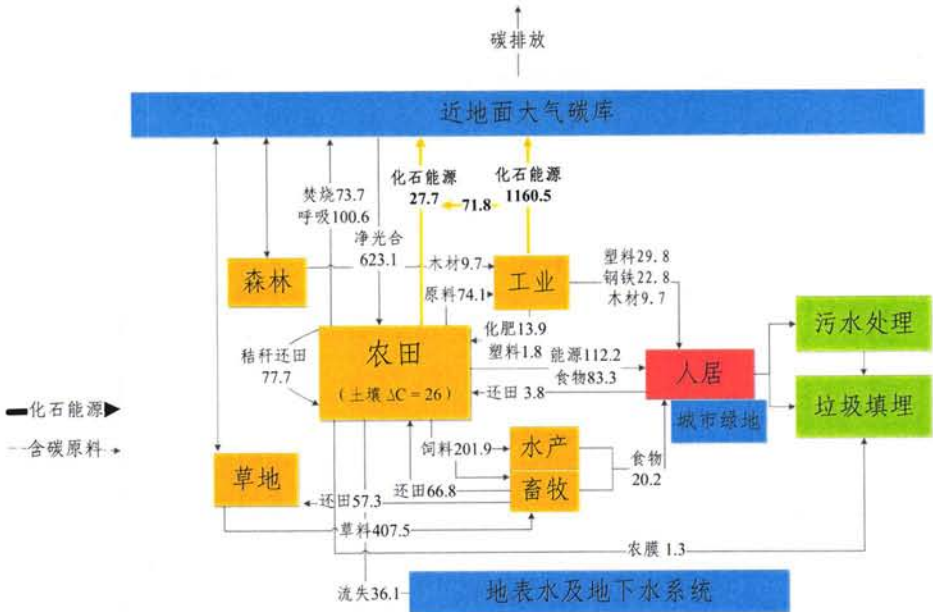


图 3.5 中国以农田为主的生产子系统碳循环。图中数据单位为 Tg，1 Tg = 10¹²g；ΔC 指农田土壤年均碳增量。其中ΔC 及森林到工业子系统的碳流来自 Piao *et al.* (2009)；草地和畜牧子系统之间的碳流数据计算自刘冬 (2011)

Figure 3.5 Carbon cycle in the production sub-system in China, taking croplands as an example. Units are Tg, 1 Tg = 10¹²g; ΔC is the average annual increase of soil carbon in croplands. Data for ΔC and carbon fluxes from forests to industry sub-system are from Piao *et al.* (2009); carbon fluxes between grasslands and livestock sub-systems are from 刘冬(2011)

农田子系统尽可勉强维持中国的粮食需求，其供给可能会随着人口的增加和饮食结构的改变而越来越难以满足未来的需求量。同时，由于追求高产中伴随的大量施肥，传统农田的土壤肥力和其他理化性状退化严重，并且会造成水体污染等负

环境外部性。这可能会同时威胁中国未来的粮食产量提高与环境质量的改善。因此,从传统农田向高产且环境友好型农业的转变应该是未来中国农田子系统发展趋势。在这一过程中,不仅需要考虑生命周期碳平衡的变化,更需要考虑综合的环境效应。塑料温室农业在中国的兴起可能为这一转变提供具有潜力的途径 (Chang *et al.*, 2013)。

3.4 分解子系统碳循环

3.4.1 污水处理厂碳通量

根据以上计算过程,2009 年中国的生活污水进入污水处理厂的碳含量为 4.2 Tg C,其中约有 69%通过氧化成 CH_4 和 CO_2 进入大气碳库,约有 0.5 Tg C (0.09 - 0.83 Tg C) 以底泥的形式进入垃圾填埋场填埋,而剩余的碳(约 20%)通过污水处理厂的出水排放进地表水体中。这表明目前我国污水处理现状仍有很大改进的空间,距离欧美发达国家的污水处理还有一定差距。我国农村地区的污水处理率仅有 6.6% (谷保静, 2011),大量的污水会进入地表水和地下水系统污染水体。这主要是由于农村生活污水排放较为分散,若集中进行处理则成本过高,因此可以利用如近 10 年兴起的人工湿地技术进行处理 (Liu *et al.*, 2008)。

3.4.2 垃圾填埋场碳通量和积累

垃圾填埋场的碳输入来源比较广泛,有生活垃圾,农业垃圾和建筑垃圾。其中以生活垃圾最多,可达 28.3 Tg C (25.2 - 31.4 Tg C)。生活垃圾中约有 29%来自人类粮食消费之后的厨余垃圾,而剩下的则是其他如废弃日用品一类的垃圾。建筑垃圾中木材的总碳量约占 94-97%。所有的垃圾进入垃圾填埋场之后都会通过焚烧或者填埋进行处理,其中焚烧的部分仅占全部垃圾输入的 15%,剩余填埋的部分则会呼吸分解、泄露或者作为长期碳储存积累在垃圾填埋场中。垃圾分解中生活垃圾的分解约 12.6 Tg C,占全部 58%,而建筑垃圾的分解碳量 (8.1 Tg C) 与垃圾下渗部分的碳量 (7.5 Tg C) 相当。最后,根据输入和输出碳流的差值得到垃圾填埋场 2009 年约积累 15.6 Tg C。垃圾填埋场中积累的生物源碳可以被认为是碳固持 (Rosso and Stenstrom, 2008; West *et al.*, 2009)。因此,我们将建筑垃圾中的钢材碳积累 (0.4 Tg C),生活垃圾中化石燃料来源的碳积累 (1.1 Tg C) 以及

农用塑料的碳积累 (0.5 Tg C) 从中去除, 最后得到 2009 年中国分解子系统净碳汇为 13.6 Tg C。

3.3.3 分解子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡

分解子系统在污水分解过程中的碳排放约为 2.0 Tg C, 而垃圾填埋场的化石能源碳消耗比其小两个数量级, 故忽略不计。基于以上所有的碳流, 我们构建中国 2009 年分解子系统的碳平衡 (图 3.6)。污水有机物分解中, 约有 50% (1.45 Tg C) 以 CH_4 的形式释放。而在垃圾焚烧和分解中, 约有 1.9 Tg C 是化石燃料来源, 其释放会造成温室效应。由于难以估计中国垃圾分解中 CH_4 和 CO_2 的比例, 故我们仅对碳的排放量进行计算。基于以上净碳汇, 我们可以得到 2009 年中国分解子系统生命周期碳平衡约为 8.3 Tg C 的净积累。但是, 这并不代表分解子系统可以扮演碳汇的角色并减少温室效应。由于 CH_4 的 100 年增温潜势约为 CO_2 当量的 25 倍, 我们若将所有的碳均转换成 CO_2 当量来计算, 则分解子系统是一个净温室气体排放源, 范围为 12.8-69.1 Tg $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ (假设垃圾焚烧和分解的 1.9 Tg C 全为 CH_4 或全为 CO_2)。当然, 这里对温室气体排放当量的估计还具有很大不确定性, 因为我们未估计 N_2O 的排放量可能会造成低估, 但垃圾分解是一个比较漫长的过程而我们直接将其认为在短时间内排放进入大气, 可能会造成高估。

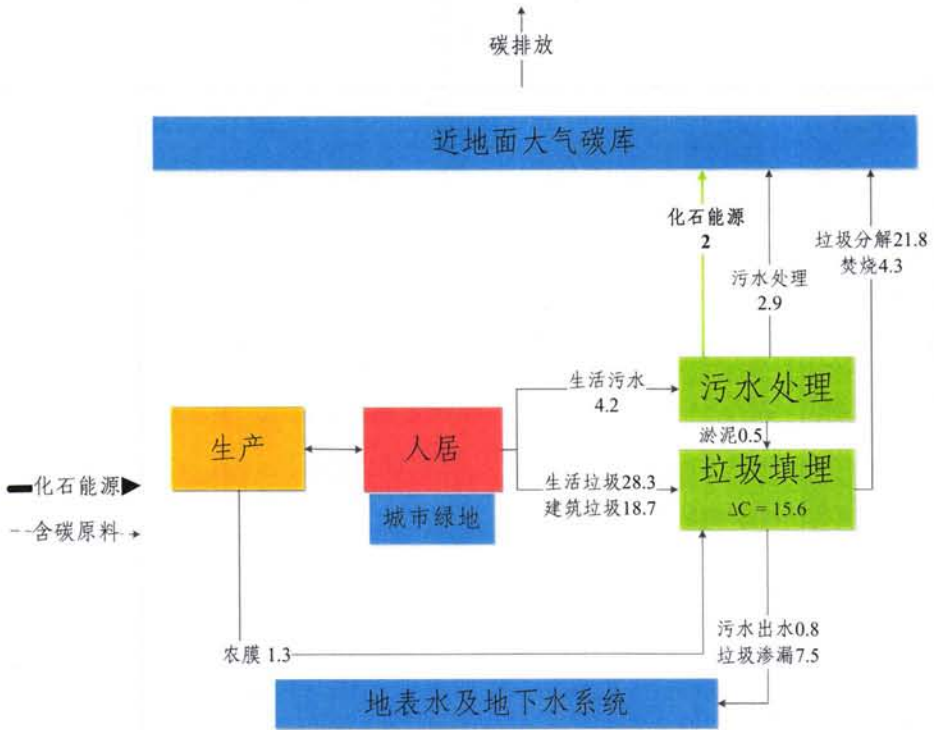


图 3.6 中国分解子系统碳循环。图中数据单位为 Tg, 1 Tg = 10¹²g; ΔC 指垃圾填埋场的年均碳增量

Figure 3.6 Carbon cycle in decomposing sub-system in China. Units are Tg, 1 Tg = 10¹²g; ΔC is the annual carbon accumulation in landfills

3.5 人居子系统碳循环

3.5.1 人居子系统碳通量和积累

人居子系统中，食物总碳输入的 80%来自农田子系统，这体现出生物生产系统在为人类提供食物保障中的重要性。当然，随着经济进一步发展和生活水平的提高，人类饮食结构会向动物蛋白转变，畜牧和水产业为人类提供的碳量可能会逐渐增加。工业产品碳输入中，钢铁和塑料的碳输入分别达到 22.8 Tg C 和 29.8 Tg，是木材碳输入的 2-3 倍。在之前的研究中这些工业产品的碳输入几乎没有考虑过。尽管是化石燃料来源，但是它们的数量级与生物来源的碳输入相当（如食物的输入），也同样为人类的生活提供利益，增加人类福祉。这或许可以成为以后生态系统服务研究的增长点。此外，2009 年中国新增建筑可以固定 26.9 Tg C (23.8 - 29.9

Tg C)，其量级与农田子系统碳固持相当，故而不能忽略。这在近年来的文献中也得到体现（Mohareb and Kennedy，2012）。

食物总碳输入的 80%通过人类的呼吸作用返回大气，11%通过人类排泄进入农田，分解系统或者直接进入地表水系统。其中，未经处理直接排放的部分占人类排泄物碳量的 30%，这也从侧面反映我国污水处理现状仍然还有很大的改进空间。积累在人居子系统的建筑和家具中的平均为 11.6 Tg C（11.2-12.1 Tg C），剩余的 12 Tg C 储存在其他人造基础设施中。同时，建筑固定的无机碳也可看作长期碳固持，尽管其不贡献大气碳汇，但其数量级与总的有机碳年增量（23.6 Tg C）相当。然而，由于无机碳固定是一个自由扩散的过程，需要一定的时间，我们可能会高估无机碳的年固定量。

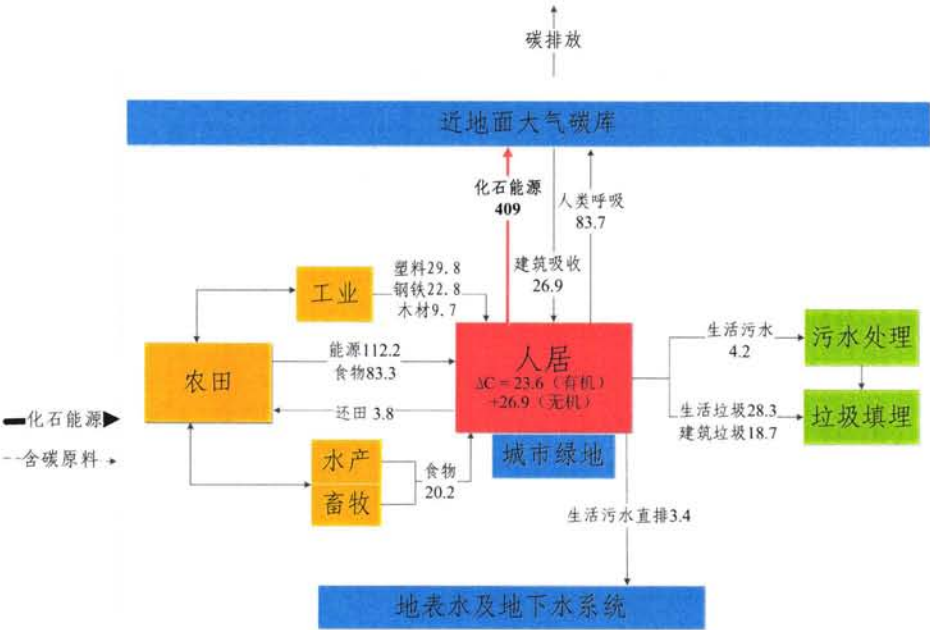


图 3.7 中国人居子系统碳循环。图中数据单位为 Tg，1 Tg = 10¹²g；ΔC 包括人居子系统中有机和无机碳增加量

Figure 3.7 Carbon cycle in human settlement sub-system in China. Units are Tg, 1 Tg = 10¹²g; ΔC is the annual organic and inorganic carbon accumulation in human human settlement sub-system

3.5.2 人居子系统化石能源消耗与生命周期碳平衡

人居子系统中化石燃料燃烧主要是用于生活供能，2009 年排放约 409.6 Tg C。

然而，人居子系统中碳输入的过程仅有木质产品可以算是碳固持，仅占化石能源排放的 2%。基于以上所有的数据我们构建人居子系统的生命周期碳平衡过程（图 3.7）。然而，人居子系统的生活用化石能源碳排放约为工业子系统的 35%，因而并非是最大的化石燃料碳排放源，但也远远高于生产和分解子系统的生命周期碳排放。

3.6 本章小结

和原生态系统相比，城乡耦合系统的碳循环在人类的修饰和主导作用下已发生极大改变。主要的改变体现在碳流路径与碳库种类的增多，以及数量极大的人类化石能源燃烧的碳排放。这些改变主要是来自城乡耦合系统中的人类对不同子系统服务功能的社会经济需求。城乡耦合系统的生产和分解功能是最基本的为人类需求服务的功能，人居子系统作为消费者和调控，接受着来自这些系统的惠益并驱动着这两类系统的碳流路径和强度。本章基于 2009 年的碳循环数据，构建并分析了中国城乡耦合系统碳循环的过程。主要结论如下：

（1）在生产功能子系统中，我们以农田子系统作为典型代表进行碳平衡构建而其余子系统系统仅考虑与农田、人居、分解和生命支持子系统主要的碳流。2009 年中国农田子系统碳输入达到 785.3 Tg C。其中 79%来自光合作用的碳固定。所有的农作物基本都被人类通过各种方式输出系统，仅有贡献~10%的碳作为秸秆还田。输出系统的粮食主要供给给人类消费（32%）和用作畜牧水产饲料（46%），而输出的秸秆大部分也用作人类生活能源（31%）和畜牧水产饲料（22%）。在人类和牲畜利用过粮食或秸秆之后，仍有 70.6 Tg C 可以作为肥料还田，略微小于秸秆的还田量（77.7 Tg C）。所有还田的有机碳贡献土壤碳固持，带来约 26.0 Tg C 的增量。将土壤碳固持、秸秆能源替代化石能源的碳减排、秸秆焚烧和水稻田的甲烷 C 排放以及农业生产过程中所消耗的化石能源碳排放加和在一起，得到 2009 年中国农田子系统全生命周期碳平衡表现为约 -28.7 Tg C 净碳源。如果按照增温潜势的 CO₂ 当量来算，2009 年中国农田子系统排放约 480.5 Tg CO₂-eq；

（2）分解子系统主要包括垃圾填埋场和污水处理厂两类。进入污水处理厂的污水有机碳约有 69%被转变成 CH₄ 和 CO₂ 进入大气碳库，而约有 0.5 Tg C 作为淤泥被送往垃圾填埋场进行填埋处理。此外，还有约 28.3 Tg C 的生活垃圾和 18.7 Tg

C 的建筑垃圾也进入垃圾填埋场进行焚烧或者填埋处理。2009 年约有 15% 的垃圾碳通过焚烧和 58% 的垃圾碳通过呼吸分解进入大气，其中约有 1.9 Tg C 是化石燃料来源，占该部分碳排放的 7%。最后，可得到 2009 年中国约有 2 Tg 的化石燃料来源碳和 13.6 Tg 的生物源碳被积累在垃圾填埋场中。此外，分解子系统化石能源消耗的碳排放较少，仅有 2 Tg C。然而，由于污水处理和垃圾分解过程中会产生 CH_4 ，其增温潜势是 CO_2 的 25 倍，因此，中国分解子系统 2009 年约造成 12.8-69.1 Tg $\text{CO}_2\text{-eq}$ 温室气体排放；

(3) 人居子系统是生产子系统进行含碳产品生产的最终驱动力，也是分解子系统主要的废碳来源。2009 年输入人居子系统的食物碳 80% (约 83.3 Tg C) 来自农田子系统，而来自工业子系统的钢铁和塑料的碳输入分别达到 22.8 Tg C 和 29.8 Tg C，是木材碳输入的 2-3 倍。此外，建筑中混凝土对 CO_2 固定后形成的无机碳储存也可达 26.9 Tg C (23.8 - 29.9 Tg C)。食物总碳输入的 80% 通过人类的呼吸作用返回大气，11% 被人类排泄掉。除去生活垃圾和建筑垃圾的输出，中国 2009 年人居子系统积累约 23.6 Tg 有机碳与 26.9 Tg 无机碳。此外，人居子系统生活能源的化石燃料燃烧约排放 409.6 Tg C，若换算为温室气体增温潜势可达 1501.9 Tg $\text{CO}_2\text{-eq}$ ，但仍仅为工业子系统的 35%；

(4) 本文计算的农田子系统和人居子系统均为净碳源而分解子系统为净碳汇，但其生命周期温室气体平衡都表现为一个源，并会带来较高的大气增温效应，以人居子系统最高。目前在中国，传统的农业耕作方式在食物产量上已经不占优势。随着人类生活水平的提高和饮食结构向动物蛋白的转变，中国的粮食产量将面临难以自给的境况。此外，农业土壤肥力的进一步退化可能会造成粮食减产，加剧这个现状。因此，向高产且环境友好型农业耕作方式的转变很有必要。如将焚烧的秸秆变为还田既有较大增汇潜力又能减少环境污染，改善土壤质地。分解子系统和人居子系统中共有约 11.7 Tg C 的污水碳未经处理直接排入地表水和地下水系统中，这比 2009 年所有经过处理的生活污水碳总量 (4.2 Tg C) 还要多。这里最重要的一个问题是农村地区生活污水难以收集集中处理，因此需要寻找一个经济可行又能带来生态效益的分解方法来解决这问题。人居子系统尽管是很大的碳源，但是它为人类提供了居住环境，并且其中有许多突生的碳库 (如建筑，家具等)，对其量化有助于进一步的驱动力分析。

4 食物生产系统的集约化转变：碳循环及生态服务

4.1 引言

为了满足全球对人类食物需求的增加 (Tilman *et al.*, 2011), 传统的农业耕作方式越来越多地向集约化农业耕作转变以提高粮食产量 (Borlaug 2007)。然而, 这样转变的同时会由于集约化的农业措施而引起更多的碳排放 (Burney *et al.* 2010)。现在的保护性耕作措施 (如免耕和秸秆还田) 已经卓有成效地减少了碳排放 (West and Marland 2003; Lal 2004; Bernacchi *et al.* 2005), 但是却并未满足人们不断增长的对作物高产的需求 (Berner *et al.* 2008), 尤其是在发展中国家。因此, 需要既能提供充足食物又能减少碳排放的措施来保障未来不断增长人口的食物安全。

在农业系统中, 土壤的碳固持往往被看作是长期的 (Lal, 2004), 而作物的碳固定则是短期的 (Ciais *et al.*, 2007), 因其在几年之内会通过食物链被释放回大气 (IPCC 2006; Piao *et al.*, 2009)。然而, 作物的碳固定可以被认为固定在系统中的动态流 (Chang *et al.* 2011) 因为作物收获消费的碳损失会在下一个生产季再次被作物固定 (West and Marland, 2002b)。因此, 在考虑农业系统和大气净碳交换时作物的碳固定和土壤碳固持都应当被考虑 (West *et al.* 2010)。此外, 集约化农业中涉及到大量的外源碳和能源的输入 (Burney *et al.* 2010)。于是, 农业生产过程的化石燃料碳排放也应该被包括进来用于计算反应农业系统对大气 CO₂ 浓度影响的净碳流 (Ceshia *et al.* 2010)。

温室农业耕作已被广泛认为能通过延长生长季实现高产, 为可持续农业措施提供一个有前景的途径。目前, 全球已经有约 20% 的蔬菜地用于温室蔬菜种植 (FAOSTAT 2010; Hickman 2011)。在过去的 20 年中, 全球温室已覆盖 89 个国家, 其面积增加 5 倍 (从 0.7 增长到 3.7 百万公顷) 并仍在加速扩张 (图 4.1)。广泛使用温室的国家包括中国, 西班牙, 韩国, 日本和土耳其, 其 2010 年温室面积总和占全世界的 96% (Hickman 2011)。在这些国家, 塑料温室约占所有蔬菜温室的约 95%, 而玻璃温室面积小于 5% (Enoch and Enoch 1999)。尽管欧洲的一些国家 (如荷兰) 仍然更多依赖玻璃温室, 蔬菜温室面积的增加主要源自塑料蔬菜温室种植 (PGVC) 面积的扩张。在城乡耦合系统的尺度上, 塑料温室农业作为食物生产系统集约化的途径之一, 往往在城市建成区的边缘开始扩张 (图 4.2), 属于城郊

农业的一种。塑料温室在空间位置上离城市较近，受到较多的人类管理和社会经济因素的影响，能及时为城市人居系统提供必需的食物。因此，选取塑料温室作为城乡耦合系统中生产系统集约化的案例来研究具有典型的代表意义。

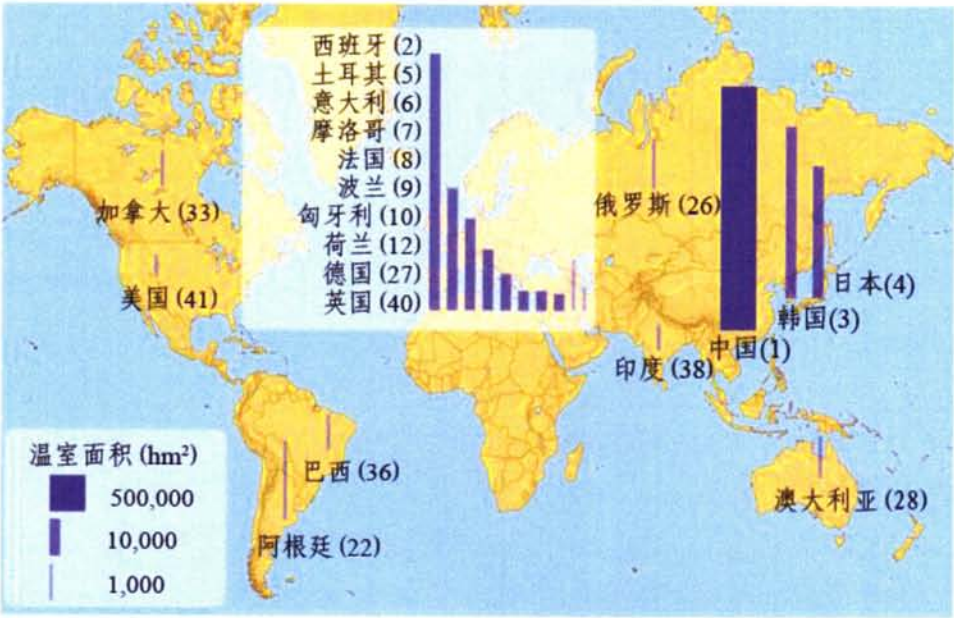


图 4.1 2009 年世界主要温室种植国家分布。柱宽度表示温室面积的数量级，高度×宽度表示其数值。括号里的数字代表不同国家温室面积排名。数据来自 Hickman (2011)

Figure 4.1 Distribution of major greenhouse cultivation areas worldwide in 2009. Width of the bars denotes the order of magnitude of greenhouse area, and height × width of the bars denotes their values. Numbers in parentheses indicate the rank, based on greenhouse area, of the different countries. Data from Hickman (2011)

尽管温室种植常常被认为比传统农业释放更多的碳，最近的一个全碳分析表明从传统蔬菜种植（CVC）转变为温室蔬菜种植（PGVC）可以在两个气候区下造成净碳减排（Wang *et al.* 2011）。然而，对在多样的气候区下转变带来的碳流变化的估计仍然存在很大的不确定性。因此，更好地理解不同气候情况对 PGVC 扩张的区域碳平衡影响十分必要。

农业的可持续集约化要求用较少的土地生产更多的食物，并减少其综合的负面环境影响（Godfray *et al.*, 2010）。PGVC 作为一种有前景的农业措施能提供许多

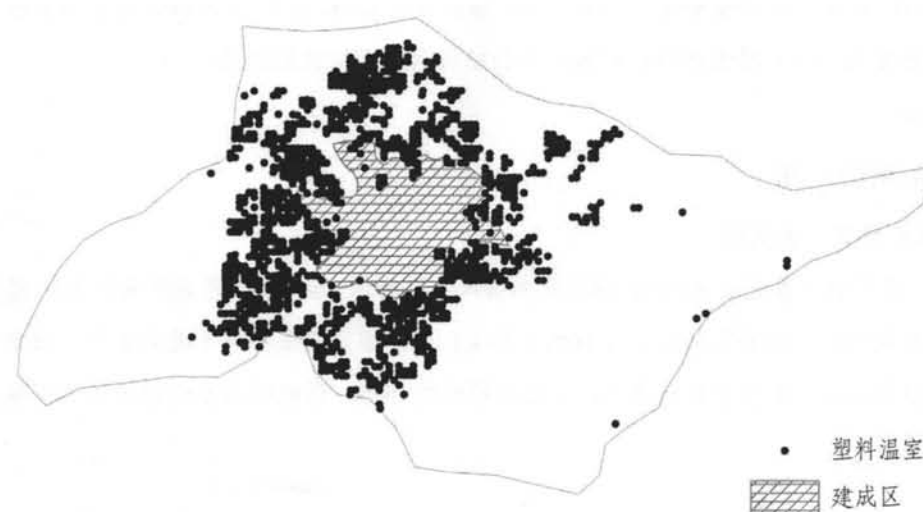


图 4.2 浙江省宁波市塑料温室分布情况

Figure 4.2 Distribution of plastic greenhouses around Ningbo City in Zhejiang Province

效益。该技术易被农民学习接受并成本较低，在许多地区 PGVC 能比 CVC 提供更多的反季节和高质量的蔬菜 (Costa and Heuvelink, 2004)。同时，PGVC 的单位产量蔬菜生产所需农业投入（如水，农药和化肥）少于 CVC，还能保持土壤肥力等 (Stanghellini et al. 2003)。另一方面，PGVC 较长的生长季和集约化农业操作使其农业的总投入增加从而造成更大的单位耕地面积负面环境效应（如土壤盐渍化和水污染，Ju et al., 2007; Shi et al., 2009）。此外，PGVC 还能比 CVC 创造很多就业机会以及为农民带来高收入。当前 PGVC 在中国的快速扩张会扩大其生态系统服务 (Ecosystem Service, ES) 和生态系统负服务 (Ecosystem Dis-service, EDS)。因此，量化 CVC 转变为 PGVC 后的 ES 和 EDS 以及进行经济成本-效益分析对于综合分析其生态-社会-经济效应必不可少。

中国拥有世界最大的温室面积，约占 2008 年世界总面积的 90%，提供约 2.5 亿吨蔬菜和约 4100 亿元的产值 (Hickman, 2011)。中国国土覆盖主要类型的气候区，包括热带，亚热带和温带地区。本章的研究中，我们以中国为案例来全面评估在五个主要气候区下转变后带来的全碳生命周期的净碳流的变化。本章的研究目的是：(1) 量化在五个气候区里从 CVC 转变为 PGVC 带来的碳流变化；(2) 阐述气候和管理措施对不同气候区碳流的影响；(3) 通过一个简单情景分析评估

PGVC 扩张对区域碳平衡的影响；(4) 综合评估 CVC 转变为 PGVC 的生态系统服务变化；(5) 阐述 PGVC 扩张的社会经济效益以及发展机制。

4.2 研究方法

4.2.1 研究区域概况

自从塑料温室从20世纪70年代末引入中国开始,其总面积已经扩张近100倍,而与此同时耕地面积却减少近10%(图4.3)。这些温室主要用于蔬菜生产。在中国主要温室的类型是塑料温室,占总面积的约99%,而玻璃温室却因其高成本难

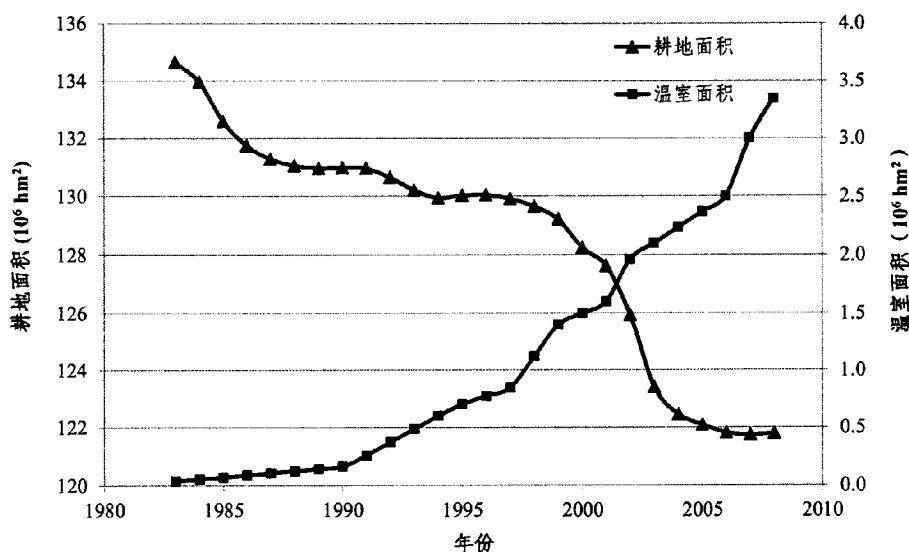


图 4.3 中国 1980-2008 塑料温室扩张和耕地减少历史趋势图

Figure 4.3 Historical trends regarding area of plastic greenhouse expansion (Costa *et al.* 2003; Jiang *et al.* 2004; Hickman, 2011) and cultivated land loss (by urbanization and other land uses; 国家统计局, 1996-2009) in China from 1980 to 2008

以大规模使用 (Costa and Heuvelink, 2004)。本研究区域覆盖中国大陆的温室蔬菜种植地区,2008 年已达 330 万公顷。基于地理气候因子如积温和太阳辐射(表 4.1, 张亚红和陈青云, 2006),我们将中国 PGVC 划分为五个气候区(图 4.4)。中国寒温带地区的 PGVC(包括内蒙古,新疆和黑龙江的北部,46°N 到 50°N)被排除在本文研究范围外,因为该区域不用额外加温的生长季很短,而加温又会为小

农户增加经济成本于是在中国不具扩张的经济可行性。此外，寒温带的温室面积占不到全国温室总面积的 5%（Costa and Heuvelink, 2004）。中国热带地区（包括海南省，广西、广东和福建省的南部地区，18°N 到 24°N）也被排除在本文研究范围之外，因为这些地区 PGVC 主要功能是遮阴和降温(张亚红和陈青云,2006)。

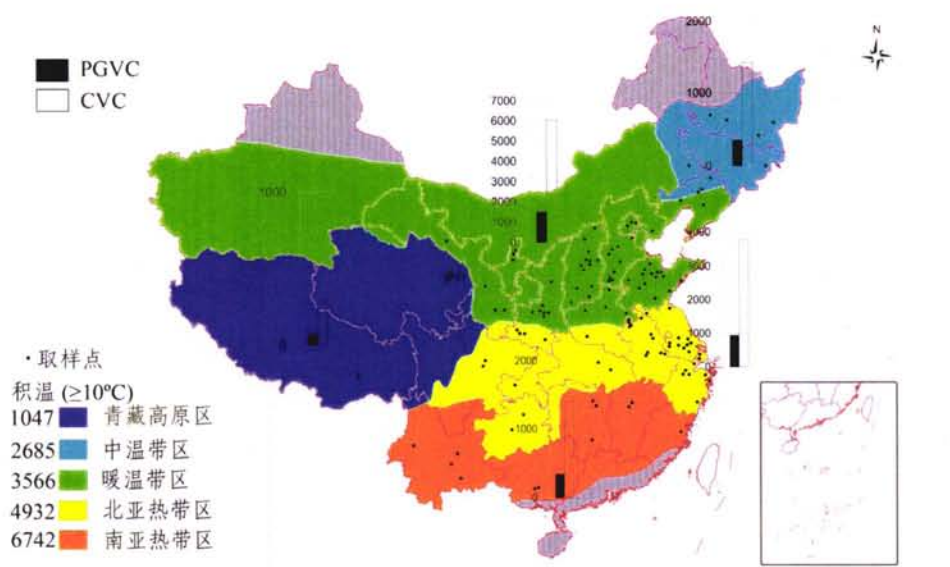


图 4.4 中国五个塑料温室蔬菜种植区取样点分布。每个区域的柱状图分别代表该区 PGVC 和 CVC 面积（千公顷）。阴影面积分别代表寒温带区和热带区

Figure 4.4 Geographical distribution of sampling sites of five plastic greenhouse vegetable cultivation (PGVC) regions in China. The bars in each region indicate the land area (thousands ha) of PGVC and conventional vegetable cultivation (CVC). The shaded area in north and south part of China represent cold temperate region and tropical region, respectively

表 4.1 中国温室蔬菜种植（PGVC）分区及气候特征

Table 4.1. Location and climatic characteristics of plastic greenhouse vegetable cultivation (PGVC) regions in China

区域	经纬度	省份	年均温 (°C)	最冷月温度 (°C)	积温 (≥10°C)	总太阳辐射 (KJ m ²)
中温带 (MTe)	118°-134°E 41°-46° N	吉林, 黑龙江南部, 辽宁北部, 内蒙古东部	6.3 (3-8.7)	-18.2 (-9.2~-29.4)	2685 (1242-4019)	5101 (4403-5653)
青藏高原 (TP)	79°-103°E 27°-39° N	青海, 西藏, 四川西部	7.3 (6-8.2)	-9.0 (-0.9~17.0)	1047 (27-2179)	6338 (4013-7910)
暖温带 (WTe)	75°-124°E 33°-42° N	北京, 天津, 河北, 山西, 山东, 甘肃, 宁夏, 河南和陕西北部, 辽宁和新疆南部, 内蒙古西部	11.2 (7-14)	-9.9 (-0.1~17)	3566 (1959-5402)	5201 (3169-6010)
北亚热带 (NSr)	100°-122°E 25°-35° N	上海, 江苏, 安徽, 浙江, 湖北, 贵州, 重庆, 湖南东北部, 河南南部, 四川东部, 陕西南部	16.4 (12-19.3)	4.2 (-0.8~7.8)	4932 (3752-5694)	4687 (4145-5333)
南亚热带 (SSr)	98°-120°E 24°-30° N	云南, 江西, 福建北部, 广西, 广东, 四川南部, 湖南	21.0 (17.2-26.5)	11.8 (4.8~18.6)	6742 (3506-9038)	5652 (5223-6225)

中国有两种基本的 PGVC 类型：日光塑料温室和拱形塑料温室（图 4.5）。日光塑料温室是中国北方（包括中温带，暖温带和青藏高原区）广泛使用的温室类型。太阳光是其唯一的热能来源，由三面朝南的土砖墙和塑料薄膜与稻草垫覆盖来维持内部温度（Jiang *et al.*, 2004）。拱形塑料温室是中国南方（包括北亚热带和南亚热带区）的主要温室类型。其结构很简单，大多由竹木框架建造而成（Chang *et al.*, 2011），冬季无需额外的加温。



图 4.5 中国北方和南方两种塑料温室的基本类型：(a) 中国北方的日光温室，顶部有塑料薄膜覆盖，其他三面均为砖墙，顶部在冬季可以加盖稻草垫以隔热 (b) 中国南方的拱形塑料温室，由半圆的木质或竹质支撑框架与其上的塑料薄膜组成

Figure 4.5 Two basic types of PGVC in northern (a) and southern China (b). (a) Solar greenhouses in northern China, which has plastic film cover on top and in south direction while has brick/soil walls in other three directions, the roofs may be covered with straw during winter for additional insulation and (b) plastic greenhouse in southern China, which consists of a semi-circular supporting framework (usually bamboo and wood) covered with plastic film

用于 PGVC 的土地之前都是用作 CVC（Chang *et al.*, 2011）。有机肥（畜禽排泄物或作物秸秆，畜禽和人类排泄物的混合物）和无机肥（如尿素）在 PGVC 均被使用（Ju *et al.*, 2007）。然而，无机肥的碳输入仅占总碳输入的约 2%，而有机肥的碳输入占绝大多数，因此无机肥的碳输入在本章的碳平衡计算中被忽略（表 4.2）。PGVC 和 CVC 的主要灌溉方式都是漫灌，其蔬菜的管理和收获都是通过人力来完成。因此，PGVC 和 CVC 系统的环境效应量级可以相互比较。但

是，PGVC 需要更多的农药和化肥，以及更多的建筑材料如钢材，塑料薄膜和秸秆等（Chang *et al.*, 2013）。

表 4.2 PGVC 系统的有机肥和无机肥施用碳含量 (mean ± S.E.)

Table 4.2. Organic and mineral fertilizer applied to PGVC systems (mean ± S.E.)

肥料类型	施肥率	碳含量	碳输入强度
	(t hm ⁻² yr ⁻¹)	(%)	(t hm ⁻² yr ⁻¹)
有机肥	25.08±4.33 ^a	0.18±0.08 ^b	4.53
无机肥 (尿素)	0.39±0.06 ^a	0.2	0.08

^a 据 Shi *et al.* (2009), Ge *et al.*(2010) 和本研究调查采得数据平均值

^b 据 Manna *et al.* (2005)和 Ge *et al.*(2010)的平均值

4.2.2 系统边界和碳平衡计算

PGVC 是人类主导系统，依赖于人为的物质和能源的收入，其净碳流计算应该将生物源的碳流和农业生产过程化石燃料碳排放耦合起（图 4.6）。我们依据

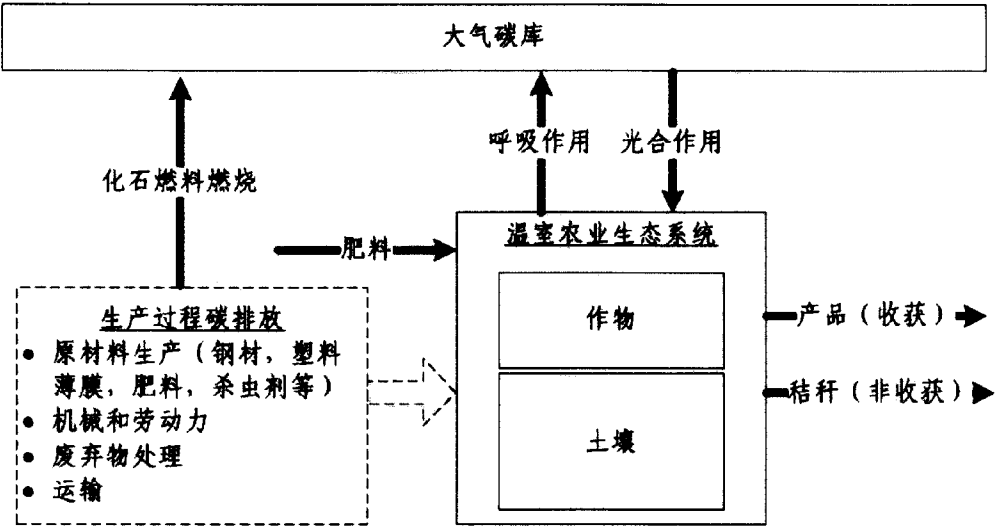


图 4.6 PGVC 系统碳循环

Figure 4.6 The carbon balance of PGVC systems.

West *et al.*, (2010) 和 Wang *et al.*, (2011) 的全碳分析方法来计算 PGVC 的生命

周期碳平衡。PGVC 的上边界是塑料薄膜的顶部,下边界是 20cm 的土壤层(Chang *et al.*, 2011)。本研究中,我们主要关注能够反映 PGVC 系统和大气之间碳固定和释放总和的系统净碳流(NCF)。NCF 包括系统边界内的所有碳输入和碳输出(即净生态系统生产力,NEP),以及农业生产过程的化石燃料碳排放(C_{AG}):

$$NCF = NEP - C_{AG} \quad \text{公式 (4.1)}$$

$$NEP = NPP - R_h \quad \text{公式 (4.2)}$$

其中,净初级生产力(NPP)指蔬菜的年固碳量, R_h 是土壤呼吸。NPP 是蔬菜的经济产量和非收获蔬菜秸秆的之和(干重):

$$NPP = [P \times (1 - W_H) \times C_H + P \times (1 - HI) \times (1 - W_{NH}) \times C_{NH} \div HI] \times I_{VR} \quad \text{公式 (4.3)}$$

其中, W_H (%) 和 C_H (%) 分别是收获蔬菜的含水率和碳含量; W_{NH} (%) 和 C_{NH} (%) 是蔬菜非收获部分(如根茎叶)的含水率和碳含量;HI 是蔬菜的收获系数; I_{VR} 指每年蔬菜的生长季指数。

R_h 基于以下碳平衡计算公式得到:

$$NPP + C_F = B_H + B_{NH} + \Delta C_s + R_h \quad \text{公式 (4.4)}$$

其中 C_F 指有机肥的碳输入; B_H 和 B_{NH} 分别是指收获的蔬菜生物量和非收获的蔬菜秸秆; ΔC_s 代表土壤有机碳密度(SOCD)年变化率。由于是一年生作物,PGVC 的 NPP 和其收获的蔬菜生物量与秸秆量相等,于是公式(4.4)可被简化为:

$$R_h = C_F - \Delta C_s \quad \text{公式 (4.5)}$$

最后,PGVC 或 CVC 的 NCF 可以下式计算得到:

$$NCF = NPP + \Delta C_s - C_F - C_{AG} \quad \text{公式 (4.6)}$$

基于以上对系统边界的定义以及碳库和碳流,本研究可计算从 CVC 转变为 PGVC 后的净碳流变化(ΔNCF):

$$\Delta NCF = NCF_{PGVC} - NCF_{CVC} \quad \text{公式 (4.7)}$$

$\Delta NCF > 0$ 代表转变后能带来净碳减排而 $\Delta NCF < 0$ 则代表会增加碳排放。PGVC 和 CVC 的具体计算细节可以参考 Wang *et al.*, (2011)。

4.2.3 数据搜集和计算

我们对中国的 PGVC 和 CVC 的蔬菜和土壤进行实地测量(18 个样地)和文

献数据的收集（121 个样地）。在实地测量中，只要条件允许，我们即记录 PGVC 和 CVC 的管理活动的信息，如作物生长季，轮作措施，有机肥的施入量等。

土壤有机质数据来自实地调查和同行评审的文献。通过整合五个气候区 PGVC 和 CVC 系统的 SOCD 数据,我们建立一个包含实测和文献数据的数据集。所有来自同行评审文献的数据均通过筛选。若文献中没有的气候区数据则通过实地测量来弥补。 然后我们对实测数据和文献数据进行独立样本 t-检验得到其土壤有机质数据没有显著差异 ($P>0.05$ ，图 4.7)。因此，所有的土壤实测和文献数

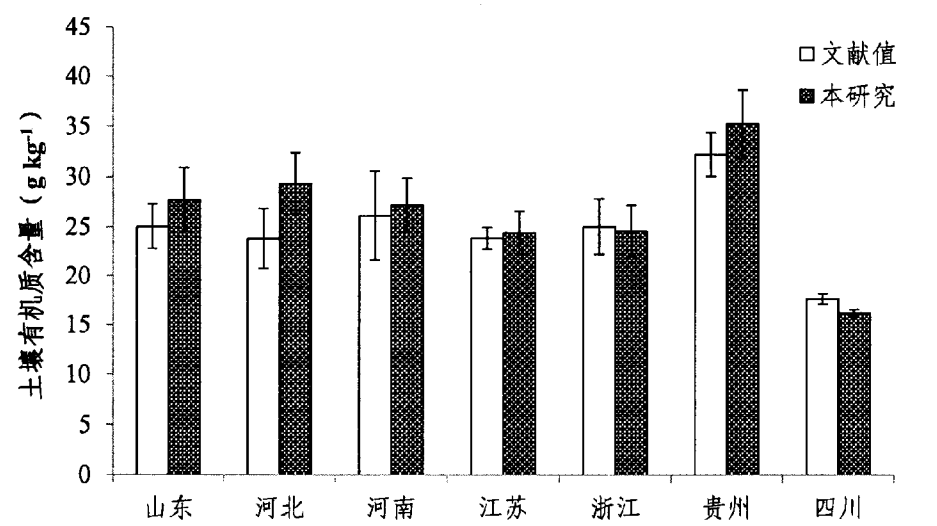


图 4.7 土壤有机质含量(g kg^{-1})的实验值和文献值 t -检验 ($\text{mean} \pm \text{S.E.}$)

Figure 4.7 t -test of soil organic matter concentration (g kg^{-1}) between the literature data and the experimental data obtained by this study ($\text{mean} \pm \text{S.E.}$)

据被用在一起进行分析。蔬菜数据来自实地调查和政府统计资料，蔬菜的取样实测参数主要包括蔬菜含水率，碳含量和收获系数。此外，PGVC 和 CVC 有机肥数据主要来自农户调查。具体调查步骤详见第二章。

对 PGVC 和 CVC，SOCD 都基于实地土壤样本的土壤有机碳含量（SOCC， g kg^{-1} ）或由文献中土壤有机质含量(g kg^{-1})转化而来的计算得到。每个区的 SOCD (t C hm^{-2}) 由以下计算得到：

$$\text{SOCD} = \text{SOCC} \times \text{BD} \times \text{H} \times (1 - \delta_{2\text{mm}}/100) \times 0.1$$

公式（4.8）

其中，文献来源的 SOCC 由土壤有机质乘以 Bemmelen 指数得到 (0.58, Guo and Gifford, 2002); BD 和 H 分别代表耕作土壤的容重 (g cm^{-3}) 和厚度 (cm); $\delta_{2\text{mm}}$ 指土壤中大于 2mm 的砾石百分比。对于没有 BD 数据的研究文献, 我们按照 Wang *et al.* (2011) 的方法来估算 SOCD。

从 CVC 转变为 PGVC 之后, SOCD 变化率 (%) 可由下式估算:

$$\text{SOCD 变化率} = (\text{SOCD}_p - \text{SOCD}_c) / \text{SOCD}_c \times 100\% \quad \text{公式 (4.9)}$$

其中, SOCD_p 和 SOCD_c 是 PGVC 和 CVC 的土壤成对数据。此外, 我们还基于耕作年限进一步估算每个区转变后 SOCD 的年变化率 ΔSOCD ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Lu *et al.*, 2009):

$$\Delta\text{SOCD} = (\text{SOCD}_p - \text{SOCD}_c) / t \quad \text{公式 (4.10)}$$

化石能源燃料的数据主要收集自政府统计资料和文献资料。在五个气候区里, 蔬菜生产过程的碳排放按照以下四个步骤进行分析: (1) 建造温室的建筑材料生产。我们收集每个区一年的钢材和塑料薄膜使用量来计算其生产过程碳排放 (SDPC, 2006), 竹材的生产过程碳排放假定为 0; (2) 蔬菜生长管理过程, 包括肥料和农药生产过程的隐含碳排放。所有机械的碳排放都以该设备使用寿命进行标准化, 包括设备生产、维修和使用的碳排放; (3) 废弃塑料处理; (4) 运输。对于所有的气候区, 运输的距离假定为卡车运输 150km, 燃料的消耗为 57% 的汽油和 43% 的柴油。单位材料生产 (如肥料) 或能量消耗 (如电力) 的碳当量参数及详细计算过程见表 4.3。

表 4.3 农业生产过程化石燃料碳排放的计算公式及碳当量值

Table 4.3 Computational equations and carbon equivalent values for fossil fuel carbon emissions during agriculture production

生产过程	公式及描述	碳当量值 ($\text{kg C t}^{-1} / \text{kg C MJ}^{-1}$)	数据来源
原料制造	$M_c \times CE_m$	钢材: 317.8;	M_c : SDPC (2006);
	M_c 是建筑材料使用量 (钢材,	塑料薄膜: 486;	CE_m : Wu <i>et al.</i> (2005),
	塑料); CE_m 指消费单位建筑材	竹: 0	Thamea (2008)

料的碳当量值

蔬菜种植管理	$M_v \times CE_m + E \times CE_e$ M_e 是输入的肥料量; E 是蔬菜生产的能量消耗, 包括机械和劳动力; CE_m 和 CE_e 是单位输入物质和能源消耗的碳当量	肥料: 841.5; 杀虫剂: 4950; 机械: 278.9; 劳动力: 0.03	M_v : 有机肥来自实地调查; 无机肥和农药来自 MAC (2006) and SDPC (2006); E : SDPC (2006); CE_m & CE_e : West and Marland (2002), Ou <i>et al.</i> (2009), Canakci and Akinici (2006)
废弃塑料薄膜处理	$W \times CE_w$ W 是每年产生的废物量; CE_w 是废弃塑料薄膜处理过程中的碳当量	塑料薄膜: 810	W : SDPC (2006); CE_w : Thameca (2008)
运输	$D \times F \times CE_t$ D 是所有物质 (建材, 产品和废弃物) 的运输距离; F 是每千米的能源 (汽油, 柴油) 消耗; CE_t 是能源消耗的碳当量	化石能源消耗: 852.9	F : MAC (2006); CE_t : He <i>et al.</i> (2005)

数据的正态性以 Shapiro-Wilks 来检测发现具备正态性, 因此不需要进行数据转换。从CVC转变为PGVC之后, 五个气候区之间SOC_D变化率的差异及ΔSOC_D的差异用单因素方差分析来做, 接着再用最小显著差数检测 (LSD) 的方法进行平均值的多重比较。五个气候区下PGVC和CVC的NPP差异用成对t检验来评估。所有统计均以SPSS (SPSS, Chicago, IL, USA; version 16.0) 软件进行, 显著性平均为 $\alpha = 0.05$ 。

4.2.4 塑料温室农业生态系统服务评估框架和计算

基于千年生态系统服务的框架 (MA, 2005) 以及农业系统 ES 和 EDS 评估研究 (Zhang *et al.*, 2007), 我们构建 PGVC 的 ES 和 EDS 的评估体系 (图 4.8)。我

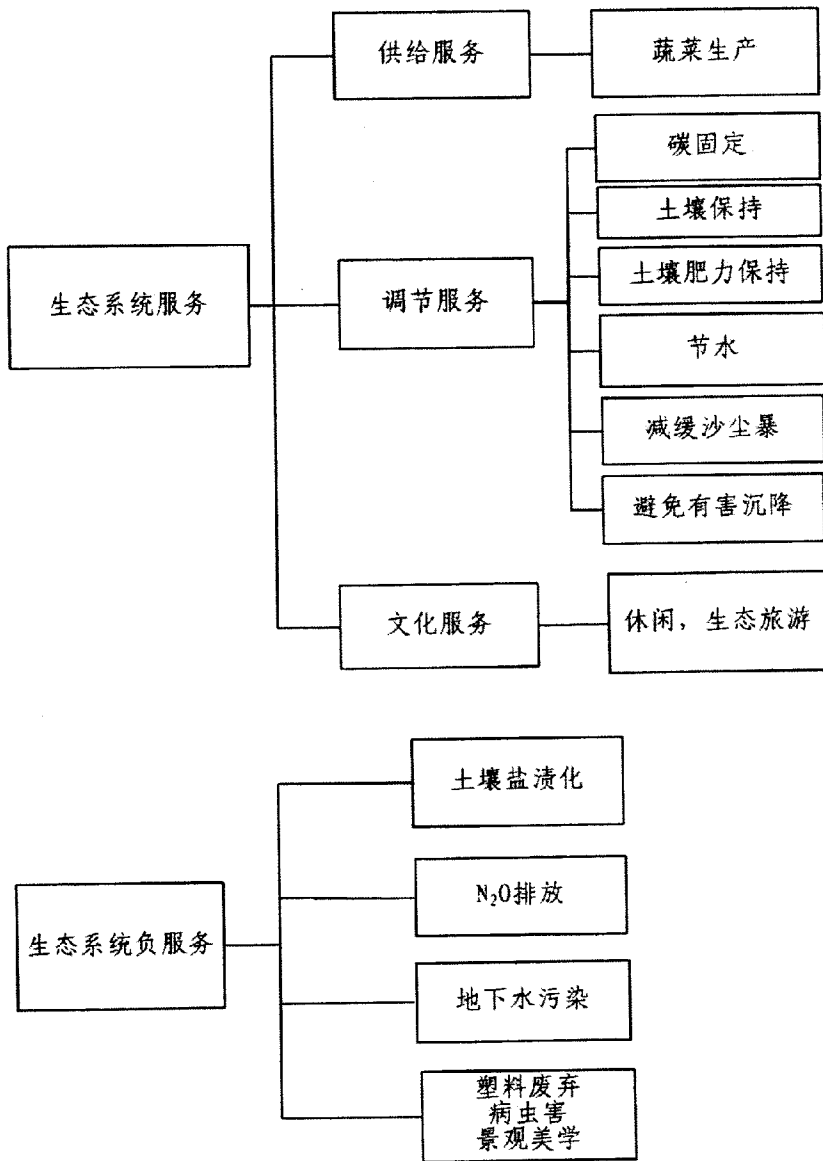


图 4.8 PGVC 系统生态服务和负服务评估框架

Figure 4.8 Valuation framework of ecosystem services and dis-services for PGVC ecosystems
们量化了五个 ES (蔬菜生产, 碳固持, 土壤保持, 土壤肥力保持和节水) 以及两个负服务 (土壤盐渍化和 N_2O 排放)。其余的 ES (沙尘暴减缓, 有害沉降阻

隔, 美学服务) 以及 EDS (土壤酸化, 废弃塑料薄膜和病害增多) 等仅作定性分析。

由于 PGVC 和 CVC 均为人类主导的系统, 因此其 ES 的提供也依赖大量的外来输入, 如肥料, 农药和建材等。因此在计算供给服务时我们减去了这部分外来输入的成本, 从而得到供给服务的净经济价值(即 PGVC 农户的净经济收入), 总的净经济价值由 ES 和 EDS 的代数和计算得到并用来代表 PGVC 和 CVC 系统的经济价值。

我们首先计算各 ES 和 EDS 的生物物理量。基于前文所提四类主要蔬菜(黄瓜, 西红柿, 茄子和菜椒)的经济产量数据, 供给服务的蔬菜生产量($ES_p, t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$)可计算如下:

$$ES_p = \sum_{k=1}^4 Y_k / A_i \quad \text{公式 (4.11)}$$

其中, Y_k ($k=1, 2, 3, 4$) 是第 k 种蔬菜在每个区 PGVC 或 CVC 的平均经济产量 ($t\text{ yr}^{-1}$); A_i 是每个区 PGVC 或 CVC 的总面积 (hm^2)。

对于 PGVC 或 CVC 系统的碳固持, 我们采用前文以生命周期的全碳分析法计算得到的 ΔNCF 来代表从 CVC 转变为 PGVC 后碳固持量的变化。为了下文计算温室效应的 CO_2 排放当量, 这里将 ΔNCF 转变为 CO_2 的单位, 具体方法见 4.3。在温室气体中我们排除 CH_4 的影响因为 PGVC 和 CVC 系统的土壤大都处于有氧状态, 这样的土壤往往会吸收 CH_4 (Dalal *et al.* 2008; Nishimura *et al.* 2008) 或排放小于其他主要温室气体 (CO_2 和 N_2O) 排放量两个数量级的 CH_4 (Iqbal *et al.* 2009)。

PGVC 的土壤保持量 ($ES_s, t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$) 通过潜在土壤侵蚀量 ($E_p, t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$) 和实际土壤侵蚀量 ($E_r, t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$) 的差值得到 (Li *et al.*, 2006)。CVC 的土壤保持量采用孙新章等(2005)。PGVC 的 E_p 速率被看作和 CVC 一致:

$$ES_s = E_p - E_r \quad \text{公式 (4.12)}$$

$$E_r = E_p \times c \times pr \quad \text{公式 (4.13)}$$

其中, c 为覆盖和管理系数 (0.003), pr 是支持措施系数 (0.04) (Wischmeier and Smith, 1978)。

土壤侵蚀会造成营养元素的流失从而降低土壤肥力, 尤其是氮(N)、磷(P)、

钾 (K) 等元素。因此减少土壤侵蚀还可以保持土壤肥力 (ES_{sf}), 即营养元素的量 ($t N-P-K \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$):

$$ES_{sf} = \sum_{j=1}^3 ES_s \times C_j - F_i \times C_{fi} \times (1 - I_r) \quad \text{公式 (4.14)}$$

其中 C_j ($j=1, 2, 3$) 是表层土壤的 N-P-K 含量; F_i ($t \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 是年化肥使用量; C_{fi} ($j=1, 2, 3$) 是输入化肥中的 N-P-K 含量; I_r 是施入化肥通过径流的流失量 (30%PGVC 和 50%CVC, Lai and Huang, 2008)。

PGVC 的水分利用效率高于 CVC, 主要是因为温室内部高湿度降低水分蒸发量 (Fernández *et al.*, 2007)。PGVC 节约的水量 ($ES_w, m^3 \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 可以通过 PGVC 和 CVC 消耗的灌溉用水差异得到:

$$ES_w = W_o - W_g \quad \text{公式 (4.15)}$$

$$W_g = W_o \times I_w \times (I_o / I_g) \quad \text{公式 (4.16)}$$

其中, W_o ($m^3 \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 为 CVC 的灌溉耗水量; W_g ($m^3 \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 为 PGVC 的灌溉耗水量; I_w 是滴灌时 PGVC 比 CVC 的节水率 (50%, Fernández *et al.*, 2007); I_g 是 PGVC 滴灌和漫灌耗水量的转换因子 (60%, 毛学森和李登顺, 2000); I_o 是 CVC 滴灌和漫灌耗水量的转换因子 (65%, Maisiri *et al.*, 2005)。

当氮肥施用率超过蔬菜本身需求之后就容易造成大量离子 (特别是 NO_3^-) 在土壤中的积累。而 NO_3^- 的积累是造成土壤盐渍化和地下水污染的主要原因之一 (Li *et al.*, 2001)。本研究中土壤盐渍化由生长季结束时 0-20cm 土层中 NO_3^- 的残留量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 来表示

在中国, 蔬菜种植系统是重要的 N_2O 来源, 占农田所有 N_2O 排放的 20% (He *et al.*, 2009), 我们按照 He *et al.* (2009) 的方法来计算 PGVC 的 N_2O 排放量 ($G_{N_2O}, t \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。在计算温室效应时, N_2O 按照增温潜势被换算成 CO_2 当量:

$$G_{N_2O} = FN_j \times E_i \quad \text{公式 (4.17)}$$

其中, FN_j 是施用化肥的总氮量; E_i (%) 是每个区 N_2O 的释放因子。

基于以上 ES 和 EDS 生物物理量, 我们即可计算它们的经济价值。这里我们将其分为供给服务, 调节服务以及 EDS 三类进行计算。供给服务的经济价值 ($V_{pro}, \text{yuan} \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 为某气候区 ($i=1, 2, 3, 4, 5$.) 农民个人所得的蔬菜总年收益 ($V_i, \text{yuan} \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 减去其利用 PGVC 或 CVC 生产蔬菜过程中的物质成本和

劳力成本(C_i , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$):

$$V_{\text{pro}} = \sum_{i=1}^5 (V_i - C_i) \times A_i / A \quad \text{公式 (4.18)}$$

其中 A_i 是第 i 个气候区的 PGVC 或 CVC 面积, A 是中国 PGVC 或 CVC 总面积。

调节服务的年经济价值 (V_{reg} , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 主要指碳固持, 土壤保持, 土壤肥力保持和节水四项 ES 的经济价值。

$$V_{\text{reg}} = \sum_{i=1}^5 \text{ES}_{ni} \times \text{PC}_{ni} \times A_i / A \quad \text{公式 (4.19)}$$

其中 ES_{ni} ($n=1, 2, 3, 4$) 即为第 i 个区域第 n 种调节服务的生物物理量; PC_{ni} 是第 i 个区域第 n 种调节服务的价格 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。

负服务的年经济价值 (V_{EDS}) 主要是土壤盐渍化和 N_2O 排放两项 EDS 的经济价值。

$$V_{\text{EDS}} = \sum_{i=1}^2 \text{EDS}_{mi} \times \text{PC}_{mi} \times A_i / A \quad \text{公式 (4.20)}$$

其中 ES_{mi} ($m=1, 2$) 即为第 i 个区域第 m 种负服务的生物物理量; PC_{mi} 是第 i 个区域第 m 种负服务的价格 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。

PGVC 或 CVC 总净经济效益 (V_{ES} , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 的计算是单个 ES 和 EDS 的净经济价值:

$$V_{\text{ES}} = \sum V_{\text{pro}} + \sum V_{\text{reg}} - \sum V_{\text{EDS}} \quad \text{公式 (4.21)}$$

最后, 为了判断 PGVC 是否在中国是一个可以社会经济可行并值得长期发展的技术, 我们计算了从 CVC 转变为 PGVC 后成本收益增量比 (NBCR) 来确定总净收益与总成本的之比。我们计算了两类成本收益增量比: 对所有农户 (NBCR_f) 与对整个社会 (NBCR_s):

$$\text{NBCR}_f = (B_f - C) / C \quad \text{公式 (4.22)}$$

$$\text{NBCR}_s = (B_s - C) / C \quad \text{公式 (4.23)}$$

其中 B_f 指所有农民得到的总经济价值增量, 在数值上等于 PGVC 和 CVC 的 V_{pro} 之差; B_s 指整个社会得到的总生态系统服务价值增量, 在数值上等于 PGVC 和 CVC 的 V_{ES} 之差; C 即是 PGVC 和 CVC 总成本的差异。

4.3 塑料溫室農業的碳循環

4.3.1 碳輸入和淨生產力

從 CVC 轉變為 PGVC 在四個氣候區顯著增加 NPP ($P < 0.05$), 除中國南亞熱帶區之外 (圖 4.9a)。最大的 NPP 增加量出現在中溫帶區 ($4.88 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 其次是青藏高原區 ($4.44 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和暖溫帶區 ($4.14 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。在南亞熱帶區, 儘管無顯著增加, 但 PGVC 的 NPP 仍比 CVC 高出近 23%。然而, 在 five 氣候區, 轉變之後帶來的經濟產量均顯著增大 (圖 4.9b)。土地利用轉變帶

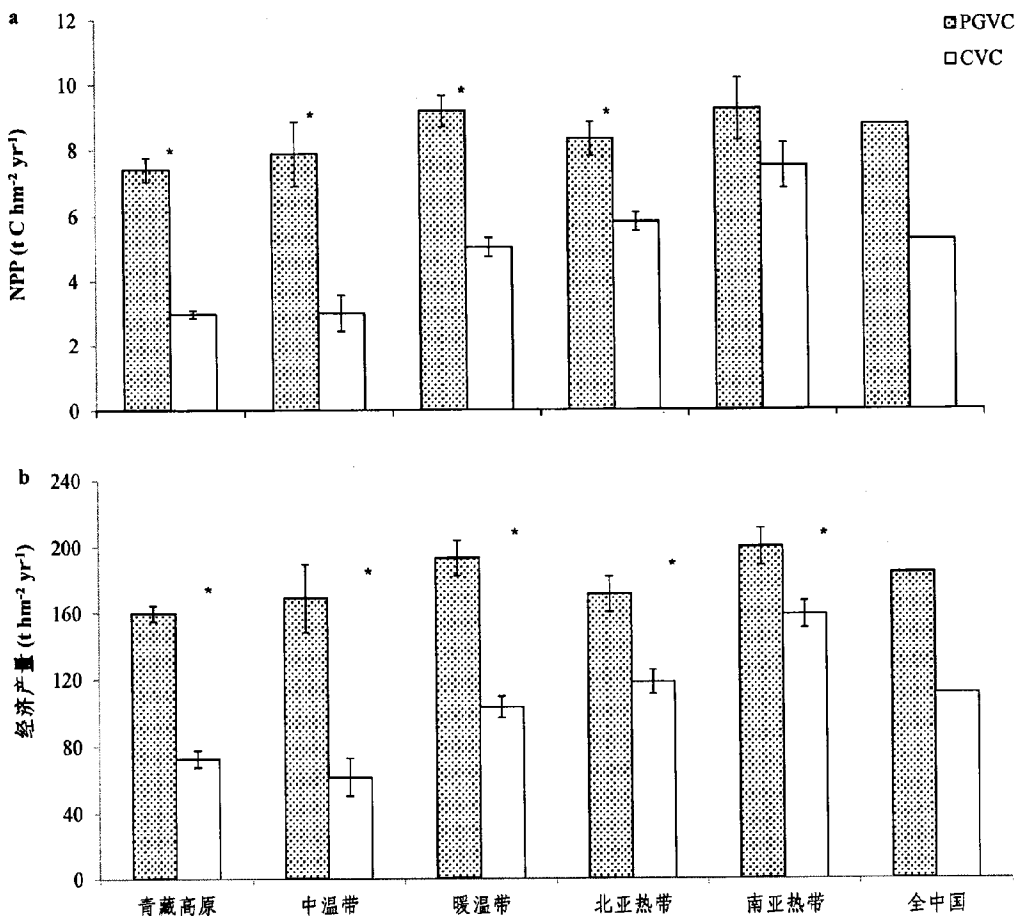


圖 4.9 中國五個氣候區塑料溫室蔬菜種植系統 (PGVC) 和傳統蔬菜種植系統 (CVC) 的 NPP (a) 和經濟產量 (鮮重, b)。“*”代表 $P < 0.05$

Figure 4.9 Net primary production (NPP) (a) and economic yield (fresh weight) (b) of PGVC and CVC systems for five climatic regions in China, “*” indicates $P < 0.05$

来的碳动态常常通过碳固定率和化石燃料排放量的变化而改变 (West and Marland 2002b; Bernacchi *et al.* 2005)。这在向集约化农业转变后碳动态变化的情形中更为明显因为作物的产量和外部输入都显著增加 (Burney *et al.*, 2010)。转变后五个区 NPP 的增加带来更多的年碳固定。同时，外源的有机肥碳输入也随着 CVC 转变为 PGVC 而显著增加 (增加 1.3-3.0 倍，图 4.10a)。和 NPP 一样，

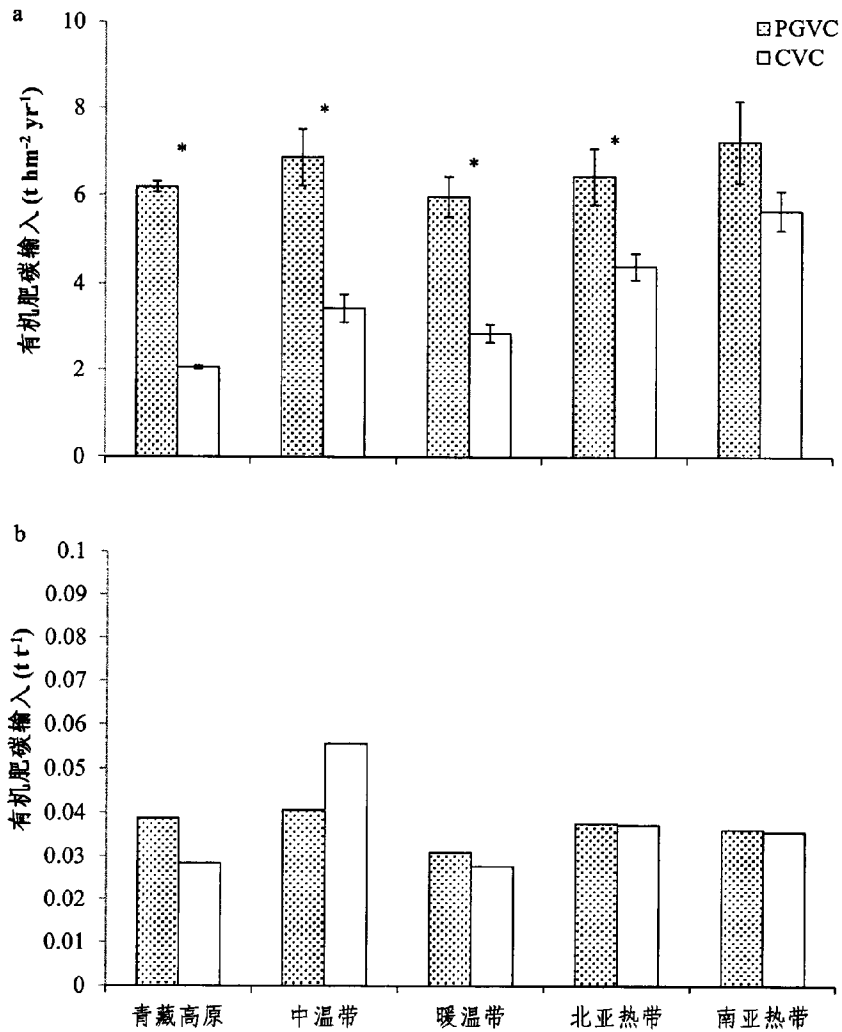


图 4.10 中国五个气候区中温室蔬菜种植系统和传统蔬菜种植系统的单位面积有机碳施入量 (a) 与单位蔬菜产量有机碳施入量 (b)。“*”代表 $P < 0.05$

Figure 4.10 Manure carbon input based on per unit area (a) and per unit vegetable product (b) of PGVC and CVC systems for five climatic regions in China. “*” indicates $P < 0.05$

除南亚热带区之外其余四个气候区的有机肥输入均有显著增加。因此，有机肥碳输入增加可能原因之一是从CVC转变为PGVC之后经济收益的增加从而使农民自愿施入更多的有机肥以获得高产（Chang *et al.*, 2011）。于是，如果基于单位蔬菜产量来计算有机肥的碳输入量，则PGVC和CVC系统之间的有机肥碳输入差距会减小，PGVC仅比CVC多约1.1-1.4倍（图4.10b）。甚至在中温带区，PGVC的单位蔬菜产量有机肥碳输入量小于CVC系统。

4.3.2 土壤碳

在中国由CVC转变为PGVC之后，0-20cm的土壤有机碳密度平均约增加50%（图4.11）。转变后，在中温带、暖温带和青藏高原区的土壤有机碳增加量显著高于南亚热带区（ $P<0.01$ ）。最大的土壤有机碳密度增量出现在暖温带区（~57%）而最小的出现在南亚热带区（~18%）。同时，在中温带区和暖温带区由转变带来的土壤有机碳密度年增量显著高于北亚热带区和南亚热带区（ $P<0.01$ ）。

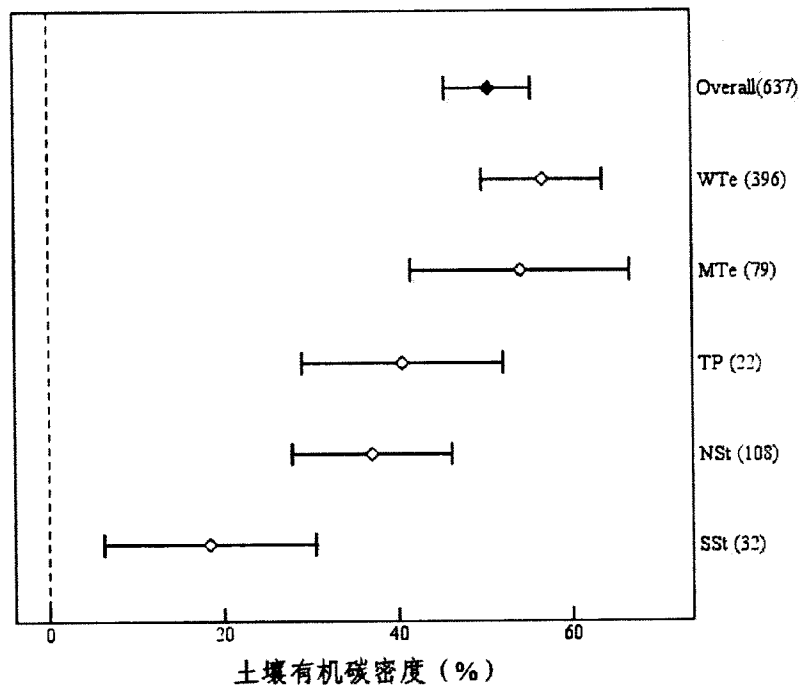


图 4.11 中国整体及五个气候区下从 CVC 转变为 PGVC 后土壤有机碳密度变化（误差线代表 95%置信区间）。 MTe, WTe, TP, NSt, SSt 分别代表中温带，暖温带，青藏高原，北亚热带和南亚热带

Figure 4.11 Soil organic carbon density change following the conversion from CVC to PGVC for the five regions and the overall change in China (95% confidence intervals). MTe, WTe, TP, NSt, SSt represents middle temperate, warm temperate, Tibet Plateau, north subtropical and south subtropical region, respectively

若将中国五个气候区的土壤有机碳密度分别按照 PGVC 和 CVC 系统来做，则可发现两个系统的土壤有机碳密度均随耕作年限的增加而发生显著的线性变化：PGVC 的土壤有机碳密度随耕作年限增加而线性增大，CVC 则是线性减少（图 4.12）。由于具有这样大尺度的线性规律变化，我们估算出由 CVC 转变为 PGVC 后五个气候区平均土壤固碳率为 $2.16 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。这比从传统农业转变为免耕操作后的土壤固碳率高约 6 倍（中国免耕固碳率： $0.16\text{-}0.39 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Lu *et al.* 2009；美国免耕固碳率： $0.34 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, West and Marland 2002b），比稻-麦的集约化农业系统高约 3.5 倍（ $0.62 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Benbi and Brar 2009）。这可能主要是由于 PGVC 的高有机肥施入量以及随之而来的 NPP 增加带来的根系分泌物增多造成的（Chang *et al.*, 2013）。通常说来，约有 5-17% 的有机肥碳输入会保留在土壤中作为土壤有机碳固定下来，而其余的则通过呼吸作用释放回大气（Johnson *et al.*, 2007）。基于这个假设，我们可以计算出有机肥碳输入的增量约占转变后土壤有机碳增加总量的 8%-27%（表 4.4）。因此，我们可以推测大部分（73%-92%）土壤有机碳增量是由 CVC 转变为 PGVC 后 NPP 的增加造成的。

然而，与其他农业管理措施类似（West and Marland 2002b; Lu *et al.*, 2009），从 CVC 转变为 PGVC 同样也会带来土壤有机碳水平的饱和，而不会完全按照图 4.10 的趋势随年份无限增大。在我们的研究中，发现转变为 PGVC 之后 ΔSOCD 的变化率会随着耕作年限的增加而逐年减少（图 4.13）。因此，基于 ΔSOCD 随耕作年限线性变化关系的假设可能会高估土壤的固碳速率，由于大部分 PGVC 在耕作 15 年后即废弃并移动到邻近土地上（Ju *et al.*, 2007）。另一方面，由于本研究的仅考虑到 20cm 的耕作层，因此有可能低估土壤的固碳潜力。于是，我们

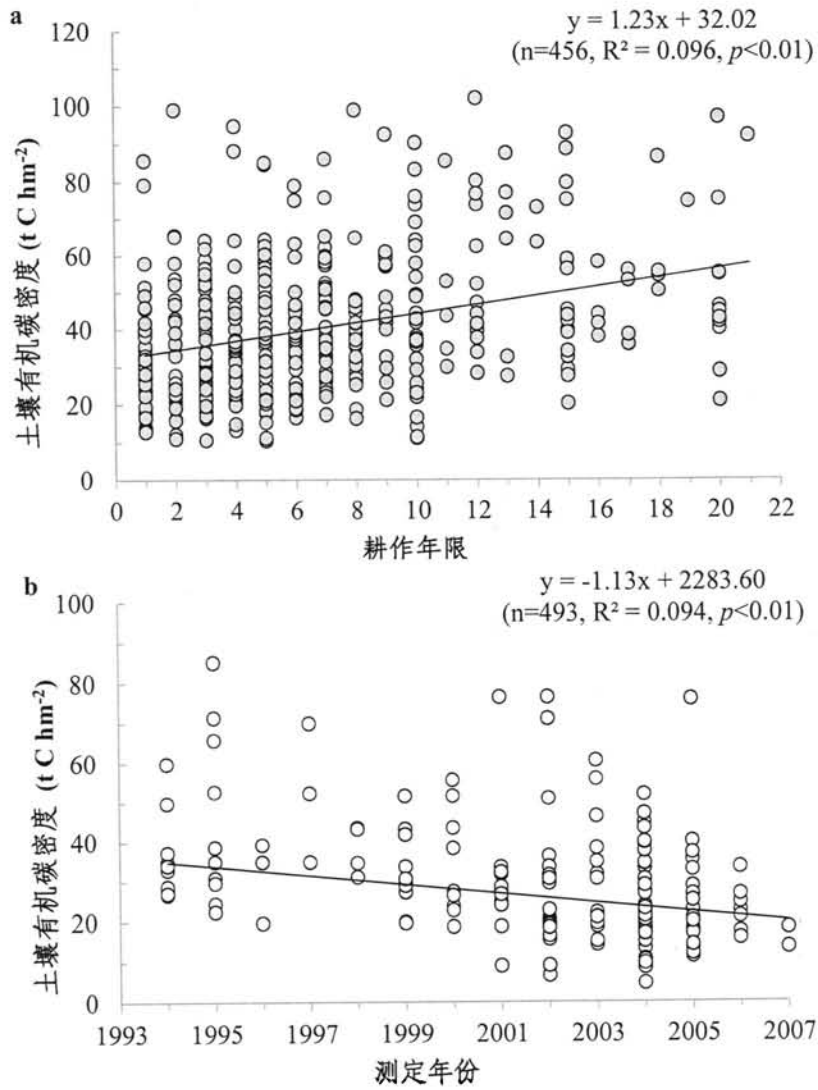


图 4.12 中国 PGVC (a) 和 CVC (b) 系统的土壤有机碳密度分别与耕作和测定年限的关系

Figure 4.12 Relationship between (a) soil organic carbon density and cultivation years for PGVC and (b) soil organic carbon density and measured year for CVC

表 4.4 中国五个气候区从 CVC 转变为 PGVC 有机肥碳输入增量和土壤有机碳增量($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。5%和 17%分别代表所施有机碳中存留于土壤的部分上下限值 (Johnson *et al.*, 2007)

Table 4.4. Increment of organic fertilizer carbon and soil organic carbon for five climatic regions following the conversion from PGVC to CVC in China ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). 5% and 17% represents the lower and upper limit of carbon retained as soil organic carbon in applied fertilizer (Johnson *et al.*, 2007)

区域	有机肥碳增量		土壤有机碳增量	有机肥增量占土壤有机碳增量百分比	
	5%	17%		5%	17%
中温带区	0.17	0.58	1.61	0.11	0.36
暖温带区	0.16	0.53	3.34	0.05	0.16
青藏高原区	0.21	0.70	2.68	0.08	0.26
北亚热带区	0.10	0.35	1.43	0.07	0.24
南亚热带区	0.08	0.27	0.81	0.10	0.33
平均	-	-	-	0.08	0.27

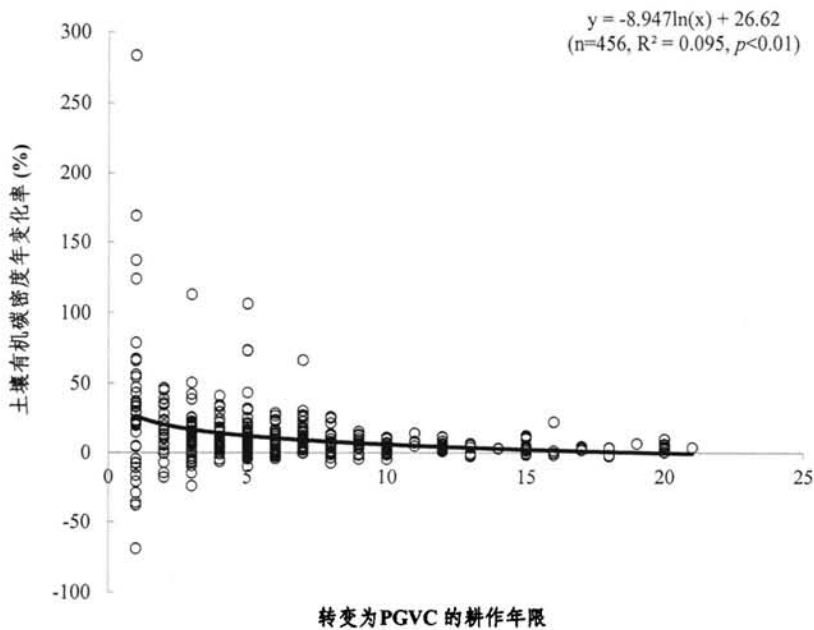


图 4.13 CVC 转变为 PGVC 后土壤碳密度年增量 (%) 和耕作年限的关系

Figure 4.13 The relationship between annual changes in soil organic carbon density (%) and cultivation duration (year) following the conversion from CVC to PGVC

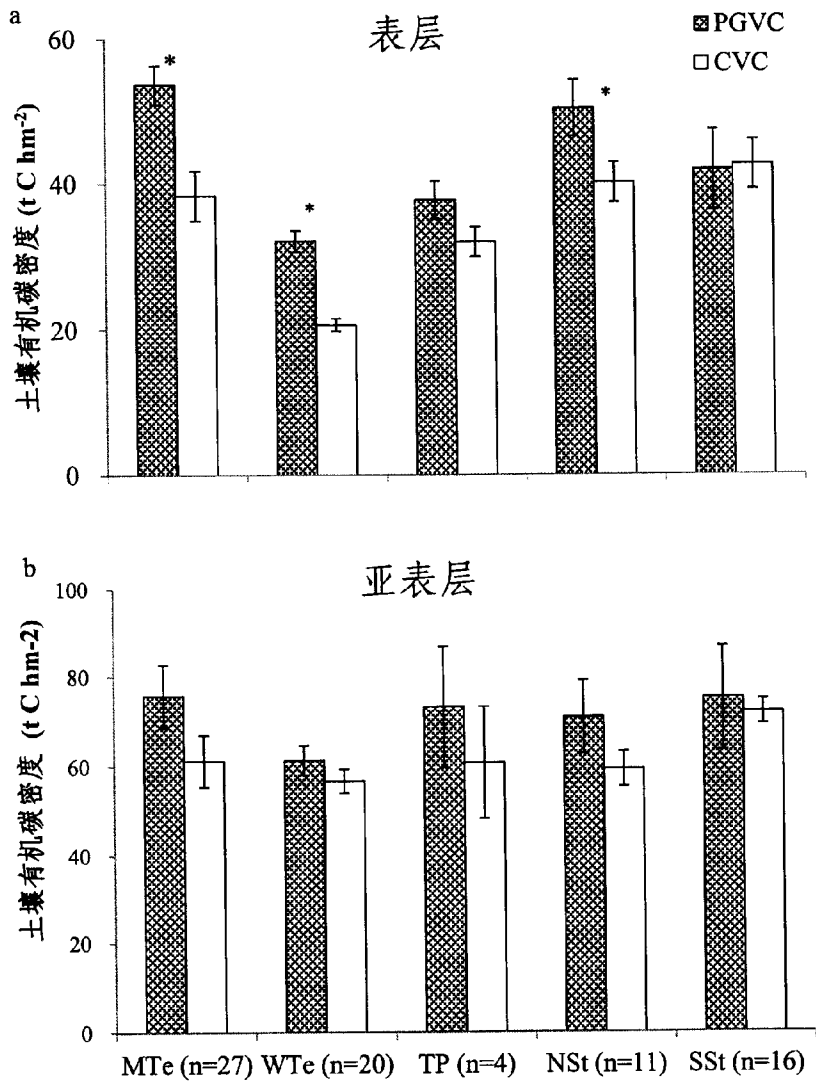


图 4.14 中国五个气候区 PGVC 和 CVC 的表层(0-20 cm)和亚层(20-100 cm)土壤有机碳密度 (mean ± S.E.). 括号中数字为取样点。MTe, WTe, TP, NSt, SSt 分别代表中温带区, 暖温带区, 青藏高原区, 北亚热带区和南亚热带区. *表示 PGVC 和 CVC 在 0.05 水平上显著

Figure 4.14 The soil organic carbon density of surface (0-20 cm) and subsurface layer (20-100 cm) in PGVC and CVC systems (mean ± S.E.). Numbers of samples are shown in the parenthesis.

MTe: middle temperate region; WTe: warm temperate region; TP: Tibet Plateau region; NSt: north

subtropical region; SSt: south subtropical region. * indicate significant difference between PGVC and CVC systems at $P < 0.05$

利用研究中有限的可用数据对五个气候区下 20 到 100cm 的土壤有机碳密度进行计算。结果表明从 CVC 转变为 PGVC 后, 表层 (0-20cm) 受耕作直接影响的土壤有机碳密度在三个气候区里均有显著增加, 而亚表层 (20-100cm) 的土壤有机碳密度在任何一个区均没有显著差异 (图 4.14)。这可能是由于表层土壤的有机碳含量比亚表层土壤更容易受到耕作管理措施的影响 (Thomson *et al.*, 2006)。目前由于缺乏数据, 我们仍然还不能精确地估计转变后亚表层土壤有机碳密度的年变化率。未来需要进行长期和大尺度的野外观测实验来估算全土壤剖面 (0-100cm) 达到其有限的碳固持饱和水平的时间。

4.3.3 农业生产过程碳排放

PGVC 的单位面积化石燃料碳排放 ($2.0 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 是 CVC ($0.53 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 的 3.8 倍。在中温带、暖温带和青藏高原区, PGVC 比 CVC 分别多释放 3.8、6.6 和 16.4 倍的化石燃料碳排放, 而在北亚热带和南亚热带区仅多释放 2.1 和 1.1 倍 (表 4.5)。这表明在较冷的地区 PGVC 和 CVC 生产过程化石燃料碳排放的差距较大。然而, 由于 PGVC 的产量较高, 若计算单位蔬菜产量的化石燃料碳排放, 则 PGVC 的生产过程平均碳排放 ($10.81 \text{ kg C t}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 仅为 CVC 的两倍 ($5.10 \text{ kg C t}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 左右。其中, 在中温带、暖温带和青藏高原带区相应分别为 1.4、3.5 和 7.4 倍, 均比基于单位土地面积的碳排放差异减小近一倍。而在南亚热带区, PGVC 生产过程的化石燃料碳排放甚至比 CVC 少 (表 4.5), 仅是其 ~84%。

在化石燃料总碳排放中, 建筑材料 (如钢材和塑料薄膜) 生产所带来的碳排

表 4.5 中国五个气候区 CVC 和 PGVC 农业生产过程化石燃料碳排放 ($\text{kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

Table 4.5 Fossil fuel carbon emissions from agriculture production in plastic greenhouse vegetable cultivation (PGVC) and conventional vegetable cultivation (CVC) ecosystems ($\text{kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

农业生产过程	中温带	青藏高原	暖温带	北亚热带	南亚热带
原料制造					

塑料薄膜	PGVC	322.40	207.21	328.23	201.93	42.75
	CVC	37.12	24.29	32.83	24.30	33.00
钢材	PGVC	1364.12	1364.11	1364.13	0	0
	CVC	0	0	0	0	0
<i>蔬菜种植管理</i>						
化肥	PGVC	29.1	47.12	49.60	37.60	31.17
	CVC	27.75	17.53	28.87	34.38	39.15
杀虫剂	PGVC	708.00	269.86	734.90	813.71	1170.35
	CVC	587.16	75.77	324.18	455.98	1048.77
机械	PGVC	0.09	0.08	0.10	0.01	0.01
	CVC	0.02	0.03	0.04	0.01	0.01
劳动力	PGVC	0.03	0.04	0.03	0.02	0.02
	CVC	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02
<i>废弃塑料薄膜处理</i>						
	PGVC	89.56	57.56	91.16	56.09	20.78
	CVC	6.18	4.05	5.47	4.05	5.50
<i>运输</i>						
	PGVC	27.72	26.09	27.95	3.47	2.33
	CVC	1.22	0.46	0.90	0.98	1.75
<i>单位面积总碳排放</i>						
	PGVC	2541.02	1972.07	2596.10	1112.83	1267.41
	CVC	659.46	122.14	392.31	519.72	1128.20
<i>单位产品总碳排放 ($\text{kg C t}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)</i>						
	PGVC	15.07	12.36	13.45	6.52	6.35
	CVC	10.70	1.68	3.80	4.41	7.52

放扮演着重要的角色(表 4.5)。PGVC 和 CVC 在这一项上的区域差异较大($9.75 - 1,659.53 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 从亚热带区到中温带区占总碳排放差异的 7%-88% 不等。然而, 蔬菜种植管理过程中的 PGVC 和 CVC 碳排放差异则相对较小($113.60-431.52 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。

作为一个集约化的农业系统, PGVC 的平均化石燃料碳排放 ($2,000 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 是传统农业 ($182 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和免耕谷物系统 ($148 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 的 10 倍之多 (West and Marland, 2002b)。但是, PGVC 全生产过程的化石燃料碳排放却仅不到玻璃温室化石碳排放的一半 ($5,372 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Kowata *et al.*, 2008)。主要有两个原因: (1) PGVC 的建造材料生产的能耗较小; (2) PGVC 几乎不用冬季的额外加温, 而这一项占玻璃温室化石燃料碳排放的 90% 以上 (Kowata *et al.*, 2008)。和玻璃温室种植相比较低的能耗可以体现出 PGVC 作为一种低技术农业耕作措施的环境优势。在中国, 当室外温度低至 -20°C 到 -10°C 时 PGVC 仍可种植蔬菜 (维持 10°C 左右) 并不需额外加温 (Costa and Heuvelink, 2004; Jiang *et al.*, 2004)。这样的区域可达 47°N 。而在 47°N 到 50°N 的地区则需要额外的煤炭加温, 因此会增加成本而难以大规模扩张 (Costa *et al.*, 2003)。而玻璃温室没有砖土墙和覆盖物保持温度需要加温, 因此它们更多地被发达国家使用来种植附加值高的蔬菜或花卉。

4.3.4 生命周期净碳流

若将化石燃料考虑在内, 所有五个气候区从 CVC 转变为 PGVC 后的 NCF 均表现为净碳吸收 (图 4.15d)。从 CVC 转变为 PGVC 后 ΔSOC 和 ΔNPP 较高的区域均为年积温较低的地区 ($2000\text{--}3000^\circ\text{C}$) 如中温带区和暖温带区。然而, 这些区域的生产过程碳排放转变后也有很大的增加。在具有高碳吸收和排放的情况下, 最高的碳减排仍是中温带区 ($2.91 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 其次是暖温带 ($1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和北亚热带区 ($1.32 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 最低的是青藏高原区 ($0.08 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。总的来说, 五个不同气候区的转变平均带来 $1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 的碳减排。

对两个重要的 PGVC 气候区 (暖温带区和北亚热带区) 而言, 本研究转变后带来的净碳减排量 ($1.43 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 比之前的研究结果 ($0.83 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Wang *et al.*, 2011) 高 70% 左右。这可能是因为本研究增加了这两个区域的取样点从而覆盖了更大的范围, 数据量占全中国 PGVC 样点的 $\sim 75\%$ 。我们在这两个区域的西部地区增加 32 个蔬菜样点和 203 个土壤样点, 从而之前的 NPP 和土壤有机碳固持量分别增加 24% 和 73%。在包含其他三个气候区之后, 净碳减排略有增加。总量来看, 当前 20% 的蔬菜地转变为 PGVC 已减排 4.85 Tg C , 也高于之

前的研究结果 (2.69 Tg C, Wang *et al.*, 2011)。

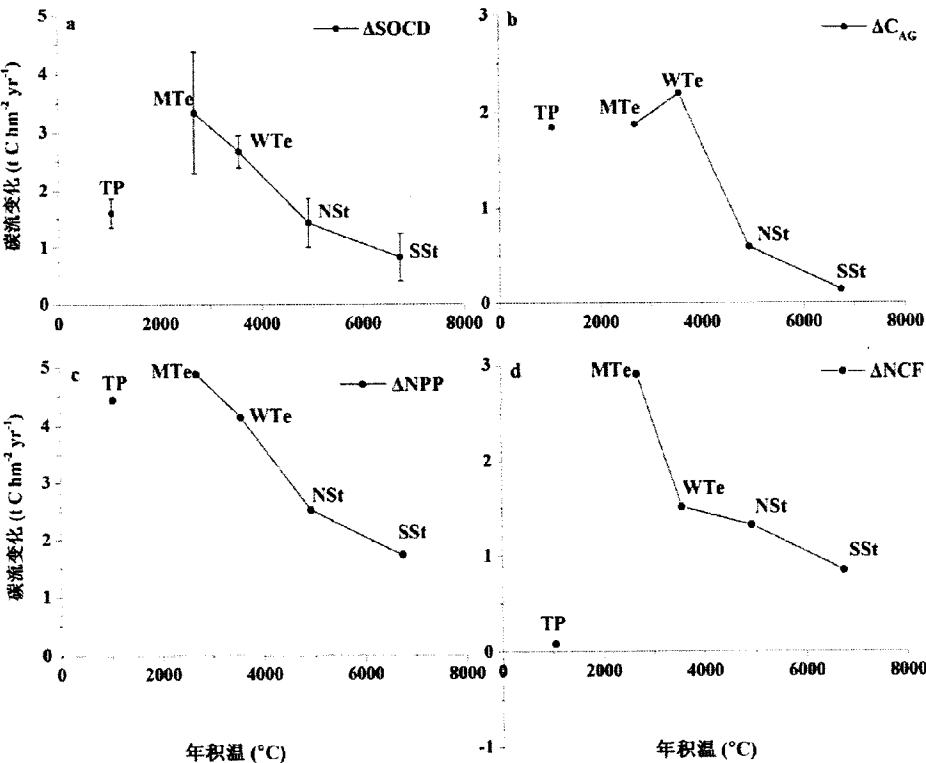


图 4.15 中国五个气候区下 CVC 转变为 PGVC 的相对碳流年变化: (a) 土壤有机碳密度 ($\Delta SOCD$), (b) 生产过程化石燃料燃烧碳排放 (ΔC_{AG}), (c) 净初级生产力 (ΔNPP), (d) 净碳流 (ΔNCF). 误差线代表土壤有机碳密度变化的标准误

Figure 4.15 Relative carbon flux change for (a) soil organic carbon density ($\Delta SOCD$), (b) fossil fuel carbon emissions (ΔC_{AG}), (c) Net Primary Production (ΔNPP), (d) Net Carbon Flux (ΔNCF) after converting CVC to PGVC for five climatic regions in China; Error bars represent the standard deviations of soil organic carbon density change after conversion

当然，本研究结果也具有不确定性。政府公布的农业统计数据的偏差会造成碳流计算中的系统误差 (Ciais *et al.*, 2007)，这种统计数据的误差常常地域 5% 因为它们在进行统计分析过程中常常采用的是相同的体系 (MAC 2006; SDPC 2006)。此外，我们在本研究中将中国 PGVC 的数据基于之前的研究 (张亚红和陈青云, 2006) 划分到五个气候区中。各个气候区之间的气候条件，土壤理化性状，有机

肥种类的施用（猪粪、鸡粪等）以及蔬菜品种的差异也较大，这又会带来更多的不确定性。最后，本研究未考虑地中海地区这个主要的 PGVC 气候区，这会限制我们的结果推广到全球尺度（Tüzel and Leonardi 2009），未来的研究应该关注该区域 PGVC 的扩张对区域碳平衡的贡献。

4.4 温室农业碳循环的影响因素分析

作为人类主导的系统，PGVC 的碳循环不仅受到自然因素（如积温）的影响，

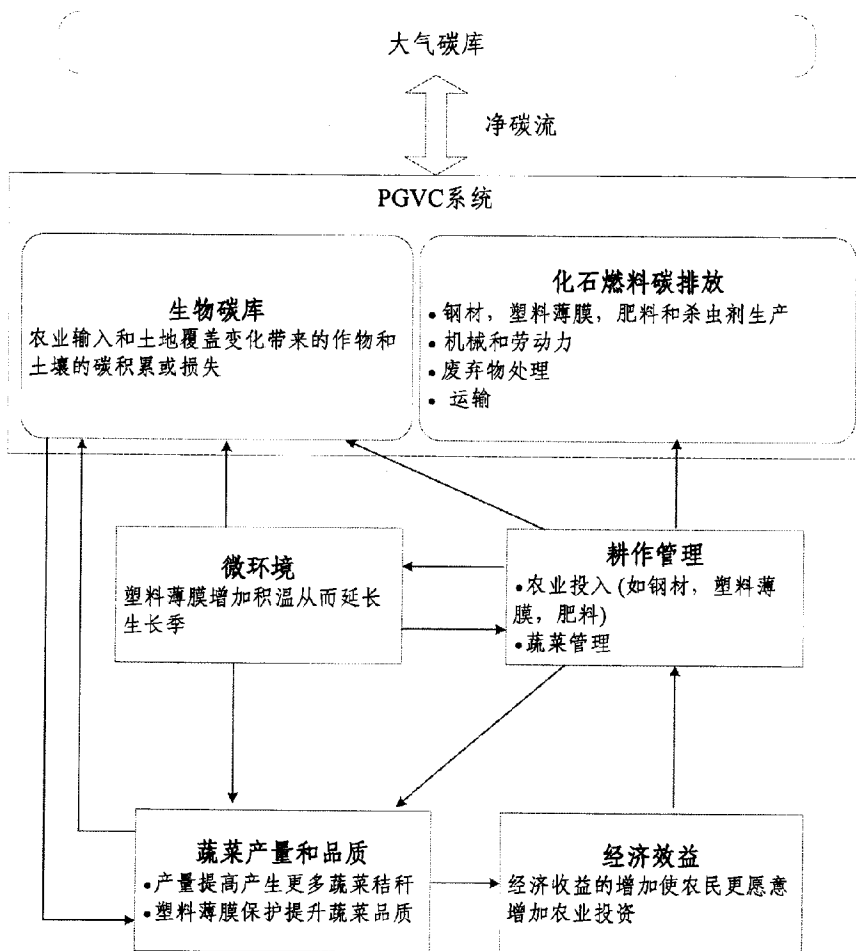


图 4.16 PGVC 系统碳平衡的影响因子示意

Figure 4.16 The carbon balance of PGVC systems and schematic of factors that affect net carbon ecosystem balance for the PGVC system

更受到社会经济因素（如收入和管理措施）的影响（图 4.16）。本研究分自然因素和社会经济因素两方面来探讨从 CVC 转变为 PGVC 后不同区域净碳减排差异的影响因子及其背后的机理。

4.4.1 自然因素

自然因素如温度通常直接影响 PGVC 的碳固定和固持（Wang *et al.*, 2011）。PGVC 通过提高积温来延长温室内部蔬菜的生长季，进一步极大地促进了转变后的 NPP 提高并带来更大的净碳汇（Jeong *et al.*, 2011）。PGVC 能在较冷地区比温暖地区提供更长的生长季，因此 ΔNPP 在较冷地区也显著高于温暖地区（图 4.15c）。在 PGVC 中，约 42% 的 NPP（平均 $3.7 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）是被人类消费的蔬菜产品（图 4.17，箭头 1）。这些被消费的产品中，约 10% 的通过人类排泄物（箭头 2）以固体或液体有机肥的形式（箭头 3）被间接还田（Wang *et al.*, 2011）。此外，几乎所有的蔬菜秸秆（ $5.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）都直接被归还到 PGVC 的土壤中（箭头 4）。这些被循环的碳（ $5.5 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）占所有有机肥碳输入（ $6.4 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）的约 ~86%。另外有 14% 的碳来自其他系统，和目前大多数研究一样（Benbi and Brar, 2009; Ceschia *et al.*, 2010），本研究把这部分碳来源也算在土壤碳固持当中。

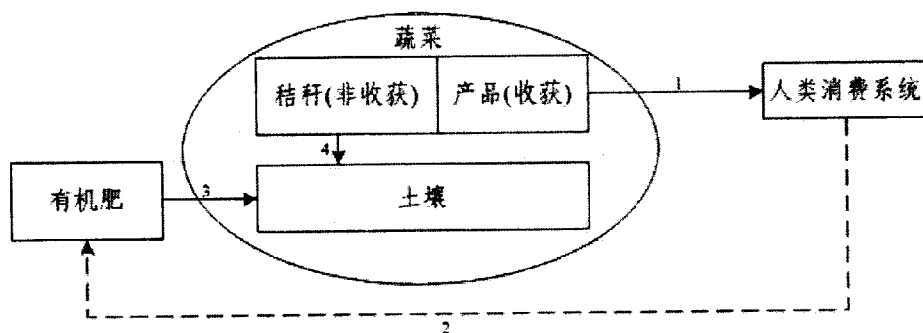


图 4.17 PGVC 的碳循环。实箭头（1、3、4）代表直接碳流，虚箭头（2）代表间接碳流

Figure 4.17 Carbon cycle of PGVC systems. Solid arrows (1,3,4) represents direct carbon flux and dotted arrow (2) represents indirect carbon flux

从 CVC 转变为 PGVC 后，由于温度的升高会造成更高的土壤异氧呼吸，特别是在寒冷地区。这意味着在寒冷地区转变为 PGVC 比在温暖地区会损失更多

的土壤碳。然而, ΔSOC 的增加量却从温暖地区到寒冷地区逐渐增大(图 4.15a), 这可能是由于寒冷地区从 CVC 转为 PGVC 后有更多的碳通过根系分泌和有机肥输入 (Benbi and Brar, 2009; Qiu *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2011)。此外, 温度能通过社会经济因素间接影响转变过程中的碳平衡。

4.4.2 社会经济因素

社会经济因素主要通过影响人为的有机肥输入和农业生产过程化石燃料碳排放来影响转变后的碳平衡。例如, PGVC 在寒冷地区常常比温暖地区有更大的有机肥碳输入增量(表 4.4)进而带来更高的 NPP 和土壤碳固持, 这可能是由于其寒冷地区经济价值增量也较高(图 4.9b)。从 CVC 转为 PGVC 后建筑材料生产的化石燃料碳排放增高, 同时由于 PGVC 的建筑材料使用量根据当地的气候条件不同而会在区域之间存在差异, 这点不同于玻璃温室的在各地所消耗的建材都类似的特点 (Kowata *et al.*, 2008)。在较为寒冷的地区, 为了保持内部温度的稳定, PGVC 需要额外的钢架来支持较重的覆盖物, 因此从 CVC 转变为 PGVC 会产生较大的 ΔC_{AG} (图 4.15b, $1,364 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。而在温暖地区由于其支持结构是竹木而几乎不产生额外的生产过程碳排放, 因此从 CVC 转变为 PGVC 后的 ΔC_{AG} 比寒冷地区小。

此外, 转变为 PGVC 也在蔬菜种植管理过程中会产生更高的化石燃料碳排放。在不同的气候区下农业管理措施也会具有较大差异从而产生不同的碳排放 (Ceschia *et al.*, 2010)。蔬菜种植管理过程中单位面积的化石碳排放在 PGVC 或 CVC 中均是由寒冷地区到温暖地区逐渐增大(表 4.5), 这可能是由于在温暖地区的更长的生长季需要更多的额外农业投入。然而, 从 CVC 转变为 PGVC 的化石碳排放增量则在不同气候区有极大差异 (114 到 $431 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 并且和气候因子无规律性变化。这种碳排放差异的无规律性反映各气候区下管理措施的差异, 也说明不同气候区下 PGVC 的种植管理策略均需要改进以减少化石燃料碳排放。由以上分析可看出影响 CVC 转变为 PGVC 化石燃料碳排放的人源因素背后也有着自然气候因素的间接作用。

总之, 以上讨论的自然和社会经济因素相互作用共同决定着五个不同气候区下 CVC 转变为 PGVC 之后的净碳减排量。本研究证明在寒冷地区向 PGVC 的转

变比温暖地区能带来更多的净碳排放。然而，青藏高原区却是一个例外，它虽有最低的年积温但净碳减排量也最小，这可能是由于 NPP 和 SOCD 的增加量无法抵消转变带来的化石燃料碳排放和有机肥碳输入的增加量。但是，该区 NPP 和有机肥碳输入量与中温带和暖温带区均相当。于是其转变后较低的土壤有机碳密度增加量可能由于造成该区土壤碳损失的呼吸作用对加温效应更加敏感 (Yang *et al.*, 2008)。这个不确定性需要未来更多的研究来解决。

4.5 塑料温室农业扩张的生态-社会-经济贡献

4.5.1 温室农业扩张对碳循环贡献

良好农业措施的扩张有助于为区域碳固持提供有前景的途径。在中国, PGVC 的面积仅为总蔬菜耕作面积的 20% (Costa and Heuvelink, 2004; Hickman, 2011)。我们建立了两个线性情景假设来估计总的净碳减排: 当前中国 50% 和 100% 的 CVC 面积转变为 PGVC。每个区的净碳减排以下式来计算:

$$\text{总碳减排潜力} = \sum_{i=1}^5 \Delta \text{NCF}_i \times S_i \quad \text{公式 (4.11)}$$

其中 ΔNCF_i ($i=1,2,3,\dots,5$) 是第 i 个区域的单位面积碳减排量 ($\text{Tg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$); S_i 是第 i 个区域 50% 或 100% 的可利用 CVC 面积 (hm^2)。

由于我们的研究结果正好是所有 5 个区的转变都会带来净碳减排 (即正的 ΔNCF), 因此当前中国 CVC 面积 50% 的转变可以带来额外 9.7 Tg C yr^{-1} 的净碳减排 (图 4.18)。在中温带、暖温带和北亚热带区的净碳减排潜力均可比, 分别为 2.1 、 4.6 和 2.5 Tg C yr^{-1} , 远高于其他两个区域。其中暖温带区有着最多的可利用 CVC 面积, 其转变后的单位面积碳减排强度增量也仅次于青藏高原区, 未来应该首先考虑在该区发展塑料温室蔬菜种植。若假设当前 100% 的 CVC 转变为 PGVC, 则额外减排量可高达 $19.5 \text{ Tg C yr}^{-1}$ 。减少净碳排放量在减少大气 CO_2 浓度方面相当于增加碳汇 (Brown *et al.*, 2002)。因此, 100% 向 PGVC 的转变相当于贡献中国现有农田总碳固定 ($39.4 \text{ Tg C yr}^{-1}$) 的 49% 或森林碳汇 (79 Tg C yr^{-1}) 的 25% (Piao *et al.*, 2009)。

在青藏高原区向 PGVC 的转变对区域碳的贡献几乎可以忽略 (图 4.18), 因此该区域 PGVC 的扩张从生态学碳减排的角度来讲是无关轻重的。但是考虑到该区域 PGVC 较高的经济回报以及在漫长的寒冷季节中对反季节新鲜蔬菜的极

大需求，在该区域扩张 PGVC 仍有其社会经济意义。因此，在这个特殊区域进行技术改进以增加NPP和土壤碳密度或减少其生产过程化石燃料排放仍有必要。

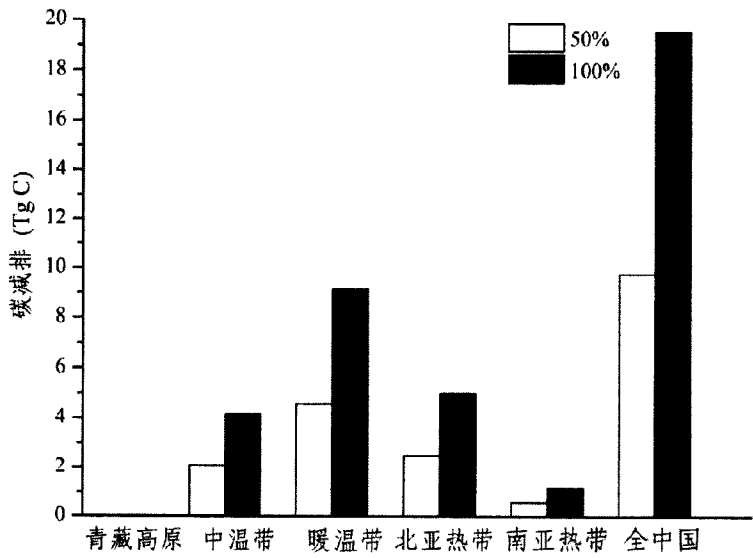


图 4.18 中国五个气候区及全中国塑料温室蔬菜种植系统扩张后碳减排潜力。白色柱和黑色柱分别代表 50%和 100%的现有传统蔬菜种植面积转变为塑料温室蔬菜种植

Figure 4.18 PGVC expansion scenarios for carbon emission reduction potential of vegetable cultivation under five climatic regions and entire mainland China. White and black area represents converting 50% and 100% current CVC area to PGVC in China, respectively

4.5.3 塑料温室农业生态系统服务

PGVC 通过延长生长季和强化耕作措施而提高产量 (Enoch and Enoch, 1999; Costa and Heuvelink, 2004)。中国 2008 年 PGVC 蔬菜的单季产量是 CVC 的 2.1 倍，年产量是 CVC 的 2.3 倍，中国 PGVC 以 20%的耕地面积生产 37%的蔬菜(表 4.6)。在中国的五个气候区，从 CVC 转变 PGVC 均强化其供给服务，蔬菜产量从南亚热带区到中温带区逐渐增高 (41-107 t hm⁻² yr⁻¹，表 4.7)。在中国北方地区 (中温带、暖温带和青藏高原区) PGVC 的经济产量平均比 CVC 高出 127%，特别是在中温带区，其经济产量可高出 173%，而南方地区仅高出 35% (图 4.9b)。从 CVC 转变为 PGVC 的经济产量增量也是北方区高于南方区，产量增量最高的

表 4.6 中国 2008 年 PGVC 和 CVC 蔬菜产量，面积，复种指数，单季产量和年产量。复种指数是由播种面积除以耕地面积得到

Table 4.6. Vegetable production, area, MCI, yield per season and yield per year for plastic greenhouse and conventional vegetable cultivation in China (2008). Multi-Cropping Index (MCI) are calculated as the result of sowing area divided by area

项目	总值	CVC	PGVC	PGVC 占全部百分比 (%)
产量 (t)	672,466,884	425,466,884	247,000,000 ^a	36.84 ^a
播种面积 (hm ²)	20,202,273	15,757,773	4,444,500 ^a	22 ^a
耕地面积 (hm ²)	16,735,000	13,388,000	3,347,000 ^a	20 ^b
复种指数	na	1.18	1.33	na
单季产量 (t hm ⁻²)	na	27.00	55.57	na
年产量 (t hm ⁻²)	na	31.78	73.80	na

注: a. 张真和 (2010) ; b. 高翔和李骅 (2007)

中温带区是产量增量最低的南亚热带区的 2.6 倍。同样，PGVC 在北方区的净收入增量也比南方区高，但净收入增量最高区却是青藏高原区，其净增量可达最低的南亚热带区的 1462 倍。这可能是由于青藏高原区平均温度比中温带区更低，其反季节蔬菜更加短缺造成了 PGVC 蔬菜市场价格更高。而在南方区，传统露天的蔬菜种植即可供给充足的蔬菜从而使得 PGVC 的优势不明显。总的说来 PGVC 在北方地区的经济意义高于南方地区。

表 4.7 中国五个气候区 CVC 转变 PGVC 后的生态系统服务与负服务的生物物理量和经济价值(yuan hm⁻² yr⁻¹)的变化。正值表示增加，负值表示减少

Table 4.7. Biophysical and economic value change of ecosystem services and dis-services following the conversion from CVC to PGVC under five climatic regions in China

气候区		ES _p	ES _c	ES _s	ES _{sf}	ES _w	EDS _s	ED _{sn}
青藏高原区	生物物理量	86.88	0.29	12.62	0.83	2.34	0.05	NA

	经济价值	58465	10	2174	2587	162	28	NA
中温带区	生物物理量	106.96	10.67	17.89	-0.11	2.97	0.03	NA
	经济价值	26323	365	3082	-306	225	17	NA
暖温带区	生物物理量	89.76	5.61	19.07	0.42	1.78	0.15	0.0004
	经济价值	26580	192	3285	1224	295	85	0.25
北亚热带区	生物物理量	52.84	4.84	18.42	0.005	2.31	0.26	0.0009
	经济价值	5598	166	3173	15	100	147	0.57
南亚热带区	生物物理量	41.18	4.33	18.05	0.03	3.70	1.73	0.003
	经济价值	40	148	3110	92	268	977	1.89

注: ES_p -蔬菜产量($t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ES_c - CO_2 固定($\Delta\text{NCF}, t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ES_s -土壤保持($t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ES_{sf} -土壤肥力保持($t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ES_w -节水($10^3\text{ m}^3\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ED_{ss} - NO_3^- 积累($t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$); ED_{sn} - N_2O 排放($t\text{ hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$).

中国是全球主要的蔬菜生产国, 其产量占世界总量的~50% (FAO, 2008)。同时, 中国也是世界最大的蔬菜出口国 (760 万吨, 2005 年), 占世界蔬菜总出口量的 14% (FAO, 2005), 然而该出口量仅占中国当年蔬菜总产量的~2%。该出口水平再加上当前中国 PGVC 快速扩张的趋势意味着中国可以为世界食物供给安全提供巨大的潜在贡献。

PGVC 平均比 CVC 多保持 $18.5\text{ t hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ 的土壤以及 $0.21\text{ t NPK hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ 的土壤营养元素, 分别比 CVC 高 32% 和 36%。仅在中温带区 CVC 的土壤肥力保持高于 PGVC。已有研究表明若土壤表明覆盖率超过 70%, 其水蚀和风蚀速率可分别降至小于 2% 和 1% (Deumlich *et al.*, 2006)。PGVC 的塑料薄膜覆盖超过 80% 的农地表面积, 因此能抵挡土壤侵蚀 (Chang *et al.*, 2011)。此外, 中国北方农田每年有 60 亿吨表层土壤通过风蚀损失, 并成为当前北京及其周边地区春季沙尘暴的主要来源 (Chen and Cai, 2003)。而 PGVC 的搭棚覆盖时间基本上和北方沙尘暴盛行时间重叠 (Chang *et al.*, 2013), 因此可以减缓沙尘暴的影响。减缓沙尘暴不仅使北京和中国其他地区城市受益, 而且也能使朝鲜半岛、日本甚至北美受益, 因为携带着污染物的中国沙尘暴常常通过季风会被带到世界其他国家 (Liu

and Diamond 2005)。和大多数农业上推荐的管理措施(如覆盖农业和免耕农业)一样,土壤保持还可间接促进土壤碳固持(Lal, 2004)。

PGVC 和 CVC 相比显示出较高的节水潜力,平均可多节约 $2286 \text{ m}^3 \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。到目前为止,农业“绿色革命”带来的产量增加同时也增加了对灌溉水的需求量(Evenson and Gollin, 2003)。然而,由于塑料温室是一个半封闭系统,可以减少作物蒸发蒸腾量,和 CVC 相比可减少约 50% 的耗水量(Fernández *et al.*, 2007)。同时,薄膜覆盖还可以使蒸发蒸腾出的水封凝结并可能进行回收利用,从而进一步减少耗水量(Sonneveld and Voogt, 2009)。该耗水量减少的途径还可以配合一个新技术来扩大当前成效,即将落在塑料薄膜上的雨水收集起来用作灌溉而不是让其白白流失(张文君, 2008)。因此,PGVC 比 CVC 在非农业用水对有限可利用水资源竞争大的区域有着巨大的优势。在中国,暖温带区的干旱区面积最大,其节水量也最多(表 4.7),PGVC 可以在这些干旱的地区扩张并为当地食物生产做出贡献。

此外,PGVC 的塑料薄膜覆盖阻隔空气中有害物质(如酸雨)沉降到蔬菜表面,可以避免如 CVC 中的蔬菜一样被污染并可能对人类健康产生的危害(Guerra *et al.* 2012),使蔬菜食品更加安全。PGVC 的扩张将大量的绿色景观改造成为由白色塑料结构主导的景观,减少了这些区域的景观美学。然而,温室内部多样化的蔬菜和水果亦可吸引旅游消费者进行观光和采摘,可带动当地生态旅游的发展,这也为当地城市居民提供一个休闲娱乐的途径并同时为农民带来额外的经济收入和社会声誉。例如,在 2005 年,寿光市三元朱村有 82 万人次进行旅游观光,其消费者的采摘活动为当地农民带来 500 多万元的额外收入(方新启, 2006)。

和所有集约化种植系统一样,PGVC 也会产生较大的环境影响(EDS)。PGVC 比 CVC 释放更多的生产过程化石燃料消耗的 CO_2 , 以及菜地本身释放的 N_2O 。在中国 PGVC 约比 CVC 平均多释放 $0.27 \text{ t CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 的 N_2O ,这主要是由于较高的施肥率以及温室内部较高的温度加速氮的矿化、硝化和反硝化过程(He *et al.*, 2009)。然而,若将每年的平均净碳减排量($5.69 \text{ CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)也考虑进来的话,由 CVC 转变为 PGVC 仍能减少约 $5.42 \text{ CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 的温室气体净减排量,从而为减少温室效应做出贡献。此外,PGVC 对局地的气候可以起到降温的作用,因为塑料薄膜的覆盖增加表明的反照度并减少净辐射的能量,这反过来

减少耕地到大气的感热通量(从土地表面传到较冷的大气并带来温度改变的热能, Campra *et al.* 2008)。因此, PGVC 对当地和全球气候的净温室效应仍需要更多的研究, 特别需要将生物地球化学 (GHG 调节) 和生物物理 (反照度和蒸发蒸腾调节) 效应整合起来。

由于 PGVC 比 CVC 施用更多的氮肥从而带来了更多的 NO_3^- 的积累进而造成盐渍化, 从 CVC 转变为 PGVC 在中国平均多带来 $0.27 \text{ t hm}^{-2} \text{ yr}^{-1} \text{ NO}_3^-$ 积累。尽管可以通过淋溶减缓积累的负面影响, 但是又会造成地下水污染 (Ju *et al.* 2007), 从而造成两难境地。目前有三个技术上有效的方法: (1) 在夏季种植能快速吸收土壤营养元素的作物来减少过多的 NO_3^- (Zhou *et al.* 2010); (2) 用合理的灌溉技术 (如滴灌) 来帮助控制和维持土壤盐渍化在一个可接受的水平 (Tan and Kang 2009); (3) 应用定点氮肥管理措施 (如测土配方) 来减少 N 肥施用率, 提高 N 肥使用效率同时又不减少蔬菜产量 (He *et al.* 2007)。以上三种方法大规模应用的经济可行性还需要未来更多的研究。

同样因为较高的施肥率, PGVC 可能比 CVC 会造成更高的土壤酸化。在中国, PGVC 的 N 肥施用率常常超过 $4 \text{ t hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 从而产生 $\sim 230 \text{ kilomoles H}^+ \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Guo *et al.* 2010)。减少 N 肥使用仍然是减缓人为酸化效应最有效的途径。PGVC 的塑料薄膜常常每三年更替一次, 残留在土壤中废弃塑料 ($\sim 1.3\%$) 会对土壤理化性质产生负面影响, 并带来 $\sim 10\%$ 的减产 (戴保国, 2003)。尽管有 $\sim 28\%$ 的塑料薄膜送往垃圾填埋场进行处理, 但仍有 70% 的薄膜可以回收用作其他用途 (Chang *et al.*, 2011)。这是因为用于 PGVC 的薄膜 (0.1- 0.25mm) 常常比 CVC 中使用的那些极薄并难以回收利用的地膜 (0.02 - 0.06mm) 更厚 (孙程旭等, 2007)。此外, PGVC 的作物病害也高于 CVC, 这可能是由于温室内部较高的湿度和温度适宜于微生物的活动 (Costa and Heuvelink, 2004)。在中国, PGVC 农民在夏季通常都会揭开塑料薄膜让太阳光对土壤进行消毒, 从而帮助控制病害的扩散。土壤酸化, 废弃塑料残留和病害等三项 EDS 对产量的危害已在供给服务中体现出来, 因此我们避免重复计算就不对这三项进行量化。

在所有 ES 的种类中, 供给服务在转变后提供最高的经济价值增量, 占总价值增量的 84% (表 4.8)。PGVC 平均比 CVC 多提供 $18,239 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 的供给服务经济价值。调节服务中, PGVC 的碳固持、土壤保持、土壤肥力保持和节水

分别比 CVC 多提供 195、3,187、609 和 225 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 的经济价值。同时，PGVC 也比 CVC 多造成了 191 和 0.56 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 的 NO_3^- 积累和 N_2O 排放的负服务经济价值。因此，从 CVC 转变为 PGVC 之后净经济价值增量可分为三类：18,239 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 的供给服务经济价值、4216 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 的调节服务经济价值和 192 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 的负服务经济价值。总的来说，从 CVC 转变为 PGVC 在各个气候区均提供正的生态系统服务经济价值。其中青藏高原区提供最高的单位面积经济价值，而暖温带区提供最高的总经济价值（表 4.8）。从未来发展潜力来看，暖温带区的可利用 CVC 面积最多，约为青藏高原区可利用面积的 20 倍，其单位面积经济价值仅次于青藏高原区。因此，未来在该区发展塑料温室蔬菜具有最大的提供生态服务经济价值潜力。

表 4.8 中国五个气候区 CVC 转变为 PGVC 生态系统服务经济价值变化

Table 4.8 Economic value change of ecosystem services and dis-services following the conversion from CVC to PGVC under five climatic regions in China

气候区	各类服务单位面积经济价值 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)				各区生态服务总经济价值 (10^9yuan yr^{-1})
	供给服务	调节服务	负服务	总价值	
青藏高原区	58456	4933	28	63046	4.39
中温带区	26323	3366	17	29222	10.43
暖温带区	26580	4996	85	30901	46.77
北亚热带区	5598	3454	148	8705	8.22
南亚热带区	40	3618	979	2145	0.75

4.5.4 塑料温室农业社会经济效益

从 CVC 转变为 PGVC 后，对农户来说，所有气候区下供给服务经济价值增量和增加量之比 (NBCR_f) 均为正值（图 4.19），在青藏高原区可高达 4.8，说明从 CVC 转变为 PGVC 农民可以获得相当于成本增量 4.8 倍的净收益。即使是在南亚热带区也能获得相当于其成本增量 1% 的收益。当然，该收益的确较少，可能难以驱动其大规模扩张。然而，在所有气候区下，若考虑所有生态系统服务的

经济价值，即其对整个社会的收益 ($NBCR_s$)，则该比例均有所提高。特别是在南亚热带区，该比例提高了~54 倍。这说明无论从农民个人角度还是从社会收益角度，PGVC 都是具有推广的经济可行性，并是值得推广的。当然，合适的激励机制（如补贴）对于促进 PGVC 在中国的扩张是必不可少的。

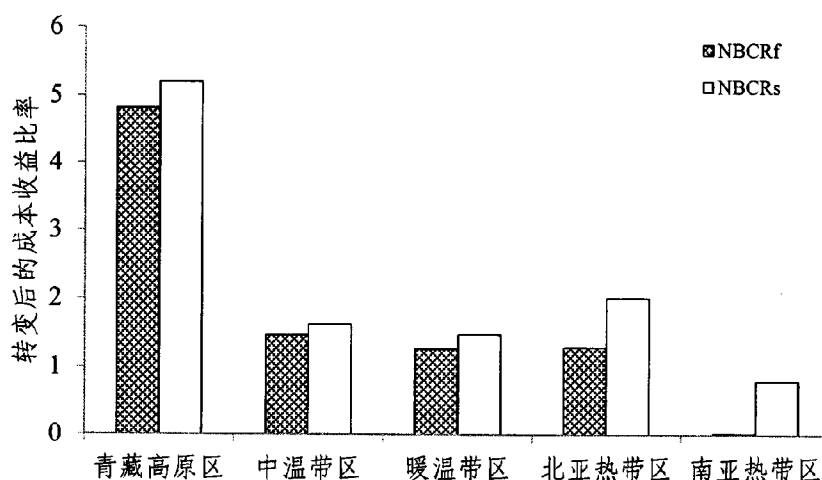


图 4.19 CVC 转变为 PGVC 后的农户 ($NBCR_f$) 和社会 ($NBCR_s$) 的成本收益增量比

Figure 4.19 Net benefit-cost increment ratio for proprietary farmers and whole society following the conversion from CVC to PGVC

PGVC 所提供的农业产量增加相当于促进有限土地资源的保护。在 2008 年，中国已有的 330 万 hm^2 被 PGVC 覆盖的耕地的蔬菜产量相当于 770 万 hm^2 CVC 土地上的蔬菜产量，从而已经节约 440 万 hm^2 的耕地。若中国所有的蔬菜都用 PGVC 来产出（假设中国蔬菜产量和总需求均为 2008 年水平），则可能潜在节约 ~760 万 hm^2 的耕地。这两部分耕地已基本相当于 80 年代到 2008 年中国的耕地损失量（1200 万 hm^2 ，图 4.2）。此外，被释放出来的土地可以被用于提供其他生态系统服务，如通过减少物种丰富的自然生态系统转变为农田来保护自然生境和生物多样性（Fischer *et al.* 2008）。

在发展中国家，PGVC 可以帮助小农户脱贫（Ali, 2008）由于其低的初始成本和快速经济回报率（图 4.19）。在中国，90% 的 PGVC 都由仅拥有 0.1 到 0.2 hm 耕地的低家庭收入的小农户进行耕作（Costa *et al.* 2003）。农民的个人收入可以通过 PGVC 而得到迅速增加。如寿光的三元朱村农民收入从 1989 年的几百元增加到 2005 年 9,580 元（唐志军, 2006）。该村农民的 2005 年的收入 70% 都来自

PGVC, 其年个人收入超过 5400 元 (聂桂惠, 2006), 高于当年中国农民的人均收入 (~3200 元, 金晓彤和陈艺妮, 2007)。为此, 中国已经推行“小额信贷”的政策为建造塑料温室的农户提供启动资金。例如, 在 2009 年的吉林省 (位于暖温带区), 约有 2200 个 PGVC 的农户得到平均约 18 万元 hm^{-2} 的贷款, 并在年底获得约 34 万元 hm^{-2} 的净经济收益 (徐少义, 2009)。大部分中国农民因 PGVC 比传统农业带来更高的经济收益而很乐于使用该技术 (唐志军, 2006)

PGVC 在中国的扩张通过提供反季节蔬菜 and 高质量蔬菜改善了人们的总生活质量 (Costa and Heuvelink, 2004), 特别是对于寒冷和干旱地区 (如西藏, 新疆和中国北部) 的居民来说。PGVC 通过劳动力密集的方式增加就业机会, 也通过增加对塑料薄膜, 钢材和其他物质的需求使其他工业收益 (Ali, 2008)。然而, PGVC 的公众收益还未被完全认识到, 并需要未来的研究来量化。

4.5.5 塑料温室农业的发展机制

在中国, PGVC 起初是通过小农户驱动的“自下而上”方式发展起来的。主要是由一些村镇里的农民首先应用该技术并获得经济效益, 然后其他农户再跟随模仿。塑料温室在上世纪 70 年代被引进山东省寿光市但直到 80 年代末由于日光型温室的发明才开始广泛应用。在寿光市三元朱村起初 1989 年仅有 18 户农民使用 PGVC, 然而当他们在接下来四个月快速得到 27,000 元的效应。接下来 PGVC 就快速扩张, 在一年之内增加到 180 户 (唐志军, 2006)。

当决策者们认识到 PGVC 的巨大经济潜力之后, 一些地方政府开始启动大规模的温室项目, 这样“自上而下”的方式可以促使 PGVC 迅速扩张。然而, 这种推广计划的成本收益往往可能不能平衡, 因为一些发展政策可能会和当地农民的利益发生冲突进而损害了 PGVC 的发展。例如在江苏省金北镇, 当地政府在 1998 年投资建设 200 多个塑料温室, 占地 18 hm^2 之多。政府为温室建造提供了大部分的资金, 然后小农户从政府那里租用温室用于生产。因此, 农户们缺乏对温室的拥有感和责任感, 并几乎不承担风险。同时, 一些农户还缺乏 PGVC 管理的经验。因此在 1998 年底农民的收入降至 ~6,000 yuan hm^{-2} , 低于同年 CVC 的收入, 这使得许多农民毁棚种粮。为了应对这种情况, 当地政府依据市场规律采取更加合理的措施, 如吸引私人投资, 提供技术培训, 将 PGVC 转租给有经

验的农户等。于是在 2001 年, 农民收入迅速增加至 $90,304 \text{ 元 hm}^{-2}$ (叶道勤和闵富斌, 2001)。

因此, 一个好的替代政策是为农户提供如农业投入, 技术培训和市场准入等条件, 这对政府和农户而言都是即经济又能带来效益的 (Sanchez, 2009)。实际上, 中国一些地方政府 (如辽宁、内蒙古、北京和天津) 已经根据 PGVC 的不同类型 (如中小棚还是日光温室) 对农户采取补偿政策 ($30,000$ 到 $100,000 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 朱明和周长吉, 2009)。这样结合“自下而上”与“自上而下”优点的政策在促进区域 PGVC 扩张中是一个更加行之有效的方法。各级政府应当更加关注如何制定切实可行的政策, 既能促进 ES 又能减少其环境影响 (EDS)。这需要来自决策者和科学家的密切合作。此外, 国际非政府组织和联合国的技术与资金支持对于解决诸如为何 PGVC 在一些国家和地区能成功发展而在气候条件类似的其他地区却无法成功扩张的问题, 这有助于推进 PGVC 在全球的扩张。

4.6 本章小结

作为当前传统农业的集约化加强途径之一, PGVC 通过增加作物产量为人类提供反季节蔬菜和多样化的食物产品, 对人类生活质量和身心健康的改善有着重要意义。作为一种可持续的集约化农业操作方式, PGVC 从 CVC 转变而来, 占全球蔬菜生产面积的 20%, 并在主要的气候区中 (亚热带和温带) 能提供除食物供给以外的多重生态系统服务, 同时也会带来更高的负面环境影响。本章基于 637 对土壤样本数据和 189 个蔬菜样本数据, 构建了从传统农业 (CVC) 转变为可持续集约化农业 (PGVC) 后碳平衡变化过程, 分析其影响因素, 定量和定性分析其生态系统服务 (ES) 和负面环境影响 (EDS), 并综述其社会经济效益与发展机制。主要结论如下:

(1) 从 CVC 转变为 PGVC 在中国五个气候区中均减少生命周期净碳排放, 平均减少 $1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。单位面积减排强度最大的区是中温带区 ($2.91 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 而总碳减排量最高的是暖温带区 ($2.29 \text{ Tg C yr}^{-1}$), 而青藏高原区的对碳减排的贡献最小 ($0.08 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。在未来 PGVC 的扩张中, 暖温带区具有较多的可利用 CVC 面积, 因而具有最大的碳减排潜力, 100% 的转变可减排 9.2 Tg C yr^{-1} 。若全中国目前 100% CVC 均转变 PGVC 耕作, 可以农田总面积的 10% 提供

相当于当前农田碳固定 49% 的碳减排量。作为人类主导的生态系统，不同气候 CVC 转变为 PGVC 的碳循环变化仍然受到自然因素的直接影响，如积温增高延长生长季提高净初级生产力进而增加土壤碳固持，直接改变生产子系统转变过程中的碳平衡。当然，碳平衡也会受到自然因素的间接影响，并通过社会经济因素则是来直接改变碳平衡。如北方寒冷地区 PGVC 的收益与 CVC 相比更高，使得农户更愿意输入更多有机肥以获得高产，从而增加 NPP 和土壤碳固持；又如寒冷地区 PGVC 比温暖地区需要更多的建筑材料来保持其内部温度，从而会消耗更多化石燃料能源来生产建筑材料，进而增加生产过程的化石燃料碳排放。考虑温室效应之后，尽管 CVC 转变为 PGVC 在五个气候区仍可减排总温室气体量，但其综合温室效应，即生物地球化学效应（温室气体排放）和生物物理效应（反照度与蒸发蒸腾）有待未来进一步研究；

(2) 从 CVC 转变为 PGVC 可提供多重 ES（蔬菜供给、碳固持、土壤保持、土壤肥力保持、节水、减缓沙尘暴、阻隔有害沉降以及景观美学等），同时也带来更多的 EDS（如土壤盐渍化、酸化，温室气体排放，废弃塑料残留和病害增加等）。在所有量化的服务中，以供给服务的经济价值比例最大，可达全部服务经济总价值的 84%。在五个气候区中，从 CVC 转变为 PGVC 虽然既增加 ES 又增加 EDS，但其生态系统服务净经济价值均为正。其中暖温带区单位面积经济价值增量仅次于青藏高原区，目前总经济价值在五个气候区中最高（470 亿 yuan yr⁻¹），同时其可利用 CVC 面积在五个气候区中最高，因此最具发展潜力。而在南方亚热带区发展 PGVC 所获的生态系统服务总经济价值收益却较少。青藏高原区尽管在生态服务总价值贡献上最小，但该区 CVC 转变为 PGVC 后单位面积经济价值最高，尤其是供给服务单位面积经济价值增量（58456 yuan hm⁻² yr⁻¹），是暖温带区（26580 yuan hm⁻² yr⁻¹）的两倍多。同时，在该区合理推广 PGVC 技术，可以保障该区人民在寒冷冬季的新鲜蔬菜供应并不比 CVC 造成更多的碳排放等 EDS；

(3) 从 CVC 转变为 PGVC 后农户和全社会的净经济收益与成本增量之比均为正，尤其是在青藏高原区，其 PGVC 比 CVC 的农户和全社会净收益增量分别是其成本增量的 4.6 和 5.2 倍。中温带区、暖温带区和北亚热带区的 NBCR 也达到 1.1-2.0 倍不等。由此可见，从农户和全社会而言，PGVC 均有推广的经济社

会可行性。此外，PGVC 还具有节约土地、脱贫、改善人民生活、增加就业等社会经济效益。当然，决策者们必须制定合理的激励机制来保证其扩张过程中既能提供足够的经济社会效益又不造成过多负面的环境效应。

5 人工分解系统：碳循环及生态服务

5.1 引言

随着改革开放以来中国和世界经济的飞速发展，人民生活水平日益改善，一系列环境问题逐渐凸显，其中以水环境质量恶化最为突出（Liu and Diamond, 2005）。目前中国人均淡水资源仅为世界平均水平的四分之一，同时将随着工业、农业和城市迅速发展对水资源的竞争而加速淡水资源的消耗，使得中国约有三分之二的城市面临水资源短缺，约六分之一城市的水资源已经严重短缺（张光斗，1999）。同时，由于污废水的排放的增加，水体的污染和富营养化日趋，并带来巨大的社会经济问题，威胁着人类的身体健康（Shao *et al.*, 2006）。中国污水总排放量从1995年到2008年增加1.5倍，其中生活污水增加2.2倍，这使得大部分河流与地下水资源受到污染（Liu *et al.*, 2009）。尽管中国污水处理率近十几年已有显著提高，由10%上升到2008年的57%，但仍存在整体处理效率低下，二次污染和高昂成本难以回收等问题（刘冬，2011）。污水处理厂在人口密集区（如城市）仍是主流的污水处理方法，能通过物理、化学和生物学（利用微生物）过程集中高效地来移除污染物（Rosso and Stenstrom, 2008），但也因此具有高能耗和大量温室气体排放的特征。

人工湿地（constructed wetland, CW）污水处理系统是近几十年发展起来用于处理污水的工程生态系统，它利用植物及其根系周围生存的微生物来移除污水中污染物，是生物分解功能集约化的产物（Vymazal, 2011）。由于CW定义较为广泛，如包括人工处理湿地、储水区和排水沟、鱼虾塘、灌溉地等（RCW, 2006），本研究明确将CW定义为人工处理湿地。作为城乡耦合系统中补充主流污水处理途径——污水处理厂的主要分解子系统之一，CW应用生态学原理和生态工程的方法来处理各类污水污染物和改善地表水质（Liu *et al.*, 2009）。它的建造和维护成本通常比拥有生物、化学和物理过程的污水处理厂低，因而常成为发展中国家的有效污水处理策略（Mitsch and Gosselink, 2007）。CW在污水净化过程中，其基质、微生物和植物三者协同作用形成一个复合共生的生态系统，通过过滤、吸附、沉淀、植物吸收、离子交换和微生物降解等来净化污水。

能源危机和全球变暖已经成为世界可持续发展的两个巨大挑战。生物能源或许可以为替代化石燃料提供一种有前景的选择（Hill *et al.*, 2006），但是人们对于

种植生物物质作物中的氮肥施用而引起不利的温室气体排放后果的关注日益增加 (Gu *et al.*, 2011a)。科学研究已经为减少 N 的使用做出了努力, 例如利用柳枝稷 (Schmer *et al.*, 2008)、低输入-高多样性 (LIHD) 的草地 (Tilman *et al.*, 2006)、还有微藻 (Clarens *et al.*, 2010) 等。废弃 N 的循环利用来制造生物能源是一项颇具吸引力的方法, 并且已经在微藻生物燃料试验中进行了尝试 (Brennan and Owende, 2010; Christenson and Sims, 2011)。但是由于技术复杂, 现在的微藻系统的生产规模仍然受到限制 (Savage, 2011)。

因此, 在污水中废 N 排放量的增加的情况下, 我们需要一种替代的方法, 不仅能处理污水还能充分的利用废弃 N。CW 结合污水处理和生物能源生产两部分的需求, 不仅能节约成本, 并且可能会提供更多的生态系统服务, 例如碳固持、生物多样保护和美学等 (Yang *et al.*, 2008; Vymazal, 2011)。在当前城市用地日趋紧张及昂贵的趋势下, 需要对 CW 生态系统服务进行量化及货币化, 才能全面认识 CW 对社会公众提供的综合效益, 为政府决策提供科学指导。特别是将其作为污水处理和能源生产系统, 将 CW 的成本收益分别与污水处理厂和当前生物能源生产系统进行对比, 才能有效体现从污水处理厂或现有其他生物能源体系转变为 CW 后所取得的生态-社会-经济收益。此外, 利用 CW 的废弃生物量生产生物能源还解决了处理其废弃生物量的成本问题。该思想在近几年已有提出, 但是尚缺乏系统的研究 (Wrobel *et al.*, 2009; Gu *et al.*, 2011b)。本章的研究中, 我们以 CW 为例进行评估其处理污水、提供生物能源及其他生态系统服务的综合分析。本章研究目的是: (1) 量化 CW 作为污水处理系统和生物能源系统的生命周期碳平衡及温室气体排放, 并分别和其他生物能源系统与污水处理厂进行比较; (2) 分析影响 CW 碳平衡的因素; (3) 估算在废 N 排放量巨大的中国, 通过 CW 生产生物能源和碳减排的潜力; (4) 评估 CW 利用废弃氮生产生物燃料所带来的生态效益; (5) 评估 CW 利用废弃氮生产生物能源的社会经济可行性。

5.2 研究方法

5.2.1 研究样地及人工湿地信息

在中国浙江省的亚热带气候区建造了 5 个用于实验的 CW (图 5.1)。为比较

作为废水处理系统的碳平衡，我们选择分布在与实验 CW 同一地区的杭州、富阳和上海的三个污水处理厂作为比较基线。根据水流流型一般 CW 可分为两种主要类型：表面流 CW 和潜流 CW，其中潜流 CW 又可分为水平潜流 CW 和垂直潜流 CW。表面流 CW 中污水从表面流过 CW，去污效果优于自然湿地，运行费用低、操作简单，但占地面积大，去污能力较小，在地广人稀的北美地区应用

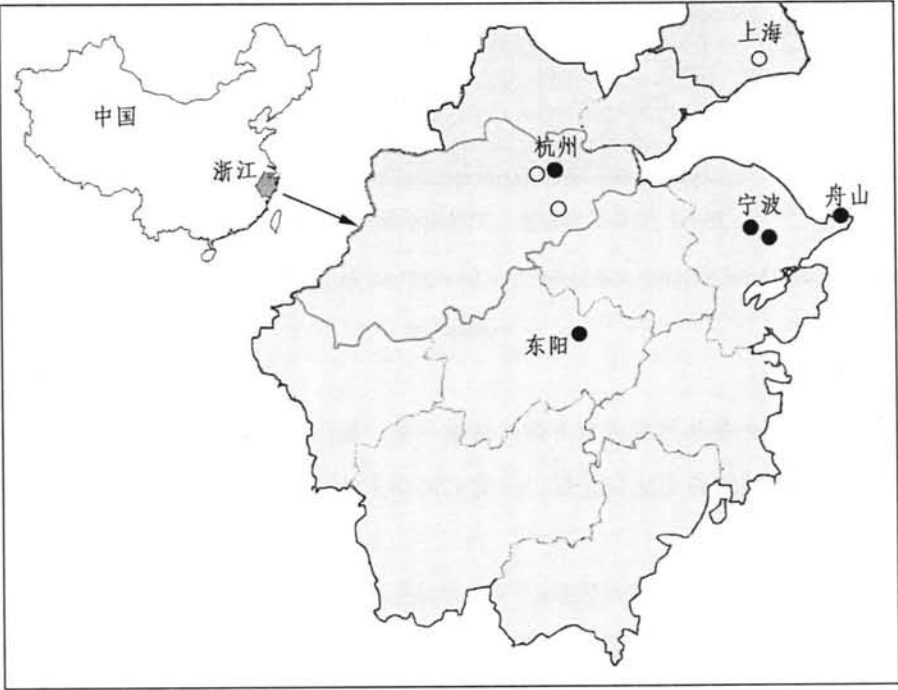


图 5.1 用于生物能源试验的人工湿地及污水处理厂样地分布（实心圆为人工湿地，空心圆为污水处理厂）

Figure 5.1 Distribution of five CW for biofuel energy production and three wastewater treatment plant (WTP) locations in subtropical China

广泛（Mitsch and Gosselink, 2007）；潜流 CW 中污水从表面以下部分流过，能更好利用植物根系和基质填料来截留和处理污水，受气候影响小，在用地紧张的欧洲地区应用广泛（Vymazal, 2001）。考虑到中国作为发展中国家，人口密度大的地区往往土地资源很紧缺的特殊情况，我们所建造的实验 CW 均为垂直潜流 CW

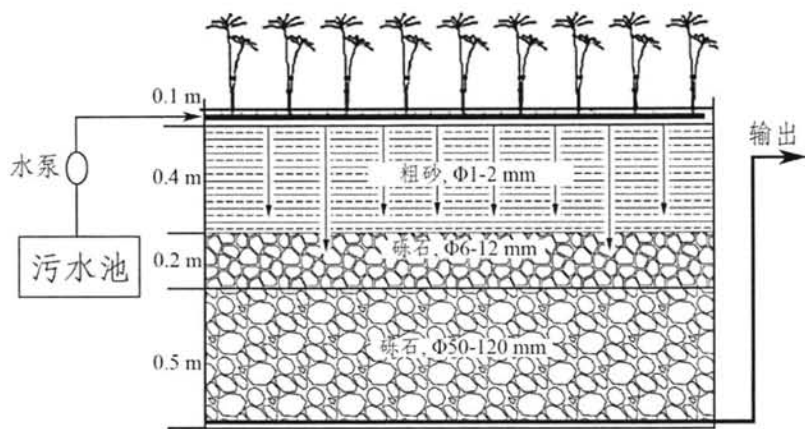


图 5.2 实验垂直潜流人工湿地的物理结构和水力设计

Figure 5.2 Physical structure and hydrologic flow pattern design for vertical subsurface CW for experiment

(图 5.2)。为比较作为能源生产体系的碳平衡，我们选择微藻、玉米、大豆、柳枝稷和 LIHD 草地作为比较基线。所有 CW 的入水和出水等基本信息见表 5.1。

表 5.1 中国亚热带区五个生物能源实验人工湿地的基础信息

Table 5.1 Information in five experimental CW for biofuel production in subtropical region, China

地点	建造时间	面积 (hm ²)	污水类型	水力负荷 (m ³ d ⁻¹)	处理效果 (mg L ⁻¹)					
					总氮		COD		BOD ₅	
					入水	出水	入水	出水	入水	出水
杭州植物园 (30°N)	2001	0.06	污染池水	160	1.7	0.9	2.8	1.1	4.8	1.19
东阳 (29.16°N)	2008	4.0	生活和制药污水	15000	40	20	80	16	—	—
宁波大学 (29.52°N)	2002	0.1	生活污水	100	16.0	4.3	24.9	2.2	50	5

宁波镇海										
(29.5°N)	2001	0.16	生活污水	124	57.7	15.3	251.8	22.5	126.8	11.7
舟山朱家尖										
Province	2005	0.3	生活污水	800	39.3	7.5	13.2	3.036	12.6	2.9
(29.5°N)										

5.2.2 系统边界和碳平衡计算

所有的植物样品和土壤样品搜集和处理方法详见第二章。基于植物单位面积干重和土壤单位面积有机质含量及其相应的含碳系数，我们即可以算出每年植物和土壤有机碳积累。为了评估 CW 生物能源生产中幼苗生长到收获全过程的生命周期碳平衡，温室气体排放及能量平衡，本研究对 CW 建造、运行、物质运输和作物转化为生物能源的耗能等所有阶段进行评估。此外，我们还收集其他生物燃料生产和废水处理系统的相关数据计算其碳平衡和能量平衡，并且分别与 CW 中的生物能源生产和污水处理的数据做对比。

CW 的生命周期碳平衡相当于净生态系统碳固持量加上替代化石燃料的碳减排再减化去 CW 运作过程中释放到大气中的化石碳排放（图 5.3）。同农田一样，

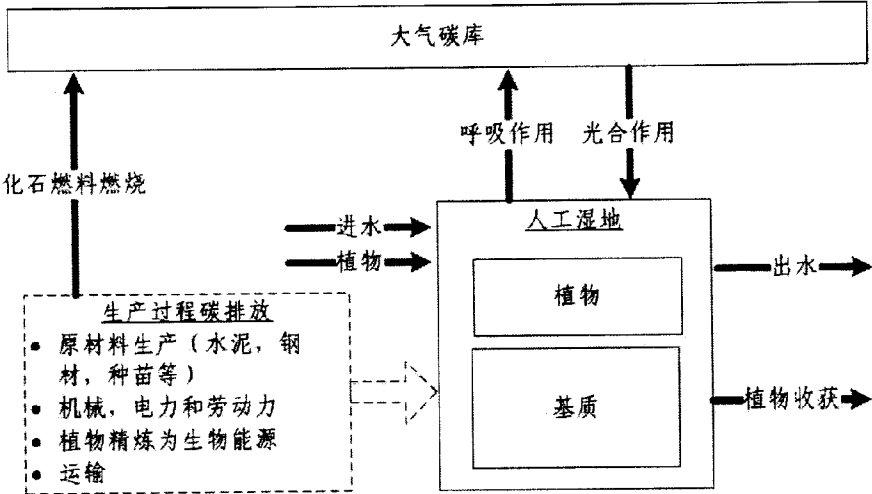


图 5.3 人工湿地碳循环

Figure 5.3 The carbon balance of CW systems

CW 也可通过一年生草本植物固定碳，但会由于收获在随后一年内释放到大气中，

因而不贡献长期碳汇 (Piao *et al.*, 2009)，本文在计算净生态系统 CO₂ 固持量时不包括该项。然而，利用植物做生物能源之后能替代化石能源的碳排放，因此该替代部分应该算进生命周期碳平衡中净生态系统碳固持指 CW 的基质碳固持，它有两个来源：废水碳和植物根系与凋落物。此外，废水中生物源有机质分解释放的二氧化碳并非源于化石燃料，不会造成温室效应，因此在计算生命周期碳平衡时不予考虑 (IPCC, 2007)。

5.2.3 数据搜集和计算

我们记录 CW 三种主要温室气体 (CO₂, CH₄ 和 N₂O) 的排放量。作为能源生产体系，CW 温室气体的排放来自于以下几个过程：化石燃料的使用、幼苗栽种和收割、运行、原材料运输、工厂中作物转换为生物能源过程。若作为污水处理系统，则不考虑生物量转变为生物能源的过程。以上过程的 CO₂ 排放详细步骤和参数见表 5.2。同时，我们从全球研究文献中收集 CW 污水处理过程中 CH₄

表 5.2 污水处理中潜流和表面流人工湿地以及污水处理厂总输入的碳排放

Table 5.2 Carbon emission of total input for surface- and subsurface-flow WTP and CW for wastewater treatment

项目	碳排放 (t C hm ⁻² yr ⁻¹)		
	潜流 CW	表面流 CW	污水处理厂
建造过程	2.8	0.5	38.6
建材	1.9	0.2	19.7
钢材	0.0	—	16.0
水泥	0.7	0.1	1.7
金属管	—	—	1.4
木材	—	—	0.1
砾石	0.4	—	0.5
砂子	0.1	—	0.1
PC 衬垫层	0.5	—	—
PE 管	0.1	0.0	—
隔泥纺织物料	0.1	—	—

运输	0.6	0.1	1.2
建造工作	—	—	17.6
种苗移植	0.3	0.3	
运行过程	1.3	1.3	127.0
电力	0.7	0.7	71.1
化学药品	—	—	54.5
劳力	0.6	0.6	1.5
总排放	4.1	1.8	165.6

和 N_2O 的排放数据来计算CW生命周期温室气体平衡。我们使用 CH_4 和 N_2O 的全球增温潜势(GWP)转换因子(在100年的时间里, CH_4 的全球变暖潜势相当于 CO_2 的25倍; CH_4 的全球变暖潜势相当于 N_2O 的298倍)获得 CO_2 当量。在用作生物能源实验的CW系统中,能量输入包括基础设施建设、材料生产和运输耗能,工程建设、幼苗种植、污水处理操作过程中的劳动力,生物量生长、收割、运输到工厂以及生物量转换为生物能源过程中的能源消耗。同样对于污水处理厂,生命周期碳平衡通过淤泥碳固持(Rosso and Stenstrom, 2008)减去来自化石燃料燃烧,建材、交通运输、污水处理厂建造和运行的劳力和电力耗能的碳排放计算得到(表5.2)。同时,污水处理厂污水处理过程中 CH_4 和 N_2O 的排放数据也被考虑在生命周期温室气体平衡内。污水处理厂废水处理中消耗的能源包括初始建造的能量消耗,以及之后污水处理中的能源消耗。由于污水处理厂无绿色植物,因而没有能量输出。我们假定CW和污水处理厂的寿命是20年(Liu *et al.*, 2009; Zhou *et al.*, 2009),因此,CW和污水处理厂建造过程消耗的能源除以为20年算出每年的能耗量。根据以上能源消耗过程,我们使用文献中的释放因子 $81.56 \text{ g CO}_2 \text{ MJ}^{-1}$ (IPCC, 2007),对于建筑材料从购买地运输到建筑工地,本研究假设平均距离为20 km,运输能耗为 $1,836 \text{ kJ t}^{-1} \text{ km}^{-1}$ 。依照柳枝稷生物能源体系(Schmer *et al.*, 2008),我们采用在生物能源生产过程中采用以下参数:柴油使用(0.06 MJ L^{-1})、生产厂设备和劳力耗能(0.44 MJ L^{-1})、转化过程中水利用耗能(0.29 MJ L^{-1})及淤泥输出(0.29 MJ L^{-1})。从单位面积能源使用的估计值换算出单位面积碳排放量($\text{t C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)和温室气体排放($\text{t C O}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)。

为比较污水处理过程的温室气体排放，本研究不包括 CW 的生物能源生产过程释放的温室气体，然后以 g CO₂ 当量/kg N 去除为单位来比较 CW 和污水处理厂的温室气体释放。因此，以上 t CO_{2-eq} ha⁻¹ yr⁻¹ 为单位的数据需要通过两步转化：首先，用 CW (464 L m⁻²d⁻¹) 和污水处理厂 (1235 L m⁻²d⁻¹) 的平均水力负荷得到处理每 m³ 污水的 CO₂ 当量 (t CO_{2-eq})；然后，用 CW (0.0213 kg N/ m³ 污水)和污水处理厂(0.035 kg N/ m³ 污水)的平均 N 去除率得到去除 1 kgN 的 CO₂ 当量 (g CO_{2-eq})。所有五个污水处理厂的基本信息见表 5.3。

表 5.3 中国亚热带区三个用于处理工业和生活污水的污水处理厂的基本信息

Table 5.3 Information in three WTP for treat domestic and industrial wastewater in subtropical region, China

地点	建造 时间	面积 (hm ²)	水力负荷 (m ³ d ⁻¹)	处理效果 (mg L ⁻¹)					
				总氮		COD		BOD ₅	
				入水	出水	入水	出水	入水	出水
杭州污水处理厂 (30° 18'N, 120° 12'E)	2009	1.7	20000	50	15	400	60	200	10
富阳八一污水处理 厂 (30° 06'N, 119° 59'E)	2002	13.3	150000	60	15	500	60	220	10
上海城郊污水处理 厂 (31° 13'N, 121° 28'E)	1998	0.9	10000	45	20	500	120	200	30

作为能源系统时,CW 生物燃料生产的总能量输出根据燃烧释放能值 18.5 MJ kg⁻¹ 来计算 (Tilman *et al.*, 2006)。由于不同的生物能源生产方法获得的可用生物能源的比例也不相同。本研究对于 CW 我们计算 3 种可用的能源输出：生物质转换成乙醇，电热能和沼气，其转换效率因子分别为 0.38 (Tilman *et al.*, 2006)，0.6 (Ohlrogge *et al.*, 2009) 和 0.75 (Zeng *et al.*, 2007)。CW 以及其他生物能源体

系的能源消耗转换为碳排放的计算和上述方法一致。据此，我们可以比较不同能源体系的生命周期碳排放和温室气体排放。

所有数据的正态性以 Shapiro-Wilks 检测，发现其具有正态性不需要进行数据转换。氮负荷水平和每种植物物种生产力之间的相关性以最小二乘法回归分析进行检验。所有数据集按照 CW 水流模式（潜流或表明流）分类，然后独立样本 t 检验来分析其对生产力的影响。同样的数据集又按照植物物种分类，然后采用单向方差分析（ANOVA）分析物种的生物生产力差异，并以最小显著性差异检测（LSD）进行多重比较。所有处理效果的显著性均使用 SPSS for Windows（SPSS 公司，芝加哥，IL，美国版本 16.0）软件在 $\alpha = 0.05$ 水平进行检验。

5.2.4 人工湿地生态系统服务评估框架和计算

基于 MA 对生态系统服务评估的框架（MA, 2005），本研究建立了 CW 的生态系统服务评估框架（图 5.4），量化评估了 5 项主要 ES 和 EDS（供给清洁水，生产生物能源，水量调节，CO₂ 固持，温室气体排放），并定性评估如美学教育价值和水质氮污染等服务和负服务。同时，还用污水处理厂和其他生物能源系统的对应生态系统服务进行比较。

作为分解子系统，CW 首要供给服务是提供清洁水，污水处理厂处理污水中也同样可以提供水质净化功能，其清洁水供给经济价值（ V_k , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ）计算公式为：

$$V_k = \sum W_k \times P_k \quad \text{公式 (5.1)}$$

其中 W_k ($\text{m}^3 \text{yr}^{-1}$) 为 CW 或污水处理厂的污水处理量； P_k 为各 CW 和污水处理厂的污水处理水价（ yuan m^{-3} ），本研究以杭州为例，取 1.5 yuan m^{-3} 来计算； k 代表各 CW 或污水处理厂。

能源供给是 CW 污水处理过程中的副产品，主要是提供纤维素生物质来做生物能源，并考虑生物质能源作为发电使用，其供给服务经济价值（ V_p , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ）计算如下：

$$V_p = \sum (V_a \times A_i) / A_t \quad \text{公式 (5.2)}$$

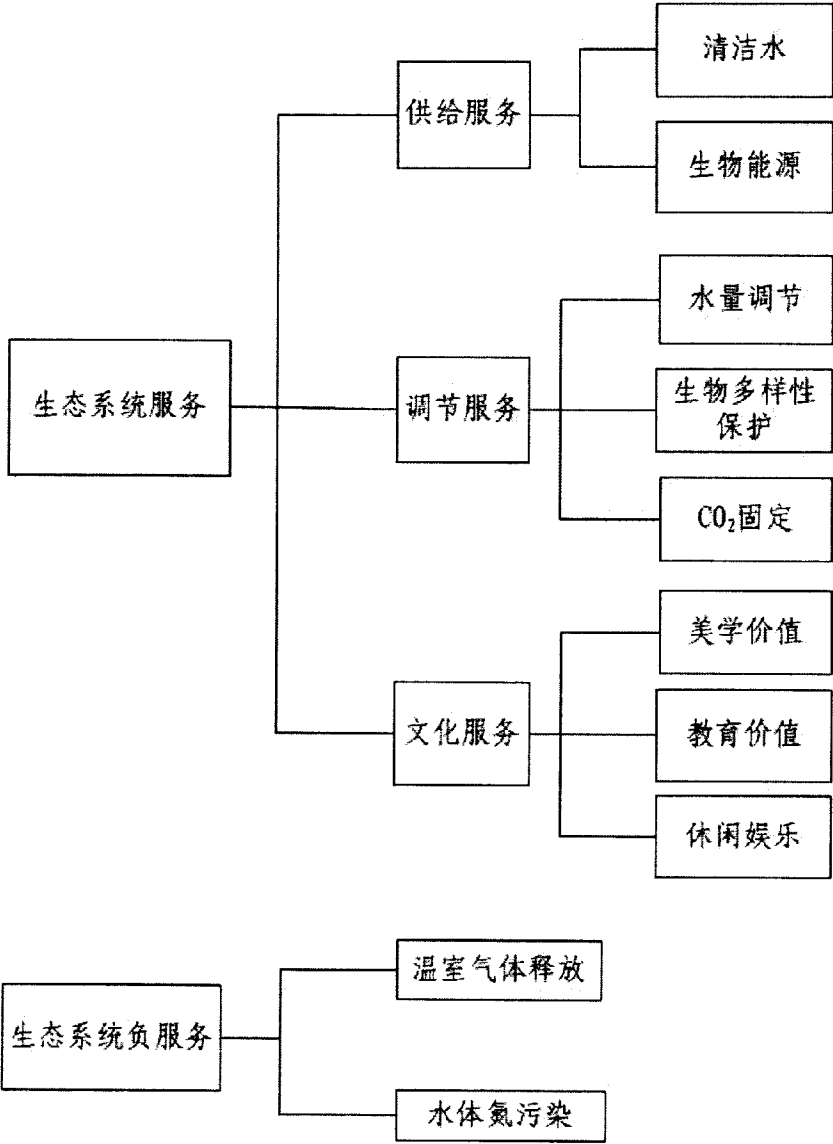


图 5.4 人工湿地生态系统服务评估框架

Figure 5.4 Valuation framework of ecosystem services and dis-services for constructed wetland ecosystems

其中， V_a 为CW提供生物能源的净收益 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)，由总收入减去总生产成本而得，总收入即为生物能源变为电能后的电价收入 ($65.7 \text{ yuan GJ}^{-1}$)，总生产成本包括地租、建造、运行、收获及能源生产过程中所有的成本（水泥、砂石等

物质费用和电力费用); A_i 是第 i 个 CW 或污水处理厂的面积 (hm^2); A_t 为所有 CW 或污水处理厂总面积 (hm^2)。

CW 通过植物吸收 CO_2 从而增加基质碳固持, 此外植物用作生物能源替代化石能源的碳减排与碳固持是同样的效应, 也应该计算在内。本研究中基于前文碳循环的研究结果, 碳减排经济价值 (V_c , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 的计算公式为:

$$V_c = (F_c + E_c) \times P_c \quad \text{公式 (5.3)}$$

其中 F_c 为 CW 或污水处理厂的 CO_2 固持量; E_c 为 CW 生物能源替代化石能源的减排量; P_c 为固碳成本 ($10 \text{ Euro t}^{-1} \text{CO}_2$)。

CW、污水处理厂和微藻等系统具有蓄水功能, 其水量调节服务经济价值计算如下 (V_w , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$):

$$V_w = (A_k \times H - Q_k) \times P_w \quad \text{公式 (5.4)}$$

其中 A_k 为 k 个 CW 或污水处理厂的面积 (hm^2); H 为 CW 和污水处理厂的平均深度 (1.5 m); Q_k 为 k 个 CW 和污水处理厂的进水流量 ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); P_w 为水价, 取中等大小水库的成本 (3.6 yuan m^{-3} , *Lv et al.*, 2010)。

温室气体排放包括 CH_4 和 N_2O 是污水处理过程中比较重要的负服务, 温室气体释放的负服务经济价值 (V_{GHG} , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 计算如下:

$$V_{\text{GHG}} = \sum G_{\text{GHG}} \times C_{\text{GHG}} \times A_k / A_t \quad \text{公式 (5.5)}$$

其中 G_{GHG} 为 CW 或污水处理厂的 CH_4 和 N_2O 排放量 ($\text{t hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$); C_{GHG} 为 CH_4 的 CO_2 当量碳税以及 N_2O 的治理费用 630 yuan t^{-1} 。

氮肥施用过程中造成的水体 N 污染也是较重要的负服务因此应该计算。由于 CW、污水处理厂和微藻系统都是污水处理系统, 因此假设它们不会造成水体 N 污染, 其值为 0。而某些生物能源生产系统需要计算 (如玉米大豆), 则是 N 排放量乘以 N 污染的成本 $1816 \text{ yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。

5.3 人工湿地碳循环

5.3.1 净生产力

本研究实验结果表明, 用于生物能源实验 CW 地上生物量的变化范围较大, 可从 9.0 到 $99.3 \text{ t hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 不等, 差异可达 10 倍之多。主要生物量较高的物种有

芦竹 (*Arundo donax*)、芦苇 (*Phragmites australis*)、香蒲 (*Typha angustifolia*) 等。即使是同一物种，如芦竹，在不同的 CW 里差距也较大 (表 5.4)。这可能和不同湿地的水力负荷以及入水浓度有关。基于不同植物的碳转换系数，可以得到其 NPP 数据。其中舟山 CW 的芦竹 NPP 可达 $43.6 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，略高于东阳 CW 芦竹的 NPP，但比杭州植物园高 10 倍，而其斑茅 (*Saccharum arundinaceum*) 的 NPP 比杭州植物园 CW 高~2 倍。宁波的美人蕉 (*Canna indica*) NPP 相当，均比杭州植物园美人蕉低~30%左右 (表 5.4)。

表 5.4 中国亚热带区用于生物能源的人工湿地地上生物量 ($\text{kg hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和年 NPP ($\text{kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

Table 5.4 Biomass production and annual NPP in CW experimental fields for biofuel production in subtropical China				
地点	能源植物	地上生物量	碳转换系数	NPP
杭州植物园	<i>Canna indica</i>	17500.3	0.396	6930.2
	<i>Miscanthus sinensis</i>	12058.8	0.457	5510.3
	<i>Saccharum arundinaceum</i>	9170.3	0.440	4123.2
	<i>Phragmites australis</i>	9037.8	0.453	4096.7
	<i>Arundo donax</i>	9670.6	0.439	4243.4
	<i>Sapindus mukorossi</i>	11698.7	0.419	4900.3
东阳	<i>Arundo donax</i>	90000.0	0.439	39491.3
	<i>Phragmites australis</i>	49900.0	0.453	22618.7
	<i>Typha angustifolia</i>	24490.5	0.440	10780.8
宁波大学	<i>Canna indica</i>	12303.6	0.396	4872.3
宁波镇海	<i>Canna indica</i>	11744.6	0.396	4650.94
舟山朱家尖	<i>Saccharum arundinaceum</i>	17400.0	0.450	7823.5
	<i>Arundo donax</i>	99270.3	0.439	43559.0

同时，通过对世界相关 CW 文献的搜集统计发现，当前 CW 的生物量范围为 $9.0\text{-}90.0 \text{ t hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，平均值为 $28.8 \text{ t hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (表 5.5)，和我们的实验研究结果基

本符合，并且我们的最高值高于搜集文献的最高值。因此，CW 平均的 NPP 约为 $12.6 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，是微藻系统的 24%左右，但是却是第一代生物能源作物（玉米和大豆）NPP 的 6 倍，是目前流行的第二代生物能源作物（柳枝稷和 LIHD 草地）的 4 倍多（表 5.5）。由此可见，CW 具有较高的生产力，有作为生物能源生产系统的潜力。尽管低于微藻系统，但是其前期的投入成本较低，依然有减排潜力。

表 5.5 人工湿地与其他生物能源系统地上生物量 ($\text{t hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和年 NPP ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

Table 5.5 Aboveground biomass and annual NPP of CW and other production systems worldwide

生物能源系统	植物种类	地上生物量		NPP	文献来源
		范围	平均值		
人工湿地	<i>Phragmites australis</i> , <i>Canna indica</i> , <i>Arundo donax</i>	9.0-90.0	28.8	12.6	本研究
微藻	<i>Chlorella</i> sp.				Liu and Ma, 2009;
	<i>Phaeodactylum tricornutum</i> , <i>Arthrospira platensis</i> etc	NA	84.8	52.6	Brennan and Owende, 2010
柳枝稷	<i>Panicum virgatum</i>	5.2-11.1	8.2	3.7	Schmer <i>et al.</i> , 2008
大豆	<i>Zea mays</i>		2.7	1.2	Hill <i>et al.</i> , 2006
玉米	<i>Glycine max</i>	3.0-9.3	7.0	3.0	Hill <i>et al.</i> , 2006
LIHD 草地	<i>Lupinus perennis</i> , <i>Andropogon gerardi</i> , <i>Poa pratensis</i> etc.	3.7-6.0	4.8	2.2	Tilman <i>et al.</i> , 2006

5.3.2 土壤碳

作为生物能源系统，CW 的基质碳固持约为 $8.5 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，分别是柳枝稷和 LIHD 草地的土壤碳固持速率的 2 倍和 8 倍（表 5.6）。这可能是由于 CW 营养较为丰富促进植物 NPP 进而增加了进入基质的碳，并且污水中的碳输入也较多。微藻系统无碳固持。作为污水处理系统，CW 的基质碳固持低于污水处理厂的淤泥产生速率。每去除单位重量的污水 N，CW 基质碳固持仅为污水处理厂的 4%（表 5.6）。这里可以侧面体现出污水处理厂污水处理的效率较高。

表 5.6 人工湿地作为生物能源系统和污水处理系统与相应系统的碳固持比较

Table 5.6 Comparison of carbon sequestration between CW and other corresponding systems as biofuel production systems and wastewater treatment systems			
作为生物能源系统	碳固持 (tC hm ⁻² yr ⁻¹)	作为污水处理系统	碳固持 (tC t ⁻¹ N 去除)
人工湿地	8.5	人工湿地	0.2
微藻	0	微藻	0
柳枝稷	4.4	污水处理厂	4.7
大豆	NA		
玉米	NA		
LIHD 草地	1.1		

5.3.3 建设与运行过程温室气体排放

在污水处理过程中，除了 CO₂ 排放以外，还会产生 CH₄ 和 N₂O 等温室气体，

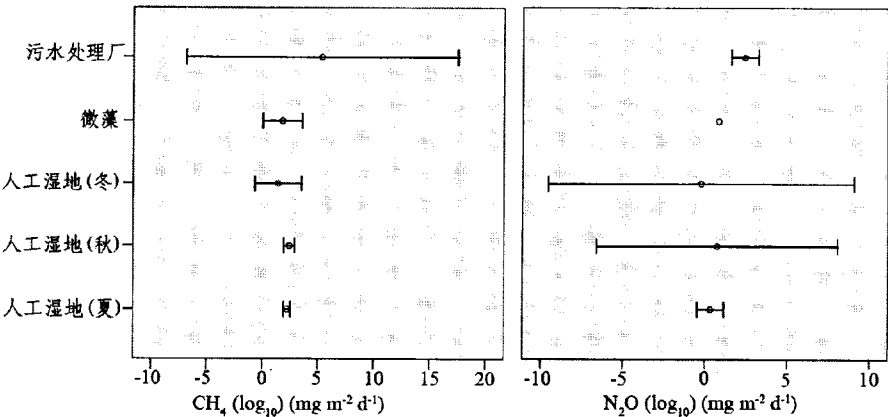


图 5.5 污水处理厂，微藻和人工湿地的 CH₄ 与 N₂O 排放；所有数据都基于 Log10 转换，并给出 95%的置信区间

Figure 5.5 Literature data of CH₄ (left) and N₂O (right) fluxes from wastewater treatment plant, microalgae and CW (in three seasons). All data are transformed base on Log 10 and 95% confidence intervals are shown

通过文献数据综述可发现，CW 的 CH₄ 和 N₂O 排放速率具有季节动态，都是秋季>夏季>冬季（图 5.5），这可能是由于冬季温度较低影响甲烷菌和硝化细菌的

活性（刘冬，2011）。CW 的 CH₄ 平均排放速率高于微藻系统~30%，但远远小于污水处理厂，仅为其 0.02%；类似地，CW 的 N₂O 平均排放速率与微藻系统相当，但仅为污水处理厂的 1.5%（图 5.5）。这说明 CW 在温室气体减排方面具有较为明显的潜力，该结果与已有研究结果类似（潘涛，2009）。

作为生物能源系统，CW 的温室气体排放较高，其中 CH₄ 和 N₂O 均高于微藻、柳枝稷、玉米大豆和 LIHD 草地系统（表 5.7）。CW 的 CH₄ 排放约为微藻系统的 22 倍，而 LIHD 草地和玉米大豆系统甚至可以吸收 CH₄。同时，CW 的 N₂O 排放为微藻的 75 倍，LIHD 草地的 19 倍以及玉米大豆的 7 倍之多。然而，CW 的 CO₂ 排放量仅为微藻系统的 5%（表 5.7），但其仍然比 LIHD 草地、柳枝稷和玉米大豆能源生产体系高出一个数量级。CW 和微藻系统在温室气体排放方面远远高出其他生物能源系统。这可能是由于这两个系统在生物能源生产时均会净化分解污水中的有机质，比其余仅依赖土壤肥力的进行生物能源生产系统在有机质分解速率和数量上更大。CW 系统的 CO₂ 排放远低于微藻系统，但 CH₄ 和 N₂O 均远高于微藻，这可能是由于两种系统的分解原理不同造成的，CW 主要依靠植物根系微生物的作用，如甲烷菌和反硝化细菌，而微藻系统更多依靠藻类本身对有机质的利用和分解。此外，CW 入水中的 N 浓度也高于微藻系统。

表 5.7 现有生产系统和人工湿地与污水处理厂的建造与运行过程温室气体排放

Tabel 5.7 Greenhouse gas emission for four current biofuel production systems and CW and WTP

项目	温室气体排放		
	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
作为生物能源生产系统 (t CO ₂ equivalent hm ⁻² yr ⁻¹)			
人工湿地	18.71	3.76	6.27 ^a
微藻 ^b	0.86	0.05	138.83
LIHD 草地 ^c	-0.2	0.2	0.3
柳枝稷 ^c	NA	NA	0.4
玉米/大豆 ^c	-0.04	0.52	0.23
作为污水处理系统 (g CO ₂ equivalent kg ⁻¹ N 去除)			
人工湿地	469.5	103.3	295.8

微藻 ^b	0.4	1.9	124.5
污水处理厂	585279.3	3069.2	3848.6

注: NA- 数据不可获; ^a CO₂ 值计算自表5.2; ^b 基于Liu and Ma (2009); Sander and Murthy (2010); Christenson and Sims (2011)计算; ^c 基于Hill *et al.* (2006)计算

由于CW最初设计是为了处理污水, 因此本研究以微藻和污水处理厂两种污水处理系统和其进行比较。作为污水处理系统, CW的温室气体排放远远低于污水处理厂, 其单位污水N去除产生的CO₂、CH₄和N₂O排放分别仅为污水处理厂的8%、0.08%和3% (表5.7)。然而, 其单位污水N去除的温室气体排放量却远高于微藻系统, CO₂、CH₄和N₂O排放分别为微藻系统的1173、54和2.4倍。这可能是由于进入微藻系统的污水往往浓度较低 (Christenson and Sims, 2011), 并且其分解有机质的机理也和CW不同。

5.3.4 人工湿地生命周期碳平衡

本研究中设计的能源生产体系既能通过土壤或基质固持碳 (微藻除外), 又能通过生物能源生产替代化石燃料带来碳减排, 当然也会在系统运行过程中产生额外的化石能源碳排放 (包括 CH₄ 和 CO₂ 中的碳)。在六个系统中, 以 CW 的净碳排放最高 (11.3 t C hm⁻² yr⁻¹), 第一代生物能源系统 (玉米、大豆) 和第二代生物能源系统 (柳枝稷, LIHD 草地) 均可带来净碳减排, 而微藻系统却是很大的碳源 (-34.8 t C hm⁻² yr⁻¹, 图 5.6)。这主要是由于微藻系统的生产过程 CO₂ 排放量很大 (表 5.7), 远远高于其他系统, 而净生物能源产出带来的净碳减排却小于 CW。此外, CW 在六个系统中的土壤碳固持也最高。因此, CW 的生命周期碳平衡表现为较大的净碳减排。

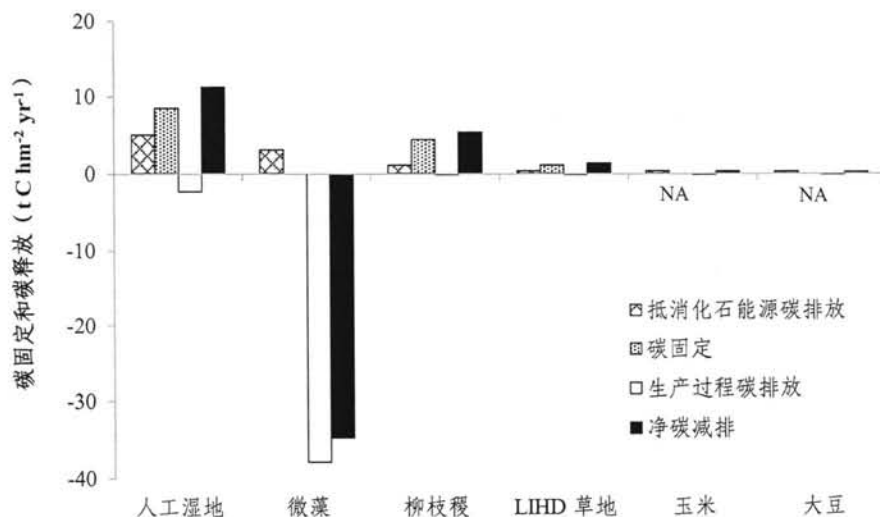


图 5.6 人工湿地与其他生物能源系统的生命周期碳平衡比较。负值代表碳排放, NA-数据不可获

Figure 5.6. Comparison of life cycle carbon balance between CW and other biofuel production systems. Negative value indicate carbon emissions, NA-data not available

若考虑 CH_4 和 N_2O 的增温潜势, 即计算生命周期温室气体平衡, 六个能源生产体系除微藻外仍然均能带来净温室气体的减排 (图 5.7)。其中, CW 仍是最高的温室气体减排系统 ($20.8 \text{ t CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 但其仅略高于柳枝稷 ($19.9 \text{ t CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)。这可能是由于 CW 的非 CO_2 温室气体排放量较高, 从而降低了净温室气体减排量。尽管微藻的非 CO_2 温室气体排放量较小, 但由于其生产过程化石能源燃烧的 CO_2 排放量过大, 故而温室气体排放量在所有能源系统中仍是最高 (图 5.7)。

由此可知, CW 无论从碳平衡还是温室气体平衡来看, 都属于高碳输入并高碳出的系统。总的来看均比目前流行的第一代和第二代生物能源系统减排更多或者相当的碳。同时由于其能源产量较高, 故而能替代更多的化石能源, 具有作为生物能源发展的潜力。当然, 由于玉米大豆系统的土壤碳固持无数据可支持, 因此可能低估这两个系统的碳减排能力, 从而带来不确定性, 若参照美国玉米田的免耕固碳率 ($0.34 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, West and Marland 2002b), 则这两个系统的净碳减排仍小于 CW。未来仍需要更多的研究来确定这两个系统的土壤碳固持才能更准

确比较这些系统的净碳减排和温室气体减排量。此外，微藻系统作为极有潜力的污水处理和生物能源生产系统，其也能和 CW 一样利用废 N 生产生物能源。但是，微藻系统的生产过程碳排放和温室气体排放远远高于 CW，从而使其具有更加负面的环境效应。这可能是由于微藻系统的结构精细导致的成本较高，从而产生更多温室气体排放。和微藻相比，CW 在能源生产和碳减排上均有较大优势。

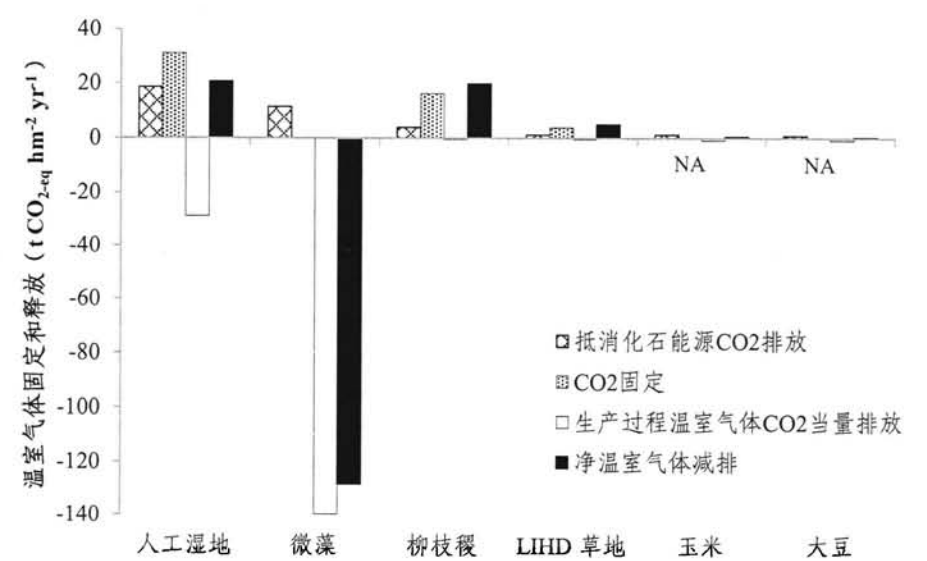


图 5.7 人工湿地与其他生物能源系统的生命周期温室气体排放比较。负值代表温室气体排放，NA-数据不可获

Figure 5.7 Comparison of life cycle greenhouse gas balance between CW and other biofuel production systems. Negative value indicate greenhouse gas emissions, NA-data not available

值得注意的是,CW 和污水处理厂的主要功能均是净化污水，而生物能源生产仅是 CW 的副产品。因此，我们应该将污水处理厂作为基线，比较从污水处理厂转变为 CW 后碳平衡和温室气体平衡的概念情况，从污水处理厂变为 CW 后，每去除 1kg N 可减少 591 kg CO₂ 当量，但也会减少 16.3 kg CO₂ 当量的碳固持。本研究结果显示，每去除单位千克污水 N，CW 的生命周期碳平衡有微弱的碳减排功能（0.1 kg C kg⁻¹ N 去除），而生命周期温室气体排放也仅是一个微弱碳源（-0.1 kg CO_{2-eq} kg⁻¹ N 去除）。而污水处理厂的生命周期碳平衡表现为较大的碳源（-13.9 kg C kg⁻¹ N 去除），生命周期温室气体平衡更达到 CW 的 5700 倍（表

5.8)。此外，微藻系统作为污水处理时，无论是生命周期碳平衡和温室气体平衡均是微弱碳源，也未比 CW 有优势。

表 5.8 人工湿地作为污水处理系统与其他污水处理系统生命周期净碳平衡和温室气体平衡

Table 5.8 Comparison of life cycle carbon and greenhouse gas balance between CW and other wastewater treatment systems. Negative value indicate carbon or greenhouse gas emissions

项目		人工湿地	微藻	污水处理厂
生命周期碳平衡 (kg C kg ⁻¹ N 去除)	碳固持	0.2	0	4.7
	运行过程碳排放	-0.1	-0.03	-18.6
	净碳减排	0.1	-0.03	-13.9
生命周期温室气体平衡 (kg CO _{2-eq} kg ⁻¹ N 去除)	CO ₂ 固持	0.8	0	17.1
	运行过程 CO ₂ 排放	-0.9	-0.1	-592.2
	净温室气体减排	-0.1	-0.1	-575.1

5.4 人工湿地碳平衡的影响因素分析

从我们文献搜集与实验的综合结果可知，世界上现有 CW 的 NPP 均较低，大都在 13.5 t C hm⁻² yr⁻¹ 以下，同时具有较大的波动幅度(4.1-43.6 t C hm⁻² yr⁻¹)。这主要是由于作为污水处理系统时 CW 的 NPP 并非是优先考虑的因素。若未来考虑 CW 作为能源系统，那么需要提高其 NPP 进而产出更多的生物质。理论上说，高生物量需要适宜的温度、水分、营养元素供给等因素。在 CW 中，温度的提高也并不会带来生产力的改变(刘冬, 2011)，其水分也始终处于比较充足的状态。因此，CW 的碳平衡应该会受到的污水入水中营养元素(如 N)浓度的影响。此外，作为一个人类主导的系统，CW 本身的结构和植物物种的选择也可能对其碳平衡产生影响。以下就从这 3 个方面进行分析。

5.4.1 人工湿地污水氮输入

废水中氮的大量供应可以促进 CW 中的 NPP 提高。然而，我们实验发现物种的响应曲线是对数关系(图 5.8)。这表明单位氮增加带来的 NPP 的增加在较高的 NPP 水平下将会减少，这是一种收益递减的现象(Tilman *et al.*, 2002)。因此确定最适合的氮输入水平是很有必要的，就像玉米地的氮肥供给曲线类似

(Tilman *et al.*, 2002)。此外，应当探索适合的氮利用技术（如通过回收出水来稀释入水的高浓度氮）来来充分的利用入水中的含氮有机物，进而获得最大的 NPP 和能源产量。

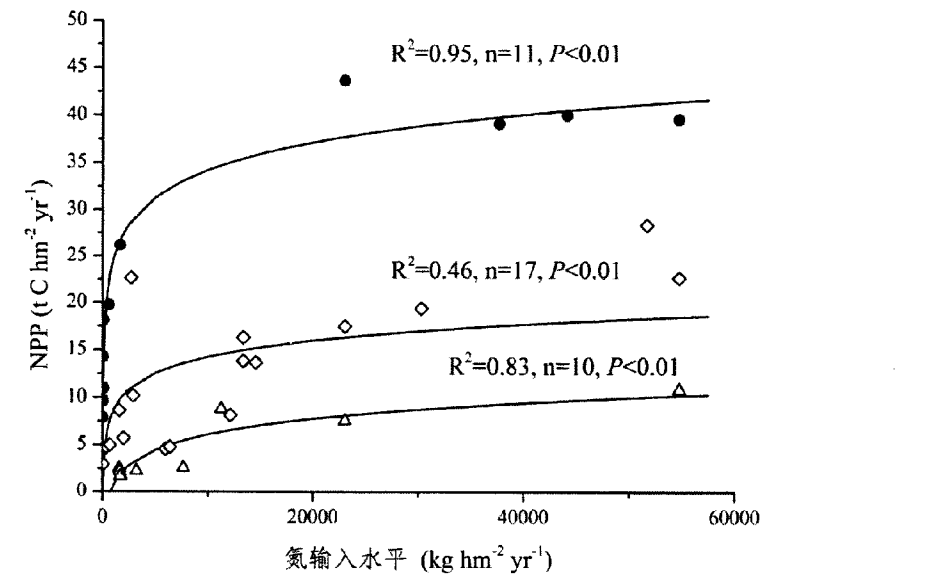


图 5.8 人工湿地氮输入水平和植物年 NPP 的关系。物种：实心圆，芦竹；空心菱形，芦苇；
空心三角，香蒲

Figure 5.8 Relationship between nitrogen level and annual NPP in constructed wetlands. Species:
filled circle, *A. donax*; open diamond, *P. australis*, open triangle, *Typha spp*

5.4.2 人工湿地结构

最佳的水力模式可以促进 CW 中的 NPP。水力模式可以分为表面流和潜流两种。潜流 CW 的平均 NPP 比表面流 CW 高出三分之一左右 ($P < 0.05$; 图 5.9)。主

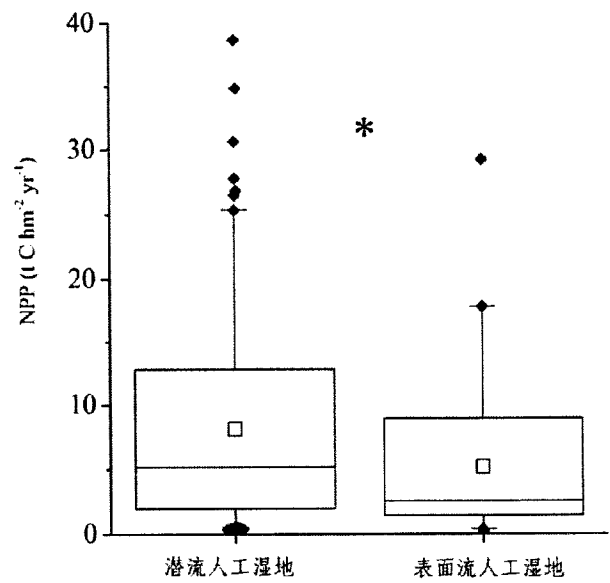


图 5.9 不同水力结构人工湿地植物 NPP 比较，*表示差异显著 ($P<0.05$)，框中横线和正方形分别代表众数和平均值，下误差线，框下横线和上横线以及上误差线分别代表所有数据的 5%、25%、75%和 95%，黑色菱形点代表极值

Figure 5.9 Relationship between hydrologic flow pattern and NPP of plant species in constructed wetlands. asterisk, significant difference ($P<0.05$). he line and square within the box represent the median and mean values; bottom bars, bottom and top edges of boxes, and top bars represent 5%, 25%, 75% and 95% of all data, respectively. Black diamonds outside the boxes represent extreme values

要的原因是潜流 CW 的中湿环境（非水淹）适宜多数植物种生活，而表面流 CW 的水饱和型环境（水淹）则更适合生物量低于中生植物的水生植物生长 (Liu *et al.*, 2009)。因此，垂直潜流 CW 具有较高的 NPP 更适用于生产纤维素生物能源。

5.4.3 人工湿地物种配置

合适植物的选择在决定 CW 的 NPP 高低时也起到非常重要的作用 (Tilman *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2009)。如果 CW 的目的是生产生物能源, 则可以尽量选择具有高生物量的物种。在数据集中, 芦竹的 NPP 最高, 可达 $43.6 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (图 5.10), 这与其它研究中的高生产潜力的物种如美国象草 ($39.6 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和热带地区的多穗稗 ($45.0 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 相当 (Somerville *et al.*, 2010)。因而, 芦竹可以作

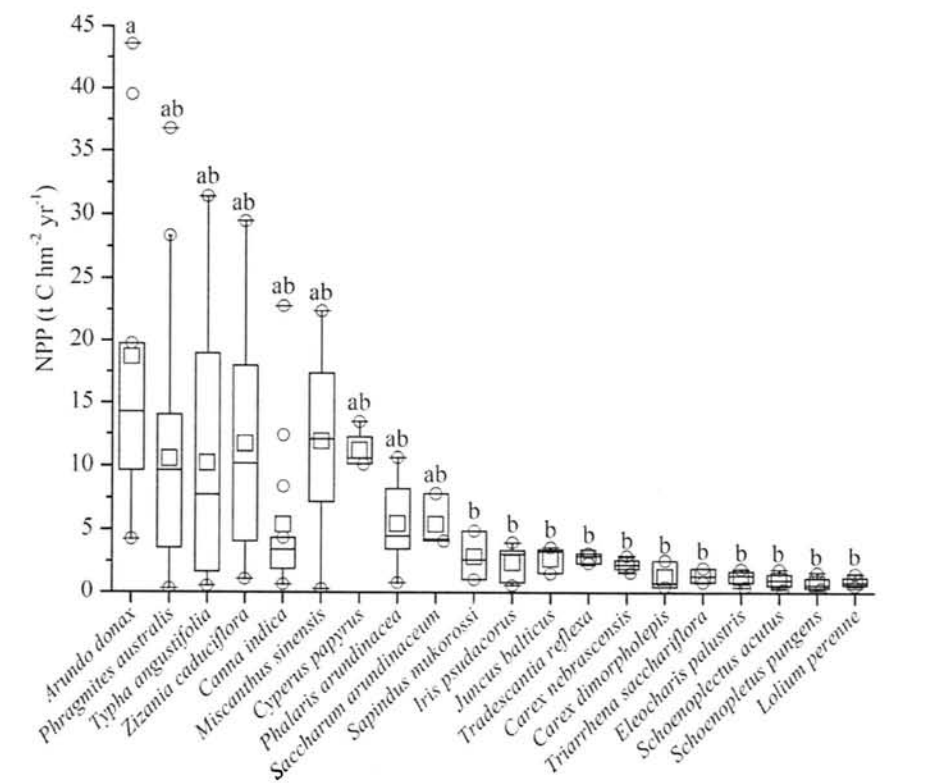


图 5.10 人工湿地中物种配置和 NPP 的关系, 有重叠的 ab 字符表示无显著差异 ($P>0.05$), 框中横线和正方形分别代表众数和平均值, 下误差线, 框下横线和上横线以及上误差线分别代表所有数据的 5%, 25%, 75%和 95%, 白色圆圈代表极值

Figure 5.10 Relationship between plant species and NPP in constructed wetlands. Matching lowercase letters indicate non-significant differences ($P>0.05$) between plant species. For b and c the line and square within the box represent the median and mean values; bottom bars, bottom and top edges of boxes, and top bars represent 5%, 25%, 75% and 95% of all data, respectively. Open circles outside the boxes represent extreme values

为 CW 生物能源生产的首选物种。当考虑不同的水力模式和气候条件时，芦苇、香蒲和芒属的植物物种也可以考虑（图 5.10）。

5.5 人工湿地的生态-社会-经济贡献

5.5.1 人工湿地能源生产与其他生物能源生产体系比较

尽管 CW 主要目的是污水处理，而生物能源生产仅是其副产品。但如果 CW 要成为有效与可持续的生物能源生产系统，其能源输入产出比应该成为首要考虑的因素（Hill *et al.*, 2006; Tilaman *et al.*, 2006; Schmer *et al.*, 2008），即净能量平衡（NEB = 能量输入- 能量输出）和净能量平衡比率（NEB ratio，等于能量输出/能量输入）。从全生命周期考虑其能量平衡，CW 三种能源输出方式平均可以比其它 5 个生物能源生产系统（玉米、大豆、柳枝稷、微藻和 LIHD 草地）提供更

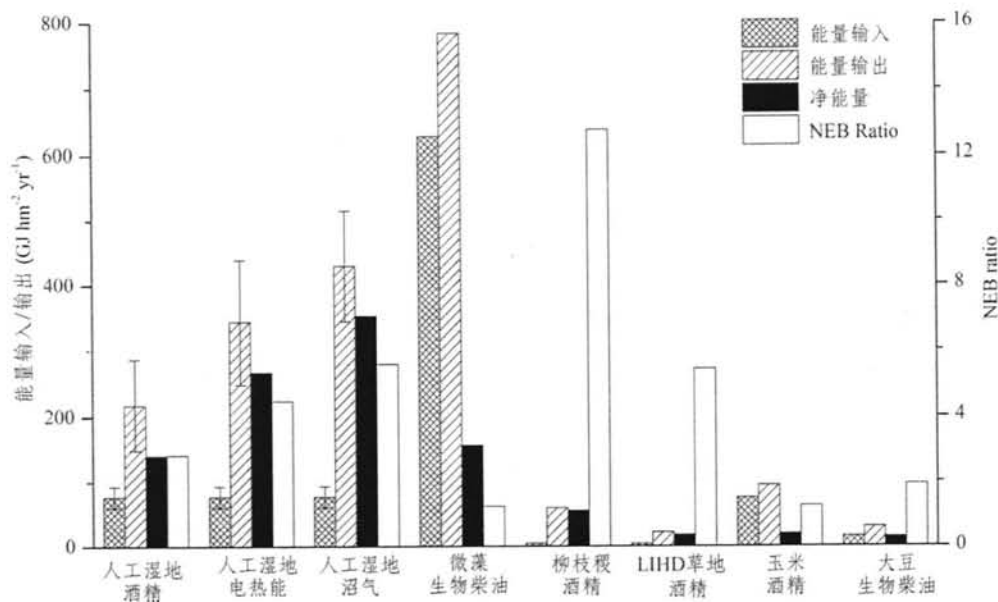


图 5.11 六个主要生物能源系统的能量输入，输出，净能量和能量输入输出比（NEB ratio）：人工湿地（三种能量利用方式），微藻，柳枝稷，LIHD 草地，玉米和大豆，误差线代表标准误

Figure 5.11 Comparison of energy input, energy output, NEB and NEB ratio for six major biofuels: constructed wetlands, microalgae, switchgrass, LIHD grassland, corn and soybean. Error bars, standard error of the mean

高的 NEB (253 GJ hm⁻² yr⁻¹, 图 5.11)。微藻系统尽管能产生最多的能量，但是

125

其能量输入也较多, 因此 NEB 小于 CW 但高于其他四个生物能源系统。然而, 由于 CW 具有较高的能量输入($77 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 这使得 CW 的 NEB ratio(4.29) 在六个系统中只达到中等水平, 低于 LIHD 草地和柳枝稷系统, 但高于玉米/大豆和藻类生产系统。因此, 当同时考虑 NEB 及 NEB ratio 时, CW 仍然是非常有前景的生物能源生产系统。

5.5.2 人工湿地利用废氮生产生物能源对碳循环贡献

2008 年中国生活污水中 N 含量为 2.0 Tg N ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$; 中国环保局, 2010), 相当于中国 N 肥年使用量的 1/10, 或者相当于巴西 N 肥使用总量的 2 倍。假设这些废 N 可以全部由 CW 处理并利用, 本研究以用两种典型的生物能源作物的产量进行估算: 芦竹 (平均 NPP $19.8 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 亚热带和热带地区) 和奇岗 (*Miscanthus x giganteus*, 平均 NPP $11.4 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 温带地区)。其中芦竹 N 消耗为 $600 \text{ kg hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 奇岗为 $200 \text{ kg hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Gu *et al.*, 2011b)。基于以上假设, 约可得到通过 CW 生产的生物能源估计有 $2.9 \times 10^9 \text{ GJ yr}^{-1}$, 能量上比中国 2008 年汽油使用量高~10%, 减少化石燃料碳排放 47.7 Tg C 。

如果我们扩大污水来源, 即工业废水、农业径流以及生活废水中的总废 N (11.3 Tg N) 都由 CW 使用和处理, 则所有纤维素原料可以转化为 $1.6 \times 10^{10} \text{ GJ yr}^{-1}$ 乙醇生物燃料, 能量相当于中国汽油使用的六倍, 可减少化石燃料碳排放 266.6 Tg C , 相当于减少中国 2008 年所有化石燃料碳排放 (1917.6 Tg C , Boden *et al.*, 2011) 的 14%。如果所有的生物质原料用于生产电能, 则可以产生 $2.6 \times 10^{10} \text{ GJ}$ 电能, 这约相当于中国当年电能使用的 2 倍。当然, 整个生产过程中的碳固持或者生产过程碳排放由于具有地域差异性所以难以估计, 从而造成极大的不确定性。然而, 从以上估算结果来看, 以 CW 处理废 N 仍有巨大的减排潜力, 值得未来更深入准确的研究。

5.5.4 人工湿地生态系统服务

作为污水处理系统, CW 每去除一吨 N 所提供清洁水的经济价值是污水处理厂的 9.5 倍, 由此可见 CW 在 N 去除上的平均效率较高 (表 5.9)。然而, CW 的 CO_2 减排仅为污水处理厂的 11%, 这可能是由于污水处理厂的污水处理量更大从

而产生更多淤泥造成的。但 CW 可以提供污水处理厂没有的生物能源，并且每去除一吨 N 带来的水量调节是污水处理厂的 158 倍之多。此外，CW 的负服务还小于污水处理厂，CH₄ 和 N₂O 的排放仅为污水处理厂的 0.09% 和 3%。因此 CW 的总经济价值为 448628 yuan t⁻¹ N 去除，而污水处理厂是负值(-592 yuan t⁻¹ N 去除)。CW 比 WTP 可产生额外 448597 yuan t⁻¹ N 去除的经济价值。其中供给服务价值高 387917 yuan t⁻¹ N 去除，调节服务价值高 13873 yuan t⁻¹ N 去除，且每去除一吨 N 产生负服务的环境成本仅为污水处理厂的 0.09%。由此可见，CW 作为目前污水处理厂的替代途径，从污水处理效果、生态效益以及负面环境来看均优于污水处理厂。

表 5.9 污水处理系统的生态系统服务和负服务的生物物理量及经济价值 (yuan t⁻¹ N 去除)

项目	生物物理量		经济价值	
	CW	WTP	CW	WTP
生态系统服务				
清洁水 (m ³ t ⁻¹ N 去除)	288100.3	30264.6	432150.5	45396.8
生物能源 (GJ t ⁻¹ N 去除)	17.7	0	1162.9	0
CO ₂ 减排 (t CO _{2-eq} t ⁻¹ N 去除)	1.9	17.1	154.1	1386.8
水量调节 (m ³ t ⁻¹ N 去除)	4222.6	26.7	15201.4	96.1
生态系统负服务				
CH ₄ 排放 (t CO _{2-eq} t ⁻¹ N 去除)	0.5	585.3	-40.6	-47467.8
N ₂ O 排放 (t N ₂ O t ⁻¹ N 去除)	0.0003	0.01	-0.1	-3.6
净经济效益			448628	-592

若作为生物能源系统，CW 可比其他生物能源系统有更高的成本-收益比（表 5.10），可达微藻的 1.7 倍，比柳枝稷高一个数量级。这主要是因为 CW 有较高的清洁水供给服务，且环境成本较小，同时运行成本也较小。而且，CW 可以提供一些其他的生态系统服务，例如生物多样性保护和娱乐服务（Yang *et al.*, 2008），这些是其他生物能源系统不能提供的（表 5.10）。

表 5.10 生物能源系统的生态系统服务和成本收益分析 (yuan hm⁻² yr⁻¹)

Table 5.10 The ecosystem services and cost-benefit analysis of several biofuel ecosystems (yuan hm⁻² yr⁻¹)

项目	人工湿地	微藻	柳枝稷	LIHD 草地	玉米	大豆
供给服务						
清洁水	1188988	1188988	0	0	0	0
生物能源	8138	22018	7806	2509	2666	2033
调节服务						
净温室气体减排	272	-14382	279	NA	NA	NA
水量调节	27397	27397	-	-	-	-
生物多样性保护	√	-	-	√	-	-
文化服务						
休闲娱乐	√	-	-	-	-	-
美学	√	-	-	-	-	-
教育	√	√	-	-	-	-
负服务						
水体氮污染	0	0	-95	0	-3	0
经济收益	1224795	1224021	7990	2509	2666	2033
运行成本	90250	315364	13478	19380	6582	4672
能源生产成本	106366	17156	3189	5868	2931	2081
成本收益比	6.2	3.7	0.5	0.1	0.3	0.3

注: NA, 数据不可获得; “-”, 无此项服务; √, 有此服务但无法货币化.

5.5.5 人工湿地社会经济可行性

本研究中 CW 碳平衡的影响因素都可以非常容易地通过人为实地操作来达

到最优化的目标，这使得 CW 成为技术可行且前景诱人的生物能源生产系统。例如，中国的 CW 在政府及当地社会团体的推动下发展迅速(Yang *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2009)。许多 CW 位于郊区和农村，通过基础训练的当地居民可以非常容易地操作这些 CW，从而可以进行生物能源生产。

从经济可行性方面考虑，以 CW 比污水处理厂在处理污水方面具有经济优势，若考虑生产生物能源则更有竞争优势。本文假设 CW 和污水处理厂的使用寿命为 20 年，则在中国用 CW 去除 1kg N 的成本 (14 - 70 yuan) 仅为污水处理厂 (38 - 135 yuan) 的 1/3 - 1/2 (表 5.11)。其中，和污水处理厂 (13.7 - 36.5 yuan kg⁻¹N 去除) 相比，CW 有更低的运行和维护成本 (0.5- 4.5 yuan kg⁻¹N 去除)。由于 CW 建造的主要目的是处理污水，我们只考虑生物质的收获成本作为生物能源生产成本，仅为 760 yuan hm⁻² yr⁻¹，占总成本的 0.5%。假设从 CW 纤维素原料到乙醇的转化成本是一个常数，则与其他生物能源生产系统相比，用 CW 系统生产生物能源是很有竞争力的。由于 CW 的使用寿命往往可能大于 20 年 (Vymazal, 2007)，故而我们还可能高估建造成本。

表 5.11 污水处理厂和人工湿地的建造与运行成本

Table 5.11 Building cost and operation/maintenance cost of building WTP and CW

项目	设计处理 能力 (m ³ day ⁻¹)	总成本 (百万元)	单位建造成本 (yuan m ⁻³)	单位运行成本 (yuan m ⁻³)	数据来源
污水处理厂地点					
广东猎都一期	30000	792.22	3601	0.67	本研究
广东广州经济开发区	3300	108.22	4329	0.59	本研究
广东佛山镇南	13000	325.3	3253	0.62	本研究
广东深圳罗芳一期	13000	540.6	5406	0.79	本研究
广东深圳平湖	3200	123.6	5149	0.57	本研究
广东中山	13000	352.4	3524	0.55	本研究

广东肇庆	7000	115.9	2318	0.41	本研究
广东深圳蛇口	4000	108.1	3604	0.62	本研究
人工湿地地点					
山东东营	100000	84.2	842	0.02	Zhang et al., 2009
北京龙岛	200	0.3	1315	0.02	Zhang et al., 2009
浙江东阳	2600	10.9	544	0.01	本研究

但是，处理等量的废 N，CW 往往比污水处理厂需要多 5-10 倍的土地。在中国，用 CW 处理所有的 11.3 Tg 废 N 所需要的最大土地面积为 $4.3 \times 10^5 \text{ km}^2$ (约为中国未开垦土地资源的 17.5%)，不会与食物生产的肥沃土壤竞争土地 (Gu et al., 2011b)。尽管仍有五分之一的省份（主要是人口聚集、大量废 N 排放的地区）土地供给无法满足 CW 的需求，但就全中国而言，土地面积不会成为 CW 扩张的障碍。

5.6 本章小结

作为当前污水处理厂重要的补充分解子系统之一，CW 不仅可以处理污水，还可以同时利用废 N 生产生物能源。在过去 15 年中国生活污水增长一倍并且未来还会继续增加的情况下，CW 作为一种低成本的技术在处理分散式污水中有其独特的社会经济优势，同时还能带来众多生态效益。CW 最初作为污水处理系统出现，近年来发现可以用作生物能源生产系统，更进一步提高其生态系统服务功能。因此，本章将其与污水处理系统（污水处理厂、微藻）和能源生产系统（如玉米、柳枝稷）在生命周期碳平衡及生态系统服务方面进行对比，主要结论如下：

（1）作为污水处理系统，CW 的碳固持和生物能源生产带来的碳减排之和（ $0.5 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除）仅为污水处理厂淤泥碳固持（ $4.7 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除）的 11%，这主要是由于污水处理厂处理的污水量较大的原因，从这里可体现出污水处理厂作为主流污水处理手段的优势。然而，从 WTP 转变为 CW 后生命周期碳排放减少 $14 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除，生命周期温室气体排放减少 $575 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ t}^{-1} \text{ N}$ 去除。这主要是由于 CW 建造和运行的成本较低，消耗的物质和能量较少。因此，作为一种

的污水处理厂补充手段之一, CW 具有较好的碳减排效应。若作为能源生产系统来比较, CW 的生命周期净能源输出量 ($253 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 在所有六个能源系统中最高, 并且是一个高能量输入和能量输出的系统, 其平均能量输入 ($77 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 是柳枝稷和 LIHD 草地 16.3 与 19.2 倍。尽管微藻系统和 CW 系统类似, 同时也具备污水处理和能源生产功能, 但其在污水处理方面的生命周期碳减排和温室气体减排量并不优于 CW 系统。若作为能源生产系统比较, 微藻系统能量投入约为 CW 的 8 倍, 生命周期净能量输出却仅为 CW 的 62%, 并且生命周期碳排放量 ($-34.8 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和温室气体排放量 ($-128.3 \text{ t CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 均较高, 而 CW 均是净汇。由于微藻系统是一个高技术高成本的系统, 因此在碳减排和大规模应用的可行性方面不如 CW。CW 的地上植物碳固定 (NPP) 是其最重要的生物过程之一, 若未来考虑 CW 作为能源系统, 则需要提高其 NPP。主要受到三个因素的影响: 污水 N 输入浓度, CW 结构和物种配置。可以通过采取合理的 N 利用技术, 使用垂直流 CW 以及选取芦竹、芦苇等生产力较高的物种等易行手段来提高 NPP;

(2) 如果中国 2008 年所有的生活污水均由 CW 处理, 则生物能源生产潜力估计有 $2.9 \times 10^9 \text{ GJ yr}^{-1}$, 能量供给比中国 2008 年汽油使用量高~10%, 可减少减少化石燃料碳排放 47.7 Tg C ; 若扩大污水来源, 工业废水、农业径流以及生活废水中的所有废 N 都由 CW 使用和处理, 则生物能源潜力增加到 $1.6 \times 10^{10} \text{ GJ yr}^{-1}$, 相当于中国汽油能量供应的 6 倍, 可减少化石燃料碳排放 266.6 Tg C , 相当于减少中国 2008 年所有化石燃料碳排放 (1917.6 Tg C) 的 14%;

(3) CW 可提供大量生态系统服务。作为污水处理系统, 其供给服务和调节服务经济价值分别比污水处理厂高 $387917 \text{ yuan t}^{-1} \text{ N}$ 去除和 $13873 \text{ yuan t}^{-1} \text{ N}$ 去除, 其负服务经济价值仅为污水处理厂的 0.09%; 作为能源生产系统, CW 的供给服务 ($1197126 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 仅低于微藻系统 ($1211006 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 却是其他能源系统的 153-589 倍; 但是, CW 的净温室气体减排是正值, 而微藻系统该项的经济价值为 $-14382 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 因此其总生态服务经济价值在所有能源系统中最高。此外, CW 还具有生物多样性保护, 景观美学等难以量化的文化服务。因此我们可能低估 CW 提供的生态服务价值。此外, CW 技术易行, 去除 1 kg N 的成本 ($14 - 70 \text{ yuan}$) 较低, 仅为污水处理厂 ($38 - 135 \text{ yuan}$) 的 1/3 -

1/2。由此可知，CW 的推广和现有的污水处理系统或能源生态系统相比均具有经济和生态上的双赢优势，是很有发展潜力的一个分解子系统。

6 城市生态系统：碳循环和生态服务

6.1 引言

城市面积和数量的快速扩张剧烈影响着全球碳循环 (Lal, 2012), 而城市生态系统碳循环又受到全球或区域环境改变 (如热岛, 水缺乏和空气污染) 的影响 (Churkina, 2012)。全球 80% 的人源碳排放来自于城市地区人类的生活、交通等活动的耗能 (Lal, 2012), 直到最近人们还意识到城市建成区的碳密度甚至可高于热带雨林 (Churkina *et al.*, 2009)。随着未来绝大多数的人口增长将在城市地区, 城市碳循环将在全球碳循环中扮演越来越重要的角色。

城市建成区中的碳储存在绿地碳库, 如城市植被 (Nowak and Crane, 2002) 和土壤 (Pouyat *et al.*, 2006) 与人源碳库, 如建筑和垃圾填埋场 (Churkina *et al.*, 2009) 中。已有对这些碳库相关碳流 (碳固定和排放) 及碳密度的研究尺度从局地 (温家石等, 2010; Mohareb and Kennedy, 2012), 区域 (Pouyat, 2006; Churkina *et al.*, 2009; Nowak *et al.*, 2013) 到全球 (Bramryd, 1980) 不等。尽管已有研究显示人类源驱动力决定城市绿地碳固定和碳密度大小 (Pickett *et al.* 2011; Strohbach and Haase, 2012)。然而, 仍缺乏足够城市碳量化数据 (Lal, 2012) 来理解到底是何种自然或社会经济因子影响城市碳密度, 尤其是人源碳密度。

此外, 城市绿地还可以为人类提供重要的生态系统服务如小气候调节 (Zhou *et al.*, 2004)、噪音降低 (Fang and Ling, 2003)、空气污染降低 (Currie and Bass, 2005) 和景观美学 (McPherson *et al.*, 2005)。同时, 城市绿地及人为管理活动也会带来生态系统负服务, 如可挥发性有机物的排放, 水和能量的消耗, 温室气体产生等 (Escobedo *et al.*, 2011)。基于城市的特殊生物地球化学循环过程评估城市系统的生态系统服务和负服务, 对于认识城市系统的净生态系统服务以及增强对城市生态系统功能的理解十分必要 (Pataki *et al.*, 2011)。

本文以中国 16 个城市建成区为例来研究: (1) 绿地系统碳固定和碳密度及其生命周期碳平衡; (2) 人居系统碳密度; (3) 绿地和人居系统碳密度分别与自然因素及社会经济因素的相关关系; (4) 评估城市生态系统服务价值。对于影响因素, 我们假设: (1) 城市绿地系统碳密度仍然受自然因子影响; (2) 城市人居系统碳库碳密度主要受到社会经济因子影响; (3) 城市总碳密度受自然与社会经济综合影响, 但两类因子影响程度未知。寻找城市中绿地和人源碳密度的影响因

子对理解城市自然组分和人源组分的交互机制具有重要意义。

6.2 研究方法

6.2.1 城市边界定义和样本城市选取

本文城市边界定义为城市建成区，即城市行政范围内集中连片建设用地以及分散在近郊区与城市有着密切联系，具有基本完善的市政公用设施（如机场，污水处理厂、通讯电台等）的城市非农业生产建设区域（中国统计年鉴，2012）。城市绿地系统的边界定义为城市建成区里的绿化覆盖区域，即城市建成区内各单位管理的一切用于绿化的乔灌木和多年生草本植物的垂直投影面积所占有的区域（中国统计年鉴，2012）。从而，城市建成区人居系统的范围即为城市建成区里除城市绿地系统覆盖之外的不透水层覆盖的区域。

本文的研究数据来自实验测量和数据搜集，为保证碳平衡计算的完整性和一

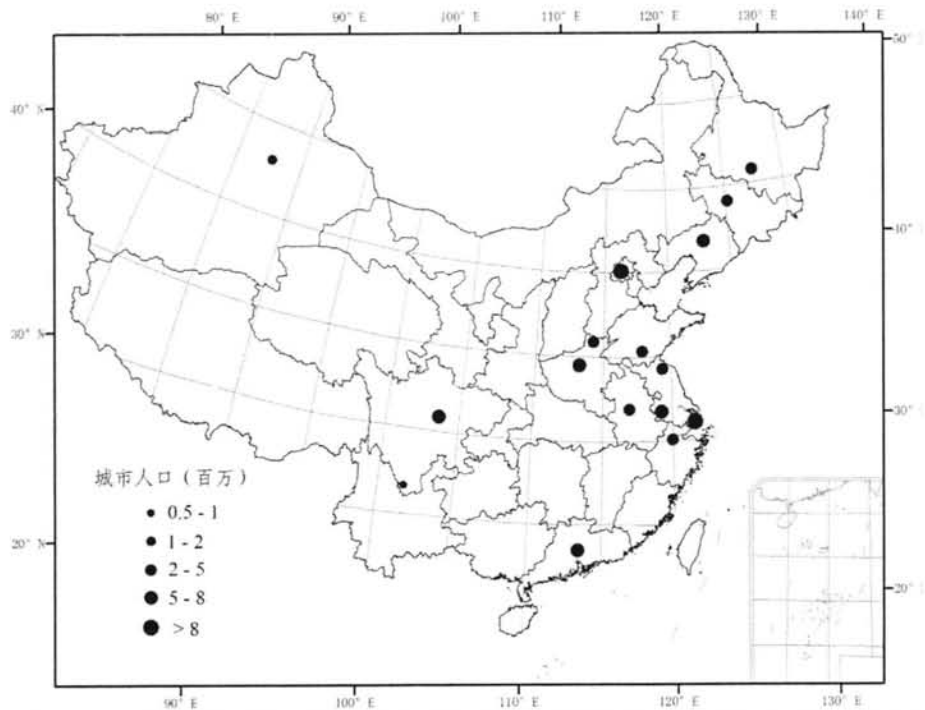


图 6.1 中国 16 个样本城市分布 (2009 年人口数据)

Figure 6.1 Distribution of 16 sample cities in China (2009 population data)

致性,因此城市选取时需首先保证该城市同时有土壤和植被的碳固定和储量研究,同时所选城市尽量包括大、中、小不同的人口规模和跨越东、中、西不同地区。通过实地调查测量和数据搜集,本文一共搜集 47 个有绿地植被数据的城市 and 53 个有土壤数据的城市,从中筛选符合条件的城市一共 16 个用于后面的分析。16 个城市的人口规模和地理分布如图 6.1,基本符合以上条件。

6.2.2 城市碳库分类和影响因子选择

根据边界定义以及 Churkina *et al* (2009) 的分类,我们将城市建成区碳库分为绿地碳库(植被和土壤)和人居系统碳库(建筑,垃圾填埋场和人类本身)两部分。我们选择年均温和年降水作为自然因素,因为以往的研究显示这两个因素可影响植物净初级生产力和土壤呼吸 (Jobbágy and Jackson, 2000; Piao *et al.*, 2005), 并进而影响植物和土壤碳库 (Yang *et al.*, 2007; Churkina, 2012); 同时,温度和湿度能直接影响混凝土吸收 CO_2 的速率和间接影响建筑使用的木材生产 (Churkina, 2012)。对于社会经济因子,我们选取几个常用的影响城市人类源碳排放的指标 (Luck *et al.*, 2009; Marcotullio, *et al.* 2012; Zhao *et al.*, 2013) 来检验城市绿地和人居碳库分别与它们的关系,包括人口指标(城市人口密度,城市家庭户数密度),经济指标(城市人均 GDP,单位城市面积 GDP)和能源指标(城市人均能耗,单位城市面积能耗,万元 GDP 能耗)。

6.2.3 数据采集和计算方法

植被数据来自文献数据收集和全国实验的调查,具体方法见第二章。绿地植被中乔木碳固定,即年净初级生产力 (NPP_t) 由生物量年均增量 (MABI_t), 年均凋落量 (L_t) 和年均修剪量 (Pr_t) 计算得到 (温家石, 2010):

$$\text{NPP}_t = \text{MABI}_t + L_t + \text{Pr}_t \quad \text{公式 (6.1)}$$

其中, MABI_t 通过对样木进行钻芯测量得到,即测出树木前一年的胸径并通过生物量公式计算得到两年的生物量差值(Nowak & Crane, 2002); L_t 以整株叶生物量近似代替; Pr_t 由所采样本的含水率以及乔木修剪频率等信息计算得到。所有单位均为 $\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

由于城市灌木的 MABI 占总绿地植被生产力的比例较小 (Herte *et al.*, 1971)

且中国城市的绿化管理策略与环境相对趋同 (Zhao *et al.*, 2013), 对灌木碳固定 (NPP_s) 本研究仅计算其年均凋落量 (L_s) 和年均修剪量 (Pr_s):

$$NPP_s = L_s + Pr_s \quad \text{公式 (6.2)}$$

其中, L_s 用灌木的叶生物量近似代替; Pr_s 测算与乔木相同。

草本植被生产力 (NPP_L) 包括当年新增生物量 (Falk, 1980) 和割草量 (Pr_L)。新增生物量指残留地上生物量 (S_L) 和根生物量 (R_L) 中的新增生物量之和 (Golubiewski, 2006):

$$NPP_L = Pr_L + 0.49S_L + 0.42R_L \quad \text{公式 (6.3)}$$

其中 0.49 和 0.42 是城市草坪 S_L 与 R_L 新增生物量所占比率 (Falk, 1980; Golubiewski, 2006)。

以上所有的园林修剪物和凋落物都有做生物能源的潜力 (Shi *et al.*, 2013), 从而能替代化石能源带来碳减排。基于所有样地单位面积废弃物生物量年产量, 根据燃烧释放能值 18.5 MJ kg^{-1} (Tilman *et al.*, 2006) 来计算园林废弃物总能量热值输出。基于总热值, 本研究计算 3 种可用的生物能源输出 (生物质转换成乙醇, 电热能和沼气) 的平均值作为生物能源的输出, 其转换效率因子分别为 0.38 (Tilman *et al.*, 2006), 0.6 (Ohlrogge *et al.*, 2009) 和 0.75 (Zeng *et al.*, 2007)。从废弃物的搜集、运输到生产过程中的耗能也通过收集数据进行计算, 并采用平均值作为其生产生物能源过程的能量输入。由此, 即可通过能源的输入和输出算出净能源产量。再通过替代单位化石能源 (汽油) 的碳排放 ($0.0162 \text{ t C GJ}^{-1}$, 国家统计局, 2010), 算出废弃物作为生物能源的净碳减排量 (C_{UE})。最后, 将绿地管理过程中的化石能源碳排放 (C_{UM}) 考虑进来, 即可计算出城市建成区绿地系统的生命周期碳排放 (C_{ULS}):

$$C_{ULS} = MABI + C_{UE} - C_{UM} \quad \text{公式 (6.4)}$$

城市土壤数据全部来自文献搜集和计算。针对 16 个城市我们搜集 69 个土壤有机质的数据, 通过 Bemmelen 指数 (0.58, Guo and Gifford, 2002) 换算成土壤有机碳 ($SOCC_u$, g kg^{-1})。同时记录土壤之上的植被覆盖类型 (乔木或草坪), 土壤取样深度 (H , cm) 及其容重 (BD , g cm^{-3}), 给出相应覆盖类型下土壤的有机碳密度 ($SOCD_u$, t C hm^{-2}):

$$SOCD_u = SOCC_u \times BD \times H \times (1 - \delta_{2mm}/100) \times 0.1 \quad \text{公式 (6.5)}$$

其中, $\delta_{2\text{mm}}$ 指土壤中大于 2mm 的砾石百分比。对于没有 BD 数据的研究文献, 我们按照 Wang *et al.* (2011) 的方法对其进行估算。对于没有达到 1m 土壤深度的取样点, 所有的土壤数据均按照 Pouyat *et al.* (2009) 的方法推算到 1m。其中一种方法是将表层土壤有机碳代算直接推到 1m 深度, 并发现推算所得总 SCOD 和推算深度之间无相关关系, 数据可用 (Pouyat *et al.*, 2006)。另一种方法即按照表土层有机碳密度和 1-m 深有机碳密度的比例关系 (Jobbágy and Jackson, 2000) 来估算 1m 深的 SOC_{D_u} 。为保证结果更加可靠, 每个城市的最终 SOC_{D_u} 均为两种方法的平均值。对于不透水层下的土壤碳密度由于研究较少, 并且其碳密度由于硬化路面的密封作用而几乎不变 (Churkina, 2012), 故我们以邻近区域的自然生态系统土壤碳密度来代替 (朱超等, 2012)。

建筑物的碳密度包括家具碳密度和建筑物结构中的碳密度。其中家具中木材的碳密度 (C_{furn}) 方法采用依据朱超等 (2012):

$$C_{\text{furn}} = N_{\text{set}} \times N_{\text{household}} \times N_{\text{furn}} \times (f_w \times I_w \times 0.4 \times 0.5 + f_s \times I_s \times 0.4 \times 0.5) \quad \text{公式 (6.6)}$$

其中, N_{set} 是每个城市家庭拥有的成套家具数量(套); $N_{\text{household}}$ 是城市家庭的户数, N_{furn} 是每个成套家具的件数, 假定为 10-20 件 (朱超等, 2012); f_w 和 f_s 为成套家具中木家具 (0.8)、钢家具 (0.2) 的比例; I_w 和 I_s 为木家具 ($0.07 \text{ m}^3 \text{ 件}^{-1}$) 和钢家具 ($0.03 \text{ m}^3 \text{ 件}^{-1}$) 中木材消耗强度; 0.4 是木材的平均蓄积密度 (t m^{-3}), 0.5 是干物质中的碳含量。建筑物中的碳会以建筑结构中木材储存大量有机碳和混凝土吸收大量 CO_2 后的碳酸盐无机碳形式储存。建筑有机碳 (C_{buildorg}) 计算:

$$C_{\text{buildorg}} = (A_{\text{house}} \times f_{\text{house}} \times I_{\text{house}} + A_{\text{office}} \times f_{\text{office}} \times I_{\text{office}}) \times 0.4 \times 0.5 \quad \text{公式 (6.7)}$$

其中, A_{house} 和 A_{office} 是城市住宅和商业建筑面积; f_{house} 和 f_{office} 是住宅和商业建筑固定木材的比例 (0.6 和 0.2); I_{house} 和 I_{office} 是住宅和商业建筑木材消耗强度; 0.4 是木材的平均蓄积密度, 0.5 是干物质中的碳含量。建筑无机碳 ($C_{\text{buildinorg}}$) 计算:

$$C_{\text{buildinorg}} = (A_{\text{house}} + A_{\text{office}}) \times I_{\text{cement}} / \rho_{\text{concret}} \times C_u \quad \text{公式 (6.8)}$$

其中 I_{cement} 是单位面积建筑的水泥消耗量 (t hm^{-2}); ρ_{concrete} 是单位体积混凝土的水泥质量 (kg m^{-3}); C_u 是单位体积混凝土吸收的碳量 (t m^{-3})。

垃圾填埋场的碳储存包括来自家庭, 建筑建造和拆除产生的废物, 以及污水处理厂产生的淤泥 (Churkina *et al.*, 2010)。中国第一座垃圾填埋场建于 1991 年,

所以我们假设现在已经积累了 20 年的废弃物:

$$C_{\text{waste}} = C_{\text{Mun}} + C_{\text{C\&D}} + C_{\text{Sew}} \quad \text{公式 (6.9)}$$

$$C_{\text{Mun}} = \sum_{\text{yr}=1991}^{2010} N_{\text{people}} \times W_{\text{Mun}} \times f_{\text{L1}} \times C_{\text{seq}} \quad \text{公式 (6.10)}$$

$$C_{\text{C\&D}} = \sum_{\text{yr}=1991}^{2010} A_{\text{construct}} \times (f_{\text{st}} \times C_{\text{st}} + f_{\text{w}} \times C_{\text{w}}) \times f_{\text{L2}} \quad \text{公式 (6.11)}$$

$$C_{\text{sew}} = \sum_{\text{yr}=1991}^{2010} W_{\text{sew}} \times f_{\text{sew}} \times C_{\text{s}} \times f_{\text{L3}} \quad \text{公式 (6.12)}$$

其中, C_{Mun} , $C_{\text{C\&D}}$, C_{Sew} 代表生活垃圾, 建筑垃圾和污水淤泥的碳储量; N_{people} 代表城市人口数量; $A_{\text{construct}}$ 代表每年的城市建筑施工面积; W_{sew} 代表每年城市污水处理量; W_{Mun} 是人均生活垃圾产生量; f_{L1} , f_{L2} , f_{L3} 分别代表生活垃圾, 建筑垃圾和污水进入填埋场的比例; f_{st} 和 f_{w} 代表每吨建筑垃圾中钢铁和木材的含量; f_{sew} 代表处理每吨污水产生的淤泥量, C_{seq} 是每吨生活垃圾含碳率, C_{st} 和 C_{w} 是每吨钢材和木材中的含碳率, C_{s} 是每吨淤泥中的含碳率。

此外, 我们还计算了人类本身的碳储量

$$C_{\text{hum}} = \sum_1^8 N_{\text{m}} \times C_{\text{m}} + N_{\text{w}} \times C_{\text{w}} \quad \text{公式 (6.13)}$$

其中, N_{m} 和 N_{w} 是城市男女人口的数量, C_{m} 和 C_{w} 是城市男女平均的碳含量, 分为 8 个年龄段来计算城市总人口的含碳量。

6.2.4 城市绿地生态系统服务评估框架和计算

基于 MA 对生态系统服务的分类 (MA, 2005), 本研究建立城市绿地生态系统服务评估框架 (图 6.2), 量化评估了 8 项主要 ES 和 EDS (生产生物能源、净化空气、调节小气候、降低噪音、CO₂ 减排、美学价值、温室气体和 VOC 排放), 并定性评估如水和能源消耗等负服务。

由于城市绿地是属于生命支持系统的一类, 其比较重要的是文化服务和调节服务 (Pataki *et al.*, 2011), 故本研究重点评估这两类服务, 而生物能源供给则是作为伴随其文化服务和调节服务的供给时产生的一个副产品。对城市绿地文化服务价值的评估一直被学者视为一个难题 (Daniel *et al.*, 2012), 目前尚无统一的评估方法。尽管目前的污水处理厂和空气净化器等市政设施已经可以产生类似绿地

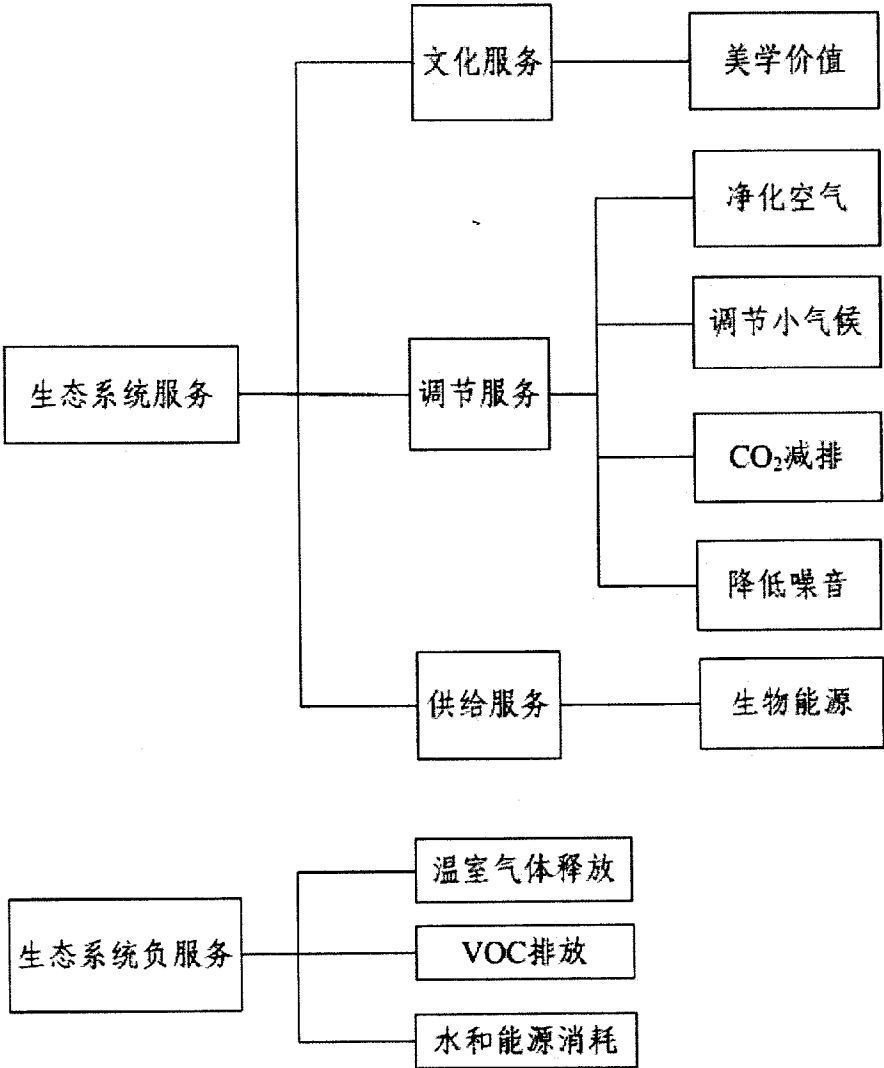


图 6.2 城市绿地生态系统服务评估框架

Figure 6.2 Valuation framework of ecosystem services and dis-services for urban greenspace ecosystems

调节服务的作用，但城市绿地仍是城市建设中必需的一类土地利用方式，其目的就是为获得绿地景观美学的文化服务。本文利用经济学的机会成本原理（一种商品的价值等于为了得到它而放弃的另一些商品的价值，Mankiw *et al.*, 2006），若将绿地生态系统看做提供景观美学的商品，则放弃了其作为住宅或商业用地的价值。本研究用城市一级住宅用地的基准地价来代替城市绿地的文化服务价值（ V_{uc} ， $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ）。计算公式如下：

$$V_{uc} = P_L / 50 \quad \text{公式 (6.14)}$$

其中 P_L 为该城市一级住宅用地的基准地价 (yuan hm^{-2}); 50 为土地的使用年限。

城市绿地植物(主要是叶片)能有效吸附污染物,或使空气污染物沉降下来,起到净化空气污染物的作用 (Baumgardner *et al.*, 2012)。本研究计算城市绿地净化空气的价值 (V_C , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 分为可以分为对 SO_2 的吸收 (G_S , $\text{kg} \cdot \text{yr}^{-1}$) 和对 PM_{10} 的吸附 (G_P , $\text{kg} \cdot \text{yr}^{-1}$):

$$G_S = 140.67 \times S \quad \text{公式 (6.15)}$$

$$G_P = (233.85 \times S_T + 47.68 \times S_L) / 1000 \quad \text{公式 (6.16)}$$

$$V_C = (G_S \times 1.2 + G_P \times 0.15) / S \quad \text{公式 (6.17)}$$

其中, S 为绿地面积 (hm^2); S_T 为乔木绿地面积 (hm^2); S_L 为非乔木绿地面积 (hm^2); 140.67 为每公顷绿地每年吸收 SO_2 量 (kg); 1.2 和 0.15 为 SO_2 吸收和 PM_{10} 的吸附的价格 (yuan kg^{-1} , 国家林业局, 2008)。

城市绿地调节小气候主要是指通过绿地植物蒸发蒸腾作用来降低周围环境的温度和缓解热岛效应,其价值 (V_R , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 以节约的空调用电量 ($\text{kwh hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 来替代。本研究计算公式如下:

$$V_R = (189 \times 20.64 \times a) \times P_R \quad \text{公式 (6.18)}$$

其中 189 表示每公顷绿地降温节能相当于 189 台空调 (王如松等, 2004); 20.64 表示空调每天的耗电量 (王如松等, 2004); a 表示城市每年气温高于 26°C 的天数; P_R 为城市平均电价 (yuan kwh^{-1})。

城市绿地植被净初级生产力中仅有乔木生物量年增量是植被净碳固持量 (C_{MABI} , $\text{t CO}_2 \text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$), 其余则作为废弃物被用于能源生产, 不算在碳固持中, 但仍然能替代化石能源带来碳减排 (C_{EN} , $\text{t CO}_2 \text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。根据这两部分可以计算城市绿地 CO_2 减排的价值 (V_C , $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$):

$$V_c = (C_{MABI} + C_{EN}) \times P_c \quad \text{公式 (6.19)}$$

其中 P_c 为固碳成本, $P_c = 10 \text{ Euro t}^{-1} \text{CO}_2$ 。

此外, 城市绿地可能具有多种负服务, 如水和能量的消耗、绿地管理过程 (修剪、灌溉和施肥) 中的化石能源温室气体排放以及挥发性有机化合物释放等 (Pataki *et al.*, 2011)。其中, 绿地排放的挥发性有机化合物可导致城市光化学烟

雾以及灰霾的形成从而危害人体健康 (Laothawornkitkul *et al.*, 2009)。绿地 VOC 排放造成的经济损失 (V_{voc} , yuan $\text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 计算如下:

$$V_{\text{voc}} = 33.7 \times S_T / S \times P_{\text{voc}}$$

公式 (6.20)

其中 P_{voc} 为单位 VOC 的环境成本, 取 5.05 yuan $\text{kg}^{-1} \text{C}$ (Silalertruksa *et al.*, 2012) 33.7 为城市绿地的乔木 VOC 排放量 ($\text{kg C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$, Chang *et al.*, 2012)。

温室气体排放带来的负服务经济价值计算如下 (V_{GHG} , yuan $\text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$):

$$V_{\text{GHG}} = C_{\text{eq}} \times P_c$$

公式 (6.21)

其中 C_{eq} 为每公顷绿地温室气体排放当量 ($\text{kg CO}_2\text{-eq hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。

6.3 城市绿地系统碳循环

6.3.1 城市绿地碳固定

中国 16 个城市绿地单位绿地面积的 NPP 为 1.8 - 4.3 $\text{t C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$, 其中平均约 44% (33% - 60%) 为绿地的生物量年增量, 是城市 NPP 的最大贡献者 (表 6.1)。剩余的部分为年均修剪量和凋落量, 分别平均占 NPP 的 32%和 25%。16 个城市的修剪量从 13% - 47%不等, 相差 3 倍多, 在 NPP 三个组分中差异最大。这反映不同气候区的城市里绿地植被的物种组成差异 (如常绿树和落叶树的比例) 而导致的所需修剪量的不同。凋落量占 NPP 比例最大的城市是乌鲁木齐, 可达 37% (表 6.1)。这可能是由于该城市降水较少也处于较缺水的干旱地区, 可能种植更多的落叶树种来减少其每年的水分蒸腾量。

表 6.1 中国 16 个城市绿地 NPP 的组成 ($\text{t C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)
Tabel 6.1 Components of greenspace NPP of 16 cities in China

城市	生物量年增量 (MABI)	年均修剪量 (P_T)	年均凋落量 (L_d)	MABI 占 NPP (%)
哈尔滨	0.79	0.62	0.47	42
长春	0.83	0.98	0.70	33
乌鲁木齐	0.68	0.18	0.50	50
沈阳	0.94	0.97	0.94	33
北京	1.13	0.97	0.59	42

安阳	0.93	1.04	0.77	34
临沂	0.76	0.97	0.33	37
连云港	0.73	0.31	0.17	60
郑州	1.00	1.12	0.75	35
南京	1.09	1.06	0.72	38
合肥	0.62	0.31	0.26	52
上海	0.65	0.54	0.26	45
成都	1.64	0.58	0.82	54
杭州	1.76	1.72	0.82	41
攀枝花	1.04	0.35	0.35	60
广州	1.26	0.66	1.08	42

从自然森林转变为城市绿地，在中国 16 个城市的单位绿地覆盖面积 NPP 平均比自然森林提高约 1.3 倍（表 6.2），仅上海的单位绿地覆盖面积 NPP 比自然森林低 25%，而最高的 NPP 增长可达 3 倍（南京）。若仅考虑 MABI，16 个城市的平均绿地碳固持也可达自然森林 NPP 的 97%，范围从 34% - 202% 不等。杭州、成都、南京等城市绿地植被生物量年增量分别可比邻近自然森林 NPP 高出 132%、39% 和 54%（表 6.2）。这显示适度的人为修剪如同“放牧优化”，不仅不会降低其光合作用，反而有利于提高植物的生物量和生产力（McNaughton, 1979）。此外，人为灌溉和施肥等也是促进城市 NPP 的提高的原因（温家石等，2010；Mohareb and Kennedy, 2012）。就所选的 16 个城市而言，其单位绿地面积平均 NPP ($2.39 \pm 0.21 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)，略低于美国城市森林 NPP ($2.77 \pm 0.45 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，Nowak *et al.*, 2013)，并落在韩国三个城市 NPP ($1.6\text{-}3.9 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 的范围内（Jo, 2002）。结果基本和其他城市森林 NPP 可比，略微偏低可能是由于本研究基于城市绿地面积而美国研究基于乔木覆盖面积。若换算成单位单位乔木覆盖面积 NPP，则中国的值会有所提高。

如果将单位绿地覆盖面积 NPP 换算到单位建成区面积上，中国 16 个城市的建成区平均 NPP 仍然和自然森林相当（99.5%），范围从 33%-226% 不等。这

表 6.2 中国 16 个城市绿地 NPP ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

Table 6.2 Greenspace NPP of 16 cities in China

城市	城市绿地覆盖率	单位绿地覆盖面积	单位建成区面积	自然森林 NPP
	(%)	NPP	NPP	
哈尔滨	38.38	1.88	0.72	1.12
长春	39.64	2.50	0.99	1.66
乌鲁木齐	34.77	1.35	0.47	1.13
沈阳	42.01	2.84	1.19	1.20
北京	55.10	2.69	1.48	0.70
安阳	37.49	2.74	1.03	1.15
临沂	46.50	2.06	0.96	1.32
连云港	38.73	1.21	0.47	0.71
郑州	34.85	2.87	1.00	1.15
南京	44.36	2.87	1.27	0.71
合肥	38.80	1.19	0.46	1.12
上海	44.00	1.45	0.64	1.93
成都	62.46	3.04	1.90	1.18
杭州	39.91	4.30	1.72	0.76
攀枝花	40.25	1.73	0.70	1.18
广州	40.15	3.01	1.21	1.20

显示城市 NPP 的提高有可能弥补其水泥覆盖地面造成的 NPP 减少（温家石等，2010）。在绿地建成区 NPP 小于自然森林 NPP 的城市，如合肥和哈尔滨，仍然有通过提高其绿地覆盖率来增加其 NPP 的可能性（表 6.2）。

6.3.2 城市绿地管理过程化石能源碳排放

通过我们的实地调查和计算，中国城市绿化管理过程（修剪、灌溉等）中平均化石能源（汽油）使用量为 $0.38\text{ L hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ ，换算成碳排放约为 $0.22\text{ kg C hm}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ 。

6.3.3 城市绿地废弃物生产生物能源碳减排

由于所有的园林废弃物均有用来做生物能源的潜力 (Shi *et al.*, 2013), 本研究将所有凋落物和修剪物都算作用于生物能源的生产, 中国 16 个城市单位面积废弃物产生量约为 $1.4 \pm 0.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 高于美国密歇根州的城市绿地废弃物产生量 ($0.41 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, MacFarlane, 2009)。基于园林废弃物生产单位生物能源的能源投入约为 $4 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Shi *et al.*, 2013), 可得到 16 个城市用园林废弃物做生物能源所产生的净能量 (表 6.3)。中国 16 个城市单位绿地面积平均净生物能源产量为 $25.3 \pm 3.2 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, 低于 CW ($253 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)、微藻 ($156 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和柳枝稷 ($55 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 等能源生产系统, 但高于 LIHD 草地 ($18 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)、玉米 ($19 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)、大豆 ($14 \text{ GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 等能源系统的净能量产出。说明城市绿地废弃物仍然具有提供生物能源的潜力。同时, 使用废弃物的生物能源平均可替代汽油碳排放 $0.41 \pm 0.05 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。该部分碳减排已可以基本抵消绿地管理过程的化石能源碳排放。

表 6.3 中国 16 个城市绿地修剪物生物能源生产

Table 6.3 Biofuel production with garden wastes from greenspace of 16 cities in China

城市	单位绿地面积废弃物生 物量 ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	单位绿地面积净生物能 源生产 ($\text{GJ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)	生物能源替代化石燃料 碳减排 ($\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)
哈尔滨	1.09	19.40	0.31
长春	1.68	31.95	0.52
乌鲁木齐	0.68	10.49	0.17
沈阳	1.90	36.83	0.60
北京	1.56	29.48	0.48
安阳	1.81	34.81	0.56
临沂	1.30	23.85	0.39
连云港	0.48	6.39	0.10
郑州	1.87	36.03	0.58
南京	1.78	34.19	0.55
合肥	0.57	8.26	0.13

上海	0.80	13.11	0.21
成都	1.40	26.01	0.42
杭州	2.54	50.44	0.82
攀枝花	0.69	10.85	0.18
广州	1.75	33.46	0.54

6.3.4 城市绿地生命周期碳平衡

城市建成区绿地植被的碳固持仅计算地上生物量年增量（MABI）部分，凋落物和修剪物作为生物能源后替代化石能源算作碳减排，则中国 16 个城市建成区绿地生态系统的生命周期碳平衡为净碳减排，可以平均减排 $1.18 \pm 0.12 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。尽管目前关于城市绿地生态系统生命周期碳平衡研究仍然较少，但是本研究所显示城市绿地生态系统可以带来净碳减排与已有的研究结果吻合（Jo and McPherson, 1995; Strohbach *et al.*, 2012）。本研究生命周期净碳减排平均值低于美国城市绿地（ $4.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）但高于德国莱比锡城市绿地（ $0.82 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）。这可由于不同国家绿地结构、管理措施以及经济水平差异等因素造成的（Luck *et al.*, 2009; Strohbach *et al.*, 2012）。由于本文化石能源碳排放仅用一个简单的调查值，未能体现不同城市之间的差异，故而可能给结果带来较大的不确定性。同时，由于目前城市土壤的研究还较少，对于其是碳源还是碳汇仍存在争论（Pouyat *et al.*, 2009），故本文未考虑土壤的碳固持而是假设其不变，这也可能对碳平衡的结果带来不确定性。

表 6.4 中国 16 个城市绿地生命周期碳平衡（ $\text{t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ）

Table 6.4 Life cycle carbon balance for greenspace of 16 cities in China

城市	绿地净碳固持	生物能源替代化石燃	绿地管理过程化	生命周期碳平衡
	(MABI)	料碳减排	石能源碳排放	
哈尔滨	0.79	0.31	0.22	0.88
长春	0.83	0.52		1.13
乌鲁木齐	0.68	0.17		0.63
沈阳	0.94	0.60		1.32

北京	1.13	0.48	1.39
安阳	0.93	0.56	1.27
临沂	0.76	0.39	0.93
连云港	0.73	0.10	0.61
郑州	1.00	0.58	1.36
南京	1.09	0.55	1.42
合肥	0.62	0.13	0.53
上海	0.65	0.21	0.64
成都	1.64	0.42	1.84
杭州	1.76	0.82	2.36
攀枝花	1.04	0.18	1.00
广州	1.26	0.54	1.58

6.3.5 城市绿地碳密度

中国 16 个城市建成区单位绿地覆盖面积的植被碳密度差异较大(0.95 到 46.3 t C hm^{-2} 不等), 平均为 $21.4 \pm 3.3 \text{ t C hm}^{-2}$, 略低于同区域野外森林碳密度 ($24.6 \pm 3.8 \text{ t C hm}^{-2}$, 表 6.5)。在 16 个城市中, 8 个城市单位绿地覆盖面积植被碳密度小于同区域自然森林, 而另外 8 个城市却高于自然森林。这不同气候区下城市的植被碳密度既受到城市化前自然植被碳密度的影响又受到城市化过程绿地管理措施的影响 (Zhang *et al.*, 2012), 也说明可能城市植被密度也符合“城市趋同效应” (Pouyat *et al.*, 2009)。中国 16 个城市绿地碳密度低于美国城市森林 ($76.9 \pm 13.6 \text{ t C hm}^{-2}$, Nowak *et al.*, 2013)、德国城市森林 (68.2 t C hm^{-2} , Strohbach and Haase, 2012) 和韩国城市绿地 ($38.5\text{-}55.8 \text{ t C hm}^{-2}$, Jo, 2002)。这可能由于本研究基于城市绿地面积而所比较的城市基于城市乔木覆盖面积来计算, 如果换算成统一单位则中国的平均值还可能有所增加。

在绿地土壤碳密度中, 中国 16 个城市单位绿地覆盖面积的土壤密度平均为 $148.8 \pm 18.0 \text{ t C hm}^{-2}$, 从 $69.5\text{-}352.4 \text{ t C hm}^{-2}$ 不等 (表 6.5)。与同区域野外土壤碳密度 ($85.1 \pm 7.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 相比, 城市单位绿地覆盖面积的土壤碳密度平均高 74%。

这说明中国的城市土壤具有固碳潜力，从自然生态系统转变为城市建成区有可能会增加碳固持和碳密度，这也与已有研究结果吻合（Golubiewski, 2006）。当然，本文以中国省级水平的森林（肖兴威，2005）和自然土壤（Li *et al.*, 2007）的碳密度来代替该城市同区域自然生态系统碳密度会存在较大不确定性，对以上结果需要未来更精确研究的支持。

表 6.5 中国 16 个城市绿地植被和土壤碳密度 (tC hm⁻²)

Table 6.5 Carbon density of vegetation and soil in greenspace of 16 cities in China

城市	单位绿地覆盖面积	同区域野外森林	单位绿地覆盖面积	同区域城市外
	植被碳密度	碳密度	土壤碳密度	土壤碳密度
哈尔滨	0.95	39.64	194.88	157.50
长春	38.80	54.50	209.91	126.00
乌鲁木齐	16.90	21.17	352.44	54.30
沈阳	38.40	19.15	211.85	73.60
北京	19.27	14.52	86.68	55.00
安阳	18.10	17.20	171.54	65.60
临沂	14.06	9.04	69.46	62.00
连云港	6.86	14.86	94.49	81.10
郑州	34.94	17.20	88.45	65.60
南京	23.75	14.86	83.89	81.10
合肥	7.38	13.71	116.00	77.90
上海	17.01	52.91	125.69	50.00
成都	27.20	40.33	129.10	117.10
杭州	46.30	9.21	184.20	83.00
攀枝花	4.95	40.33	111.44	117.10
广州	27.80	15.36	150.09	95.30

若将所有 16 个城市绿地植被换算到整个城市建成区上，则城市建成区单位面积的城市绿地植被碳密度为 $9.1 \pm 1.4 \text{ tC hm}^{-2}$ ，除杭州以外的 15 个城市在从自

然森林转变来之后的绿地植被碳密度均降低(图 6.3)。这可能是由于城市建成区中不透水层增加之后造成的单位面积绿地植被碳密度的减少。中国 16 个城市建成区平均绿地植被碳密度仍然低于美国 (15 t C hm^{-2}) 和英国 (32 t C hm^{-2}) 城市

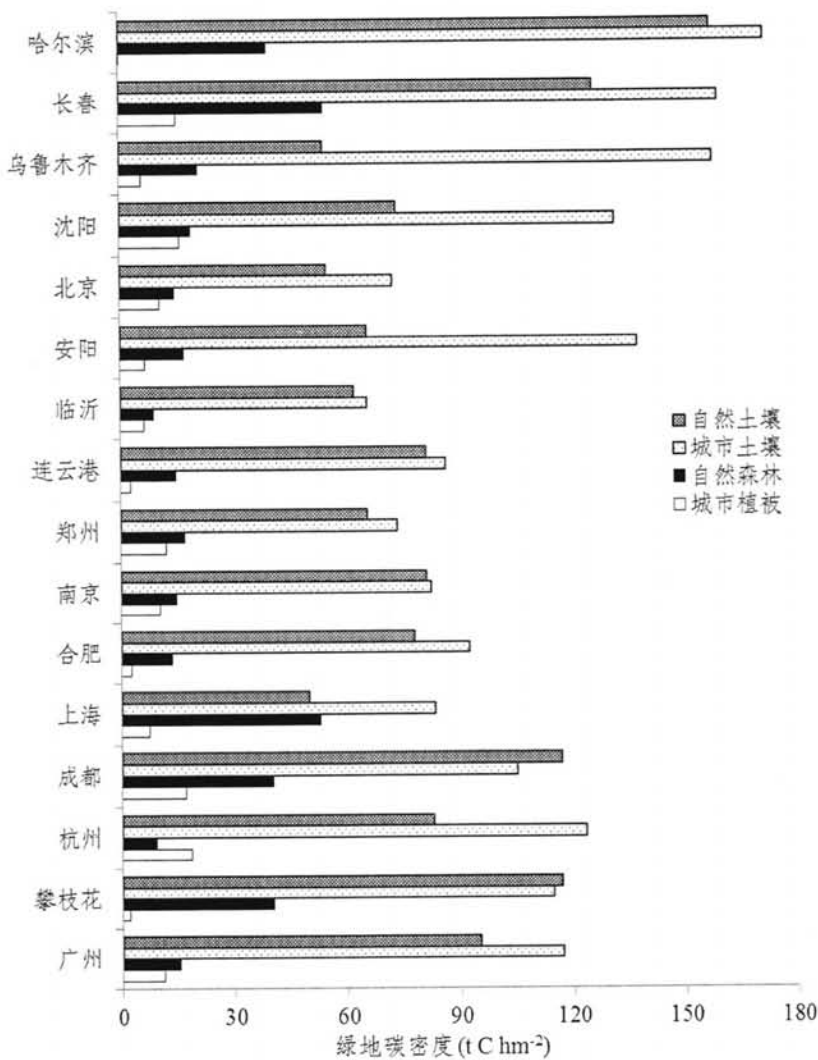


图 6.3 中国 16 个城市建成区绿地碳密度

Figure 6.3 Carbon density for greenspace in the built-up area of 16 cities in China

建成区绿地碳密度，这可能是由于作为发展中国家的中国，城市化的历史较短从而城市绿地中多年生植被生物量较少。然而中国建成区植被碳密度却略高于韩国 ($4.7 - 7.2 \text{ t C hm}^{-2}$)，说明不同国家的绿地植被结构（如物种、乔木覆盖率等）

差异也可能造成单位建成区面积绿地碳密度的差异 (Nowak *et al.*, 2013)。

若将所有 16 个城市土壤碳密度换算到整个城市建成区上, 则城市建成区单位面积的城市绿地土壤碳密度为 $110.9 \pm 8.4 \text{ t C hm}^{-2}$, 仍然比同区域野外土壤碳密度 ($85.1 \pm 7.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 高 30%, 这可能说明各个气候区中的城市化过程几乎不会降低甚至会增加土壤碳密度, 这与已有研究结果基本吻合 (Pouyat *et al.*, 2009)。就 16 个中国城市平均值而言, 中国城市建成区土壤碳密度高于美国城市建成区碳密度 (68.5 t C hm^{-2} , Churkina *et al.*, 2009), 却低于英国 ($144.3 \text{ t C hm}^{-2}$, Edmondson *et al.*, 2012)。

中国 16 个城市建成区绿地碳密度平均为 $120.1 \pm 8.6 \text{ t C hm}^{-2}$ (从北京 83.1 到长春 $174.6 \text{ t C hm}^{-2}$)。其中城市建成区土壤碳密度的贡献最大, 平均为 92.1%, 最大在哈尔滨, 可达 99.8% (图 6.3)。中国城市建成区土壤碳密度的贡献比例高于美国 (64%) 和英国 (82%)。同时, 中国 16 个城市的建成区绿地平均碳密度高于美国 (94.7 t C hm^{-2}) 却低于英国 ($176.0 \text{ t C hm}^{-2}$)。

6.4 城市人居系统碳密度

中国 16 个城市建成区人居系统平均碳密度 ($177.8 \pm 15.1 \text{ t C hm}^{-2}$) 显著高于城市绿地系统碳密度 ($P < 0.05$), 也具有较大差异, 从合肥 83.1 t C hm^{-2} 到安阳 $310.0 \text{ t C hm}^{-2}$ 不等 (图 6.4)。在人居系统总碳密度中, 建筑的贡献 (平均 58.7%) 显著高于垃圾填埋场 (平均 40.6%) 的贡献 ($P < 0.05$), 而人类本身碳密度仅为 0.7%, 这与已有研究结果吻合 (Churkina *et al.*, 2009)。中国 16 个城市建成区的建筑有机碳密度仅是美国的 44% (表 6.6)。这主要是因为中国建筑木材使用量 ($13.2\text{-}16 \text{ kg m}^{-2}$, 朱超等, 2012) 少于美国 ($40\text{-}130 \text{ kg m}^{-2}$, Churkina *et al.* 2009), 暗示着不同国家的文化传统和木材价格会带来城市碳密度差异 (Bramryd, 1980; Churkina, 2008)。若均基于城市建成区面积, 中国垃圾填埋场中的碳密度小于美国, 这可能是因为中国垃圾填埋场的使用时间仅有 20 年 (Zhang *et al.* 2010b) 而美国为 50 年 (Churkina, *et al.* 2009)。中国 16 个城市人居系统总有机碳密度约 $100.1 \text{ t C hm}^{-2}$ ($42\text{-}188 \text{ t C hm}^{-2}$), 低于美国城市的有机碳密度 (287 t C hm^{-2}) 以及中国 16 个城市同区域自然生态系统碳密度 ($109.7 \text{ t C hm}^{-2}$, 表 6.5)。

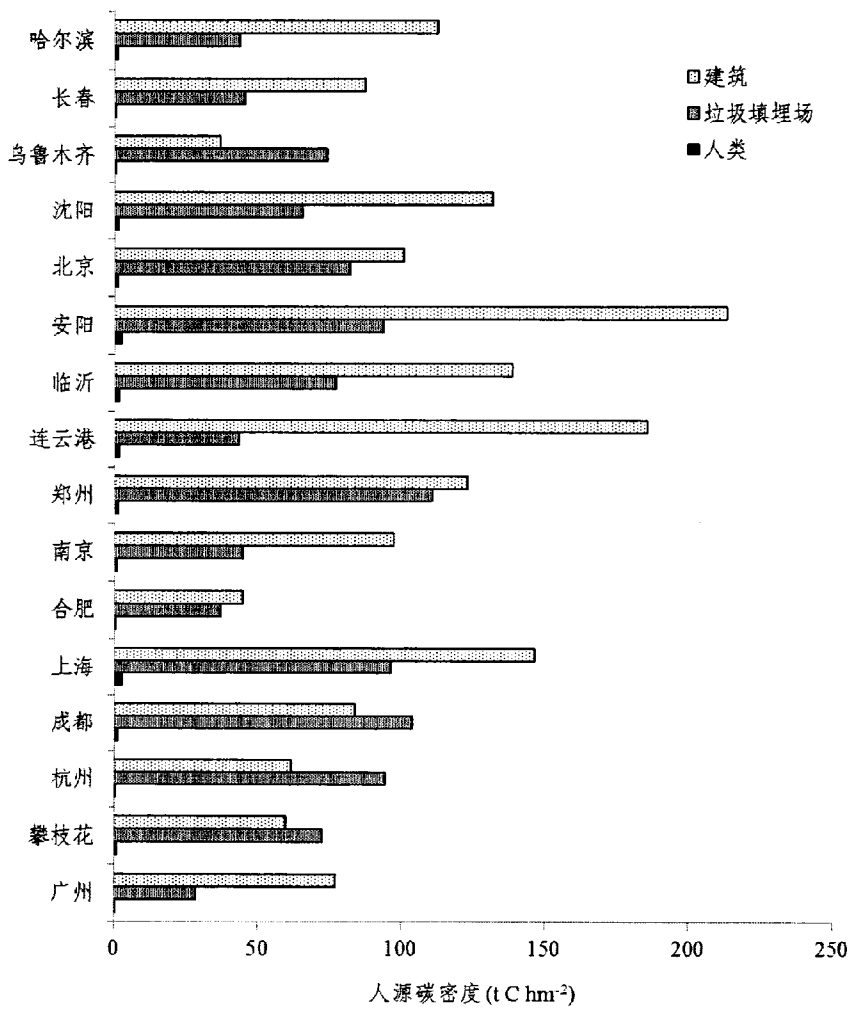


图 6.4 中国 16 个城市人居系统碳密度

Figure 6.4 Carbon denstiy of human settlement of 16 cities in China

作为构成城市生物量的一种独特物质，混凝土能吸收 CO_2 并形成稳定的 CaCO_3 ，以无机碳的形式储存在建筑中（Mohareb and Kennedy, 2012）。本研究显示中国 16 个城市的建筑无机碳密度占城市总碳库的 25%（范围 9-44%），考虑这部分碳之后，则城市人居总碳密度将比同区域自然生态系统平均碳密度高 62%（表 6.5）。这表明从自然生态系统转变为城市人居系统碳密度会有所提高，并且碳库的种类和形式会完全改变。

若加上城市绿地有机碳密度,中国 16 个城市生态系统平均碳密度为 297.9 t C hm⁻², 尽管低于美国城市生态系统的有机碳密度 (381.2 t C hm⁻²), 但高于中国森林生态系统的平均碳密度 (表 6.6) 和热带雨林 (40-250 t C hm⁻²) 的碳密度。本研究结果进一步支持城市化可增加生态系统碳密度的观点 (GoluBiewski, 2006; Churkina, *et al.* 2009), 也说明无机碳储存在城市碳库中的重要性。

表 6.6 中国人居系统碳密度 (t C hm⁻²) 和美国及自然生态系统比较

Table 6.6 Comparison of carbon density among human settlement in China, counterparts in USA and natural ecosystems

碳密度	中国	美国
建筑 (有机)	28.9 (12.7 - 75.3)	65.2 (32.6 -102.1)
建筑 (无机)	77.7 (24.1- 168.2)	-
垃圾填埋场	69.8 (28.6 - 111.0)	221.0 (189.4 - 263.1)
人类	1.3 (0.5-2.4)	0.3
人居总和	177.8 ± 15.1	286.5
城市绿地	120.1 ± 8.6	94.7
森林生态系统	208.5 ^a	219.7 ^b

注: 括号内为范围, “±” 表示平均值 ± 标准误; a 来自 Yu *et al.*, 2010; b 来自 King *et al.*, 2007

6.5 城市碳密度的影响因素分析

6.5.1 自然因素

在自然生态系统中, 温度和降水被认为是影响生态系统碳密度的两个重要因子 (Jobbágy and Jackson, 2000)。本研究揭示温度显著影响城市绿地碳密度 (图 6.5), 而降水和绿地碳密度无显著相关 ($P > 0.05$)。这可能是因为城市年均温已经考虑热岛效应对土壤分解速度的影响, 而灌溉活动会掩盖降水对城市植被与土壤碳密度的影响 (Lal, 2012)。本研究显示在城市这个人类主导最强的生态系统中, 尽管人类管理活动会减弱自然因素对植被的限制 (Pouyat *et al.*, 2006), 但温度仍然对城市绿地碳密度有影响。

同时, 16 个城市的人居系统碳密度也与城市年均温呈显著的二次关系并在居

中的年均温 (10-15 °C) 城市里最高 (图 6.6)。这可能是由于人们更加倾向于在温度适中的城市里居住 (Churkina, 2008)。

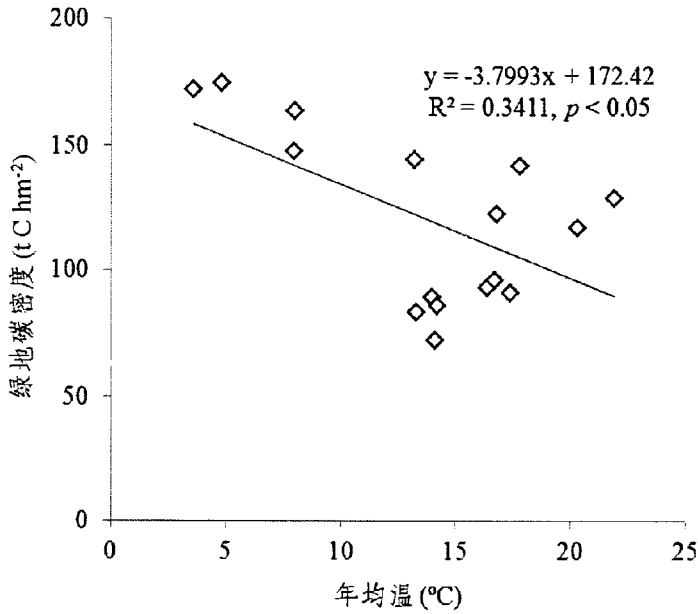


图 6.5 中国 16 个城市绿地碳密度和年均温的关系

Figure 6.5 Relationship between greenspace carbon density and annual mean temperature for 16 cities in China.

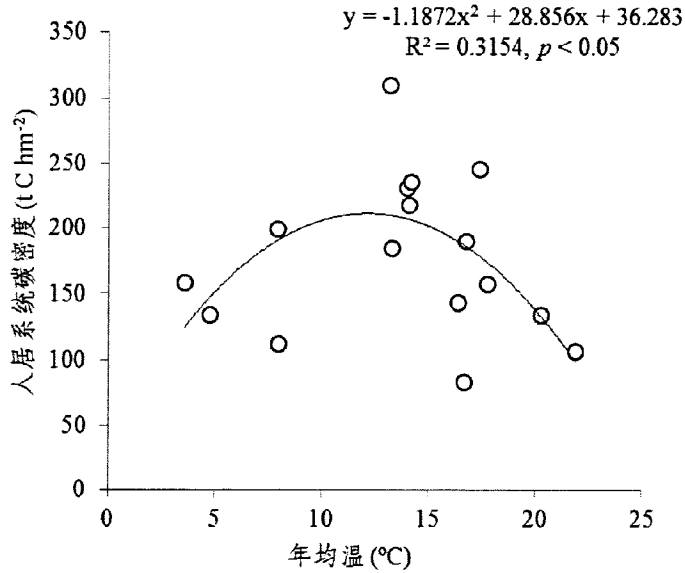


图 6.6 中国 16 个城市人居系统碳密度和年均温的关系

Figure 6.6 Relationship between human settlement carbon density and annual mean temperature for 16 cities in China

6.5.2 社会经济因素

在我们所选取的 7 个社会经济指标中，只有单位城市面积家庭数和能耗、人均 GDP 等 3 个指标做出与城市绿地和人居系统碳密度有显著相关。中国 16 个城市的绿地碳密度与单位面积能耗呈显著的二次关系并在单位面积能耗适中的城市最低（图 6.7），然而却和人均 GDP 与单位城市面积家庭密度无关。这可能是由于能耗更能体现一个地区的经济发展水平，而绿地碳密度作为显示环境好坏的指标之一随着经济的发展先降低再增高，即意味着环境先恶化再优化，符合“环境库兹涅兹曲线”的意义。

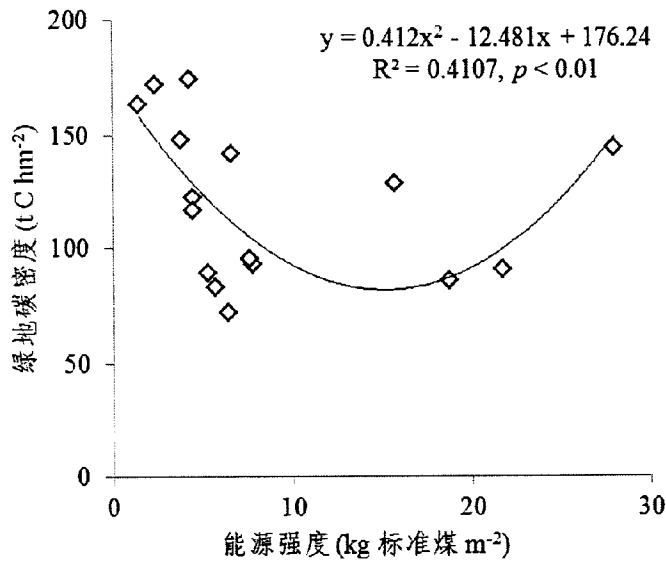


图 6.7 中国 16 个城市绿地碳密度和能源强度的关系

Figure 6.7 Relationship between greenspace carbon density and energy intensity for 16 cities in China.

中国 16 个城市中，较高单位面积能源消耗的城市拥有高人居碳密度(图 6.8a)，

可能因为它们通过产出更多含碳产品（如家具）或者吸碳产品（如混凝土）维持城市的高生物量（Warren-Rhodes and Koenig, 2001）。同时，随着单位面积家庭数（即家庭密度）的增多，城市人居碳密度也增大（图 6.8b）。这可能由于高的单位面积家庭数会带来更多的资源消耗，从而有更多的家具并产生更多的垃圾（Liu *et al.*, 2003），显示出家庭密度是城市土地利用的关键驱动力（Dallimer *et al.* 2011）。然而，在经济水平（人均 GDP）较高城市里城市人居系统碳密度却较低（图 6.8c）。这可能由于城市人居系统总碳库的增长速度小于城市建成区面积增加速度造成的。

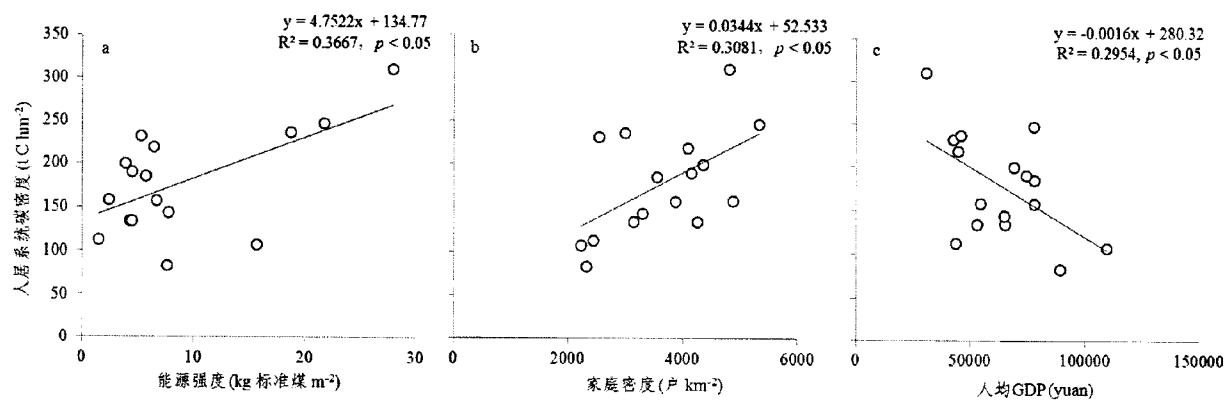


图 6.8 中国 16 个城市绿地碳密度和 (a) 能源强度 (b) 家庭密度和 (c) 人均 GDP 的关系

Figure 6.8 Relationship between human settlement carbon density and (1) energy intensity, (b) household density and per capita GDP for 16 cities in China

总的来说，城市生态系统系统的碳密度更多地直接受到人类活动的影响（Churkina, 2012）。中国 16 个城市总碳密度与年均温和年降水均无显著相关关系（ $P < 0.05$ ），却显著地随城市人均 GDP 的增加而线性降低（图 6.9c），随单位面积城市家庭数的增加而线性增加（图 6.9b），与单位面积能耗呈显著的二次关系并在中等单位面积能源消耗下最低（图 6.9a）。对于二次非线性过程的因果关系由于气候因子和社会经济因子之间存在的相互作用关系而不能确定。未来需要更系统地研究气候因子和社会经济因子对城市碳密度的贡献。

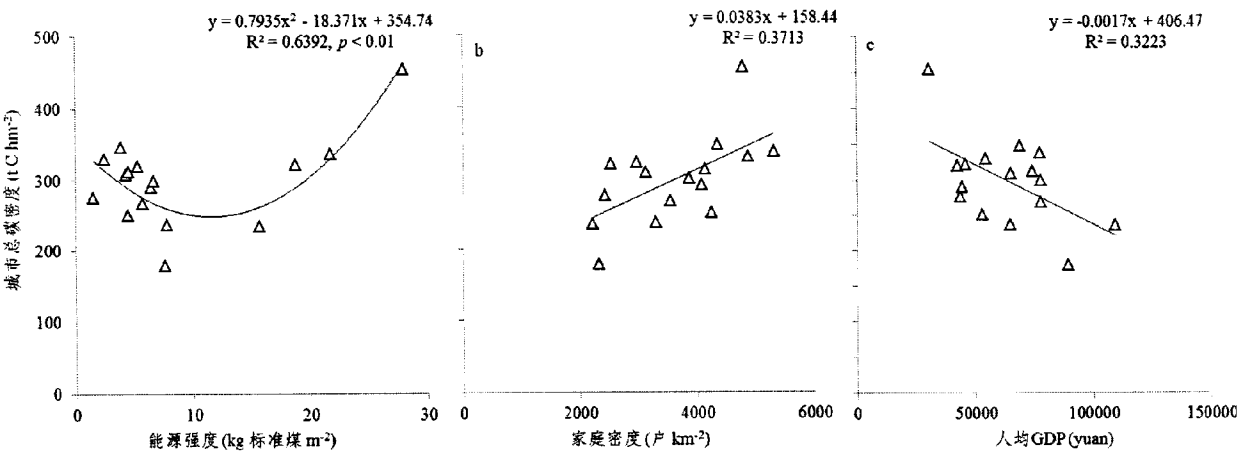


图 6.9 中国 16 个城市总碳密度和 (a) 能源强度 (b) 家庭密度和 (c) 人均 GDP 的关系

Figure 6.9 Relationship between total carbon density and (1) energy intensity, (b) household density and per capita GDP for 16 cities in China

6.6 城市绿地生态系统服务

由于绿地生态系统的文化服务以城市地价来表示，故没有生物物理量。中国 16 个城市的空气净化中 SO₂ 吸收和 PM₁₀ 吸附量平均可达 86 kg hm⁻² yr⁻¹ 和 1612 kg hm⁻² yr⁻¹ (表 6.7)，调节小气候平均可达节约 468194 kwh hm⁻² yr⁻¹，生物能源供给约为 25 GJ hm⁻² yr⁻¹，挥发性有机物排放约为 21 kg C hm⁻² yr⁻¹，CO₂ 减排和温室气体排放相加可达平均净碳减排 5 t CO₂ hm⁻² yr⁻¹。

表 6.7 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务生物物理量

Table 6.7 Biophysical value for ecosystem services and dis-services of greenspace in 16 Chinese cities

cities							
城市	SO ₂ 吸收	PM ₁₀ 吸附	调节小气候	CO ₂ 减排	生物能 源供给	挥发性有 机物排放	温室气 体排放
哈尔滨	52.5	1171.1	396880.3	4.0	19.4	12.6	
长春	90.4	1673.2	396880.3	4.9	32.0	21.7	0.0008
乌鲁木齐	115.7	2008.4	373983.3	3.1	10.5	27.7	

沈阳	5.8	553.7	400696.4	5.6	36.8	1.4
北京	70.6	1410.7	435041.8	5.9	29.5	16.9
安阳	67.2	1366.7	454122.6	5.5	34.8	16.1
临沂	113.8	1982.3	465571.1	4.2	23.9	27.3
连云港	96.6	1754.9	465571.1	3.0	6.4	23.1
郑州	67.2	1366.7	450306.5	5.8	36.0	16.1
南京	114.2	1988.7	538078.1	6.0	34.2	27.4
合肥	94.1	1722.1	538078.1	2.7	8.3	22.5
上海	61.7	1293.6	499916.5	3.2	13.1	14.8
成都	113.7	1981.8	484651.9	7.6	26.0	27.2
杭州	99.1	1788.8	545710.4	9.5	50.4	23.7
攀枝花	71.5	1422.9	225153.2	4.5	10.9	17.1
广州	138.4	2308.8	820473.7	6.6	33.5	33.2

注: SO_2 吸收和 PM_{10} 吸附- $\text{kg hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$; 调节小气候- $\text{kwh hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$; CO_2 减排- $\text{t CO}_2 \text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$; 生物能源供给- $\text{GJ hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$; 挥发性有机物排放- $\text{kg C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$; 温室气体排放- $\text{t CO}_2 \text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。

中国的 16 个城市绿地生态系统的服务中景观美学的价值平均为 705200 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$, 在所有服务的单位面积经济价值中最高 (表 6.8)。其中北京和上海的绿地美学价值较高, 这主要是由于经济较为发达的大城市地价较高, 故而其绿地为人们提供的美学价值也随着增高。调节小气候的经济价值在三项调节服务中最高, 平均可达 110775 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$, 显示出城市绿地在降温和遮阴方面的重要作用 (Pataki *et al.*, 2011), 但这部分价值却常常未引起人们的足够重视。广州的调节小气候经济价值在 16 个城市中最高, 这可能是由于广州较高的乔木覆盖率造成的。16 个城市的净化空气 (345 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 和 CO_2 减排 (416 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) 的平均价值相当。此外, 16 个城市的挥发性有机物排放和温室气体排放造成的负面经济价值较低, 分别仅为 104 和 0.07 $\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。

表 6.8 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务经济价值 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)

Table 6.8 Economic value for ecosystem services and dis-services of greenspace in 16 Chinese cities

城市	美学	净化空气	调节小气候	CO ₂ 减排	生物能 源供给	挥发性有 机物排放	温室气 体排放
哈尔滨	380400	238.7	93901.9	324.4	1274.6	63.6	
长春	740000	359.5	93901.9	397.4	2102.4	109.6	
乌鲁木齐	532400	440.1	88484.4	251.4	689.9	139.9	
沈阳	816800	90.0	94804.8	454.2	2417.8	7.1	
北京	1400000	296.3	102930.9	478.5	1938.2	85.3	
安阳	240000	285.6	107445.4	446.1	2286.4	81.3	
临沂	340800	433.9	110154.1	340.6	1570.2	137.9	
连云港	548000	379.2	110154.1	243.3	420.5	116.7	
郑州	280000	285.6	106542.5	470.4	2365.2	81.3	0.07
南京	1020000	435.3	127309.3	486.6	2246.9	138.4	
合肥	1050000	371.2	127309.3	219.0	545.3	113.6	
上海	1240000	268.1	118280.2	259.5	860.7	74.7	
成都	627800	433.7	114668.6	616.4	1708.2	137.4	
杭州	1004000	387.2	129115.1	770.5	3311.3	119.7	
攀枝花	303000	299.2	53271.2	365.0	716.1	86.4	
广州	760000	512.4	194124.1	535.3	2201.0	167.7	

若按照不同类别的服务进行区分, 中国 16 个城市绿地生态系统服务中文化服务的经济价值最高 (图 6.10), 平均约可占总服务经济价值的 84% (从安阳的 68%到北京的 93%不等)。这说明城市绿地生态系统最重要的生态系统服务价值是为人类提供景观美学。调节服务的经济价值贡献平均约为 16%, 从北京的 7%到安阳的 31%不等。这正好和文化服务的经济价值相反, 可能是由于经济发达的大城市 (如北京) 地价较为昂贵, 因此绿地覆盖率和其中乔木覆盖率都可能相对较小, 从而能提供的较高的调节服务。可能文化服务和调节服务存在权衡, 这还

需要进行更加深入的研究才能确定。此外, 16 个城市的供给服务和负服务经济价值平均约为 0.3% 和 0.01%, 说明供给服务只是城市绿地生态系统服务中的一个副产品, 而且绿地的负服务相对较小。

本研究的结果仍然存在较大不确定性, 如此外, 城市可通过郁闭疏林、绿篱或乔灌草混交体系, 经过吸收和反射过程减弱噪声 (Fang and Ling, 2003)。但由于在大多数研究中关于其计算方式差异较大且数据难以获得, 因此本研究仅做定性分析, 故而可能低估绿地生态系统服务价值。同时, 绿地管理过程中对水和能源的大量消耗, 特别是在干旱地区和能源缺乏地区其负服务更加凸显, 因此本

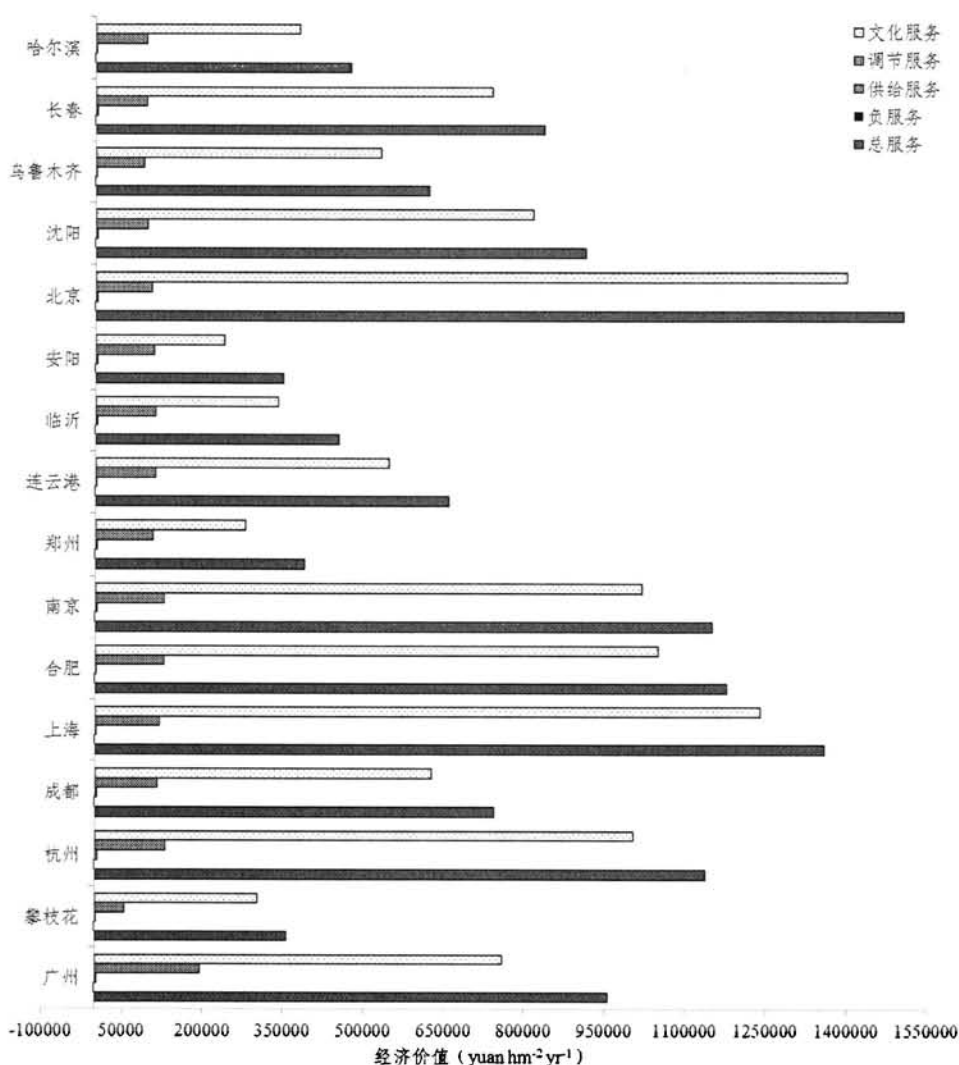


图 6.10 中国 16 个城市绿地生态系统服务和负服务经济价值 ($\text{yuan hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$)

Figure 6.10 Economic value for ecosystem services and dis-services of greenspace in 16 Chinese cities

研究又低估绿地的负服务价值。未来的研究中需要进一步加入这些服务项目，并通过实地测量获得不同气候区和经济发展水平下城市的生态系统服务过程参数（如具体降温系数和 VOC 排放率）来校准已有研究结果。

6.7 本章小结

城市生态系统作为城乡耦合系统的调控核心，其中包含两种主要不同功能的子系统：城市绿地系统和城市人居系统。这两个系统在空间上重合使城市生态系统具有其独特的碳循环过程和生态系统服务，主要目的在于满足人类的居住和生活需求。随着未来城市面积的扩张和城市人口的增加，城市生态系统在全球碳循环中将扮演越来越重要的角色。因此，本章以中国 16 个城市的建成区为例，研究城市绿地系统的生命周期碳平衡以及生态系统服务，同时也研究城市人居系统的碳密度，主要结论如下：

(1) 中国 16 个城市建成区绿地生态系统单位绿地面积 NPP 平均为 $2.4 \pm 0.2 \text{ t C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ，为同区域自然森林 NPP 的 2.3 倍。16 个城市中仅上海的单位绿地覆盖面积 NPP 比自然森林低 25%，而最高的南京 NPP 可达自然森林的 3 倍。若换算到单位建成区面积上，中国 16 个城市建成区的平均 NPP 仍然约自然森林相当 (99.5%)，这说明城市建成区内对绿地的人为管理措施（施肥、灌溉和修剪等）可以增加植被 NPP，并可能弥补其水泥覆盖地面造成的 NPP 减少。此外，城市植被的修剪物和凋落物用作能源生产，其替代化石能源碳减排的潜力可达 $0.4 \pm 0.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。若再考虑上绿地管理过程消耗的化石能源碳排放，则中国 16 个城市建成区绿地生命周期碳排放表现为净碳减排，可达 $1.2 \pm 0.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。但由于本文假设城市绿地系统土壤碳固持为 0 并且绿地管理过程的化石能源碳排放只用一个平均值代替，这些可能对生命周期碳平衡的结果带来高估或低估的不确定性。同时，中国 16 个城市单位绿地覆盖面积的植被平均碳密度 ($21.4 \pm 3.3 \text{ t C hm}^{-2}$) 略低于同区域野外森林 ($24.6 \pm 3.8 \text{ t C hm}^{-2}$)，而单位绿地覆盖面积的土壤密度 ($148.8 \pm 18.0 \text{ t C hm}^{-2}$) 比同区域野外土壤碳密度 ($85.1 \pm 7.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 高

74%。若换算到单位建成区面积上,则 16 个城市建成区绿地平均碳密度为 $120.1 \pm 8.6 \text{ t C hm}^{-2}$, 高于同区域自然生态系统碳密度 ($109.8 \pm 10.1 \text{ t C hm}^{-2}$), 高于美国城市建成区绿地碳密度 (94.7 t C hm^{-2}) 但低于英国 ($176.0 \text{ t C hm}^{-2}$)。从自然生态系统转变为城市绿地后的碳密度增高, 说明城市化过程有可能增加碳固持;

(2) 中国 16 个城市建成区人居系统(建筑、家具、垃圾填埋场和人类本身)的平均碳密度 ($177.8 \pm 15.1 \text{ t C hm}^{-2}$) 显著高于城市绿地系统和同区域自然生态系统, 其中建筑物 (58.7%) 和垃圾填埋场 (40.6%) 的贡献占主要比例。建筑中无机碳密度可占城市建成区总碳密度的 25%, 说明无机碳储存在城市生态系统中的重要性。将建成区绿地系统考虑进来, 则中国 16 个城市生态系统平均碳密度可达 $297.9 \text{ t C hm}^{-2}$, 尽管低于美国城市生态系统的有机碳密度 ($381.2 \text{ t C hm}^{-2}$), 但高于中国森林生态系统的平均碳密度 ($208.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 和热带雨林 ($40\text{--}250 \text{ t C hm}^{-2}$) 的碳密度。说明从自然生态系统转变为城市生态系统后碳密度会增高, 主要绿地土壤碳密度的增高和人居系统碳库种类的增加造成的;

(3) 以中国 16 个城市建成区为例, 城市的绿地碳密度仍然受温度的显著影响而与降水无关, 这可能是由于城市年均温已经考虑热岛效应对土壤分解速度的影响, 而灌溉则会掩盖降水对城市植被与土壤碳密度的影响。同时, 城市绿地碳密度与单位面积能耗呈显著的二次关系并在单位面积能耗适中的城市里最低。城市人居系统碳密度受到自然因素和社会经济因素的双重影响, 其与城市年均温呈显著的二次关系并在居中的年均温 ($10\text{--}15^\circ\text{C}$) 城市里最高, 同时随着单位面积家庭数和能耗的增加而线性增高, 但与城市人均 GDP 呈显著线性负相关 ($p < 0.05$)。城市总碳密度显著地随城市人均 GDP 的增加而线性降低, 随单位面积城市家庭数的增加而线性增加, 与单位面积能耗呈显著的二次关系并在中度单位面积能源消耗下最低。这意味着城市生态系统总碳密度更倾向于反映社会经济的影响而不是气候因素。但是, 其中非线性 (二次) 关系说明自然因素和社会经济因素在影响城市碳密度时的交互作用, 值得更加深入的研究。

(4) 中国 16 个城市绿地生态系统服务中文化服务的经济价值最高 ($705200 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), 平均约可占总服务经济价值的 84%。这说明城市绿地生态系统最重要的生态系统服务价值是为人类提供景观美学。其次, 其调节服务的价值平均占总价值的 16%, 调节小气候的经济价值在三项调节服务中最高, 平均可达

110775 yuan $\text{hm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ 。而供给服务和负服务经济价值仅贡献总价值的 0.3%和 0.01%，说明供给服务只是城市绿地生态系统服务中的一个副产品，而且绿地的负服务相对较小。当然，由于未考虑降噪和水消耗等生态系统服务和负服务，且计算生态系统服务过程参数（如降温系数和 VOC 排放率）没有反应各城市具体的情况，本文结果存在较大不确定性，需要在未来进行更多的生态系统服务理论计算推导和实地调查研究。

7 结论与展望

7.1 主要结论

传统生态系统生态学理论在过去 70 多年中取得令人瞩目的成就,但也存在重大缺陷,如生态系统边界可大可小、生态系统环境概念的逻辑错误以及生态系统主要被作为功能单位进行研究而非真实物理世界中的结构单位等。本论文基于新生态系统理论,综合经济学、地理学、景观生态学以及人类生态学中对于人类修饰或者主导下的生态系统的自然科学与社会科学的研究,提出存在于现实物理空间中的“城乡耦合系统”(Urban and rural coupling)的概念。自然生态系统的对称状态在人类活动的干扰下被打破形成破缺结构,再重新耦合-自组织升级形成一个由人类修饰和主导的城乡耦合系统。城乡耦合系统的生产、分解和消费等过程的能量流动和物质循环的强度在自然生态系统的基础上都得到提高,并形成具有强化功能或新功能的结构单元。例如,“生态器”(如农田)是具有强化功能的单一目标结构单元,其为某种人类需求(食物或废物分解)提供服务的能力强于“生态质”(自然生态系统);“生态核”(城市生态系统)是人类居住和活动场所,可为人类提供居住和景观美学等服务,同时是调控整个城乡耦合系统物质、能量和信息流的中心。然而目前的城乡耦合系统结构还刚刚形成,有的功能还不完善,如生产不足造成的人类营养缺乏,分解不足带来的生命支持系统和人类健康损害等。因此,研究城乡耦合系统的生物地球化学循环过程并改善其中目标功能是亟待解决的科学问题。

本文以碳的生物地球化学循环为切入点,利用质量平衡法、生命周期法和实验测定与文献数据相结合的整合分析法,在城乡耦合系统尺度上研究碳循环过程。通过将城乡耦合系统按功能划分为生产、分解、人居和生命支持四类功能子系统,以其中的典型系统打开城乡耦合系统中人类主导下碳循环黑箱,实现生产-分解-人居-生命支持功能子系统之间的碳流和碳积累分析。并以案例(温室农业、人工湿地和城市生态系统)分析在食物生产集约化、传统人工分解系统替代和城市化过程中的生命周期碳平衡和生态服务变化情况及其自然-社会-经济影响因素。主要结论如下:

7.1.1 城乡耦合系统碳流和碳积累

本研究发现人类主导后增加各子系统之间的碳流路径和碳库种类,并由此增加碳积累。作为人类活动干扰的生产子系统典型代表,农田子系统碳输入和输出的碳流路径多于分解和人居子系统。如碳输入包括光合作用、秸秆、畜牧、人居子系统的排泄物还田以及工业子系统的化肥输入;碳输出包括土壤呼吸、焚烧、化石燃料燃烧、人类和牲畜的食物、秸秆的生活、工业和畜牧业利用等。在强度上,农田子系统光合作用的碳固定可达 2009 年中国农田子系统总碳输入的 79%,而碳输出的每条路径的碳强度则相当。约 88%的光合作用碳输入由于人类利用而进入其他子系统,如作物焚烧、人类食物、畜牧水产饲料、工业原料等。人类对农田子系统的干扰使碳输出各路径强度均一化。农田子系统碳固持 (26 Tg C) 仍仅为工业子系统化石能源碳排放 (最大碳流) 的 2%。

与农田子系统相比,分解子系统的碳输入和输出路径较少,强度也较小。其中碳输入仅来自生产和人居子系统而输出均进入生命支持子系统。2009 年,约 52.5 Tg C 废弃物进入中国的分解子系统,经过分解后分别有 29 Tg C 和 8.3 Tg C 进入近地面大气和地表及地下水等生命支持系统。通过碳输出和积累,分解子系统能处理约 79%的人居子系统废物碳输出。其中碳积累 (15.6 Tg C) 约为农田子系统的 60%,说明完全由人类主导并建造的分解子系统是一个不可忽略的重要碳库。此外,来自化石能源的碳排放较少,仅有 2 Tg C。

人居子系统中,化石燃料燃烧的碳排放强度 (409.6 Tg C) 远远大于其他各条碳输入和输出的强度。值得注意的是,作为人类主导程度最高的系统,人居子系统的碳积累强度 (50.5 Tg C) 甚至可高于农田子系统和分解子系统,分别为其 1.9 倍和 3.2 倍,这也说明人类主导作用在城乡耦合系统碳循环中的重要性。这主要是由于人居子系统有更加多样化的碳库,如建筑物、家具和纸质产品等。

2009 年中国城乡耦合系统中农田子系统 (28.7 Tg C) 和人居子系统 (1505.5 Tg C) 的生命周期碳平衡表现为净碳源,生命周期温室气体排放分别达 480.5 Tg CO_{2-eq} 和 1501.9 Tg CO_{2-eq}, 尽管分解子系统的生命周期碳平衡表现为净碳汇 (8.3 Tg C), 但若换算为温室气体当量则仍是一个净温室气体的排放源 (12.8-69.1 Tg CO_{2-eq}), 并不能缓解温室效应。

7.1.2 城乡耦合系统中食物生产系统集约化过程的碳平衡和生态服务

作为生产系统中传统农业的集约化途径之一,从传统蔬菜种植转变为塑料温室农业在中国五个气候区(寒温带区、中温带区、北亚热带区、南亚热带区和青藏高原区)中均可减少生命周期碳排放,平均为 $1.51 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。单位面积减排强度最大的区是中温带区($2.91 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$),而总碳减排量最高的是暖温带区($2.29 \text{ Tg C yr}^{-1}$)。若考虑 N_2O ,可平均减少约 $5.42 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 的生命周期温室气体排放。这主要是由于转变为塑料温室农业后带来的净初级生产力和土壤碳固持的增加抵消外部有机肥碳输入和化石燃料碳排放的增加。

从传统农业向塑料温室的集约化过程不仅减少食物生产过程的生命周期碳排放,还增强作为生产子系统目标功能——食物供给。塑料温室农业提供的多重服务,以供给服务的经济价值比例最大,可达全部服务经济总价值的 84%。在五个气候区中,从传统农业转变为塑料温室农业既增加生态服务(如蔬菜供给、碳固定、土壤保持、节水和减缓沙尘暴等)又增加负服务(如土壤盐渍化和酸化、温室气体排放、废弃塑料残留等),但其生态系统服务净经济价值均为正。

7.1.3 城乡耦合系统中传统人工分解系统替代过程的碳平衡和生态服务

分解子系统中传统污水处理手段的替代,如人工湿地的出现,则是在保证其目标服务——污水处理功能不变的情况下,减少生命周期碳排放的典型示例。人工湿地作为污水处理厂的重要补充途径之一,不仅可以处理污水,还可以同时利用废 N 生产生物能源。尽管人工湿地的碳固持和生物能源生产替代的化石能源碳减排之和($0.5 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除)仅为污水处理厂淤泥碳固持($4.7 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除)的 11%。但由于建造和运行的成本较低,消耗的物质和能量较少,从污水处理厂转变为人工湿地后生命周期碳排放减少 $14 \text{ t C t}^{-1} \text{ N}$ 去除,生命周期温室气体排放减少 $575 \text{ t CO}_{2\text{-eq}} \text{ t}^{-1} \text{ N}$ 去除。

人工湿地可同时作为污水处理和能源生产系统,两类系统总生态服务经济价值中污水处理(提供清洁水)均占到 97%。作为污水处理系统,人工湿地供给服务和调节服务经济价值分别是污水处理厂 9.5 和 10.4 倍,其负服务经济价值仅为污水处理厂的 0.09%;作为能源生产系统,人工湿地供给服务($1197126 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)仅低于微藻系统($1211006 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$),却是其他能源系统的 153-589

倍；但人工湿地的净温室气体减排是正值，而微藻系统该项的经济价值为-14382 yuan hm⁻² yr⁻¹，因此人工湿地总生态服务经济价值在所比较的能源系统中最高。

7.1.4 城乡耦合系统中城市化过程的碳平衡和生态服务

城市生态系统作为城乡耦合系统的调控中心，是人类主导程度最高的系统。其中包括城市绿地生态系统和城市人居系统。中国 16 个城市建成区绿地生态系统在人类管理下，其平均净初级生产力 ($2.4 \pm 0.2 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 比同区域野外森林高 2.3 倍。假设城市绿地土壤碳积累不变，考虑城市植被的修剪物和凋落物用作能源生产替代化石能源的碳减排 ($0.4 \pm 0.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) 和绿地管理过程消耗的化石能源碳排放 ($0.22 \text{ kg C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)，16 个城市建成区绿地生命周期净碳减排平均为 $1.2 \pm 0.1 \text{ t C hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。尽管城市人居系统是一个巨大的碳源，但非城市土地转变为人居系统后平均碳密度会增高。中国 16 个城市建成区人居系统平均碳密度 ($177.8 \pm 15.1 \text{ t C hm}^{-2}$) 高于城市绿地系统 ($120.1 \pm 8.6 \text{ t C hm}^{-2}$) 和同区域自然生态系统 ($109.8 \pm 10.1 \text{ t C hm}^{-2}$)。最后，考虑城市生态系统作为城乡耦合系统物理空间上的一个结构功能单元，中国 16 个城市生态系统平均碳密度可达 $297.9 \text{ t C hm}^{-2}$ ，高于中国森林生态系统的平均碳密度 ($208.5 \text{ t C hm}^{-2}$) 和热带雨林 ($40\text{-}250 \text{ t C hm}^{-2}$) 的碳密度。这主要是城市绿地土壤碳密度的增高和城市人居系统碳库种类的增加造成的。

城市绿地生态系统作为生命支持系统，其为人类提供景观美学、气候调节、空气净化等服务，改善了城市人居系统的环境。城市生态系统中的绿地系统生态系统服务价值中文化服务经济价值最高 ($705200 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)，平均约为总服务经济价值的 84%。其调节服务的价值平均占总价值的 16%，调节小气候的经济价值在三项调节服务中最高，平均可达 $110775 \text{ yuan hm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。而供给服务和负服务经济价值仅贡献总价值的 0.3% 和 0.01%，说明供给服务只是城市绿地生态系统服务中的一个副产品，且绿地的负服务相对较小。

7.1.5 城乡耦合系统人类主导碳循环的自然-社会-经济影响因素

尽管城乡耦合系统农田子系统碳平衡受到人类耕作和管理措施改变，但不同气候下传统农业转变为塑料温室过程中的碳平衡变化仍然受到自然因素的直接

或间接影响。自然因素直接改变转变过程中的碳平衡如积温增高可延长蔬菜生长季,提高系统的净初级生产力,进而增加土壤碳固持。同时,自然因素(积温)能通过社会经济因素(经济收益或管理措施)间接影响转变过程中的碳平衡,如北方寒冷地区转变为塑料温室农业收益比南方温暖地区更高,从而农户更愿意输入更多有机肥,这就增加净初级生产力和土壤碳固持;又如,寒冷地区的塑料温室也比温暖地区需要更多的建筑材料来保持其内部温度,也需要更多的肥料输入以满足反季节种植的需求。这些受温度影响的管理措施的转变带来更多生产过程的化石能源碳排放。

分解子系统完全由人类设计的人工生态系统。人工湿地作为污水处理厂的重要补充途径之一,还具备作为能源生产系统的潜力。其净初级生产力主要受到三个社会经济因素的影响:污 N 氮输入浓度,人工湿地结构和物种配置。可以通过采取合理的 N 利用技术,使用垂流人工湿地以及选取芦竹、芦苇等生产力较高的物种等易行手段来提高净初级生产力。当然,自然因素(如温度)也可能影响人工湿地的微生物过程从而改变 CH_4 和 N_2O 的排放。

作为人类主导程度最高的城市生态系统,其中绿地系统和人居系统碳密度分别均受到自然因素和社会经济因素的影响,而城市生态系统总碳密度仅受到社会经济因素影响。城市的绿地碳密度随年均温升高而显著降低,但与降水无关,这可能是由于城市年均温已经考虑热岛效应对土壤分解速度的影响,而灌溉则会掩盖降水对城市植被与土壤碳密度的影响。同时,城市绿地碳密度与单位面积能耗呈显著的二次关系并在单位面积能耗适中的城市里最低。城市人居系统碳密度同时随着单位面积家庭数和能耗的增加而线性增高,与城市人均 GDP 呈显著线性负相关,与城市年均温呈显著的二次关系并在居中的年均温($10-15^\circ\text{C}$)城市里最高。最后,城市总碳密度显著地随城市人均 GDP 的增加而线性降低,随单位面积城市家庭数的增加而线性增加,与单位面积能耗呈显著的二次关系并在中度单位面积能源消耗下最低。这说明着城市生态系统总碳密度更倾向于反映社会经济的影响而不是自然因素。

由上述分析可知,城乡耦合系统中生产、分解和城市生态系统碳平衡的转变仍均会受到自然因素的影响,并均为温度。但社会经济影响因素却比较多样化如塑料温室农业的经济收入、人工湿地的物理结构或城市单位面积家庭数及人均

GDP 等。

7.2 未来研究展望

通过对城乡耦合系统碳循环框架的构建以及其中生产、分解和城市生态系统碳平衡转变的估算和影响因素分析,本文取得了一些创新性的结果。然而,由于城乡耦合系统本身的复杂性,以及碳平衡的转变仅以塑料温室农业、人工湿地和城市生态系统作为案例来探讨其生产、分解、人居和生命支持子系统,仍存在较多不确定性。今后需深入开展以下几方面的研究工作:

首先,本文计算仅基于 2009 年数据,来研究在城乡耦合系统尺度的碳流和碳积累,缺乏时间与空间序列的讨论以及细致模型的构建,今后应基于时空序列的数据构建城乡耦合系统动态碳流模型才能更准确表现各功能子系统的碳流和碳积累在时空上的相对关系;

其次,本文基于多来源数据计算全中国城乡耦合系统碳平衡,缺乏大气遥感数据和实验数据的验证。未来需要补充的遥感验证和更多实测数据,特别是对于不同气候区下人类主导程度较高的子系统碳过程;

最后,本文仅在生产、分解和城市生态系统中选取典型案例进行碳平衡和生态服务的研究,未来需要研究其他人工生态系统(如种植园、畜牧养殖)的碳平衡、生态服务及相关因素的影响,才可能完善城乡耦合系统人类主导的碳循环,并高效地发挥每个生态器为人类提供生态服务的功能。同时,深入研究碳平衡及生态服务的影响因素,特别是自然和社会经济因素交互作用产生的非线性关系,更有利于寻找碳平衡调控的关键点。

参考文献

1. Akihiko I. A historical meta-analysis of global terrestrial net primary productivity: are estimates converging? *Global Change Biology*, 2011, 17: 3161-3175.
2. Alberti M, Marzluff JM, Shulenberger E, et al. Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience*, 2003, 53: 1169-1179.
3. Ali M. Horticulture revolution for the poor: nature, challenges and opportunities. Tainan, Taiwan: The World Vegetable Center, 2008, www-wds.worldbank.org/external/default/WDSPContentServer/WDSP/IB/2007/11/06/000020953_20071106140621/Rendered/PDF/413530Horticulture1for1the1Poor01PUBLIC1.pdf.
4. Alonso W. A Theory of the Urban Land Market. *Papers of Regional Science*, 1960, 6: 149-157.
5. Alperin M, Hoehler T. The Ongoing Mystery of Sea-Floor Methane. *Science*, 2010, 329: 288-289.
6. Aratrakorn S, Thunhikorn S, Donald PF. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International*, 2006, 16: 71-82.
7. Baker LA, Hope D, Xu Y, Edmonds J, Lauver L. Nitrogen balance for the Central Arizona-Phoenix (CAP) ecosystem. *Ecosystems*, 2001, 4: 582-602.
8. Ballantyne AP, Alden CB, Miller JB, Tans PP, White JWC. Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years. *Nature*, 2012, 488: 70-72.
9. Balmford A, Green RE, Scharlemann JPW. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1594-1605.
10. Barlaz, MA. Carbon storage during biodegradation of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Global biogeochemical cycles*, 1998, 12: 373-380.

11. Bastian O. Landscape Ecology-towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, 2001, 16: 757- 766.
12. Bationo A, Kihara J, Vanlauwe B, Waswa B, Kimetu J. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agricultural Systems*, 2007, 94: 13-25.
13. Baumgardner D, Varela S, Escobedo FJ, Chacalo A, Ochoa C. The role of a peri-urban forest on air quality improvement in the Mexico City megalopolis. *Environmental Pollution*, 2012, 163: 174-183.
14. Baynes TM, Wiedmann T. General approaches for assessing urban environmental sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4: 458-464.
15. Beauchemin KA, Janzen HH, Little SM, McAllister TA, McGinn SM. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 2010, 103: 371-379.
16. Begon M, Townsend CR, Harper JL. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Wiley-Blackwell, 2009.
17. Beier C, Rasmussen L. Effects of whole-ecosystem manipulations on ecosystem internal processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 1994, 9: 218–223.
18. Benbi DK, Brar JS. A 25-year record of carbon sequestration and soil properties in intensive agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*, 2009, 29: 257-265.
19. Bernacchi CJ, Hollinger SE, Meyers T. The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1867–1872.
20. Berner A, Hildermann I, Fließbach A, Pfiffner L, Niggli U, Ma"der P. Crop yield and soil fertility response to reduced tillage under organic management. *Soil & Tillage Research*, 2008, 101: 89-96.
21. Birch JC, Newton AC, Aquino CA, et al. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences, 2010, 107: 21925-21930.
22. Boden TA, Marland G, Andres RJ. Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO₂ Emissions. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A. 2011.
23. Borlaug NE. Feeding a hungry world. *Science*, 2007, 318: 359.
24. Boschma R. Frenken K. The emerging empirics of evolutionary economic geography. *Journal of Economic Geography*, 2011, 11: 295-307.
25. Boyle CA, Lavkulich L. Carbon pool dynamics in the lowerfraser basin from 1827 to 1990. *Environmental Management*, 1997, 21: 443-455.
26. Brady NC, Well RR. The natural and properties of soils. Eleventh Edition, Prentice Hall, 1996.
27. Bramryd T. Fluxes and accumulation of organic carbon in urban ecosystems on a global scale. In: *Urban Ecology* (eds Bornkamm R, Lee JA, Seaward MRD), Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1982: 3-12.
28. Brennan L, Owende P. Biofuels from microalgae: a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2010, 14: 557-577.
29. Brentrup F, Kusters J, Kuhlmann H, et al. Application of life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugarbeet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*, 2001, 14: 221-233.
30. Breuste J, Niemelä J, Snep RP. Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecology*, 2008, 23: 1139-1142.
31. Brown S, Swingland IR, Hanbury-Tension R, Prance GT, Myers N. Changes in the use and management of forests for abating carbon emissions: issues and challenges under the Kyoto Protocol. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series A*, 2002, 360: 1593-1605.
32. Burney JA, Davis SJ, Lobell DB. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proc Natl Acad Sci*, 2010, 107: 12052-12057.
33. Buzhdygan OY, Patten BC, Kazanci C, Ma Q, Rudenko SS. Dynamical and

- system-wide properties of linear flow-quantified food webs. *Ecological Modelling*, 2012, 245: 176-184.
34. Byrne KA, Kiely G, Leahy P. Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 121:357-364.
35. Cadenasso ML, Pickett STA, Schwarz K. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 2007, 5:80-88.
36. Campbell JE, Lobell DB, Field CB. Greater transportation energy and GHG offsets from bioelectricity than ethanol. *Science*, 2009, 324: 1055-1057.
37. Campra P, Garcia M, Canton Y, Placios-Orueta A. Surface temperature cooling trends and negative radiative forcing due to land use change toward greenhouse farming in southeastern Spain. *Journal of Geophysical Research-atmospheres*, 2008, 113: D18.
38. Canadell JG, Quéré CL, Raupach MR. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2007, 104: 18866-18870.
39. Canadell JG, Ciais P, Dhakal S, et al. Interactions of the carbon cycle, human activity, and the climate system: a research portfolio. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2010, 2: 301-311.
40. Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2012, 154: 23-33.
41. Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, et al. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2009, 106: 1305-1312.
42. Carpenter SR. The need for large-scale experiments to assess and predict the response of ecosystems to perturbation. *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*, 1998: 287-312.

43. Ceschia E, Béziat P, Dejoux JF, et al. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139: 363-383.
44. Chang J, Wu X, Liu A, et al. Assessment of net ecosystem services of plastic greenhouse vegetable cultivation in China. *Ecological Economics*, 2011, 70: 740-748.
45. Chang J, Ren Y, Shi Y, et al. An inventory of biogenic volatile organic compounds for a subtropical urban-rural complex. *Atmospheric Environment*, 2012.
46. Chang J, Wu X, Wang Y, et al. Does growing vegetables in plastic greenhouses enhance regional ecosystem services beyond the food supply? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2013, 11: 43-49.
47. Chapin III FS, Matson PA, Vitousek PM. The Ecosystem Concept. In *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer New York, 2012.
48. Chapin III FS, Power ME, Cole JJ. Coupled biogeochemical cycles and Earth stewardship. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 3-3.
49. Chapin III FS, Woodwell GM, Randerson JT, et al. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems*, 2006, 9: 1041-1050.
50. Chapman JL, Reiss MJ. *Ecology: principles and applications*. Cambridge University Press, 1999.
51. Charles R, Jolliet O, Gaillard G, et al. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2006, 113: 216-225.
52. Chen D, Christensen TH. Life-cycle assessment (EASEWASTE) of two municipal solid waste incineration technologies in China. *Waste Management & Research*, 2010, 28: 508-519.
53. Chen Y, Cai Q. Dust storm as an environmental problem in North China. *Environmental Management*, 2003, 32: 413-417.
54. Cheng C, Wang R, Jiang J. Variation of soil fertility and carbon sequestration by planting *Hevea brasiliensis* in Hainan Island, China. *Journal of Environmental*

- Science, 2007, 19: 348-352.
55. Chester M, Pincetl S, Allenby B. Avoiding unintended tradeoffs by integrating life-cycle impact assessment with urban metabolism. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4: 451-457.
56. Christenson L, Sims R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. *Biotechnology advances*, 2011, 29: 686-702.
57. Churkina G, Brown D, Keoleian G. Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. *Global Change Biology*, 2009, 16: 135-143.
58. Churkina G. Modeling the carbon cycle of urban systems. *Ecological Modeling*, 2008, 216: 107-113.
59. Churkina G. Carbon Cycle of Urban Ecosystems, Carbon Sequestration in Urban Ecosystems. Springer Netherlands, 2012: 315-330.
60. Ciais P, Bousquet P, Freibauer A, et al. Horizontal displacement of carbon associated with agriculture and its impacts on atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical cycles*, 2007, 21: 1-12.
61. Ciais P, Gervois S, Vuichard N, Piao S, Viovy N. Effects of land use change and management on the European cropland carbon balance. *Global Change Biology*, 2011, 17: 320-338.
62. Clarens AF, Resurreccion EP, White MA, Colosi LM. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 1813-1819.
63. Clements FE. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, 1916.
64. Collins SL, Carpenter SR, Swinton SM. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 2010, 9: 351-357.
65. Conant RT, Ogle SM, Paul EA, Paustian K. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 169-173.
66. Costa M, Heuvelink EP. Protected cultivation rising in China. *Fruit and Vegetable*

- Technology, 2004, 4: 8-11.
67. Costa JM, Heuvelink E, Botden N. Chinese growth held in check. *Fruit and Vegetable Technology*, 2003, 3: 12-15.
68. Čuček L, Klemeš JJ, Kravanja Z. A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 34: 9-20.
69. Currie B, Bass B. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 2008, 11: 409-422.
70. Dalal RC, Allen DE, Livesley SJ, Richards G. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant Soil*, 2008, 309: 43-76.
71. Dallimer M, Tang Z, Bibby PR, Brindley P, Gaston KJ, Davies ZG. Temporal changes in greenspace in a highly urbanized region. *Biology letters*, 2011, 7: 763-766.
72. Daniel TC, Muhar A, Arnberger A. et al. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2012, 109: 8812-8819.
73. Davis SJ, Caldeira K. Consumption-based accounting of CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2010, 107: 5687-5692.
74. Deumlich D, Funk R, Frielinghaus M, Schmidt WA, Nitzsche O. Basic of effective erosion control in German agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169, 380-381.
75. Dhakal S. Urban energy use and carbon emissions from cities in China and policy implications. *Energy Policy*, 2009, 37: 4208-4219.
76. Dietz T, Ostrom E, Stern PC. The struggle to govern the commons. *Science*, 2003, 302: 1907-11.
77. Duguay S, Eigenbrod F, Fahrig L. Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology*, 2007, 22: 589-599.
78. Edmondson JL, Davies ZG, McHugh N, Gaston KJ, Leake JR. Organic carbon

- hidden in urban ecosystems, *Scientific reports*, 2012, 2: 963.
79. Ellis EC, Ramankutty N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6(8): 439-447.
80. Elmore AJ, Kaushal SS. Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6: 308-312.
81. Enoch HZ, Enoch Y. The history and geography of the greenhouse. *Ecosystems of the world*, 1999: 1-16.
82. Escobedo FJ, Kroeger T, Wagner JE. Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 2011, 159: 2078-2087.
83. Evenson RE, Gollin D. Assessing the impact of the green revolution, 1960 to 2000. *Science*, 2003, 300: 758-62.
84. Falk JH. The primary productivity of lawns in a temperate environment. *Journal of Applied Ecology*, 1980, 689-695.
85. Fang C, Ling D. Investigation of the noise reduction provided by tree belts. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 63: 187-195.
86. FAO, 2005 & 2008. FAOSTAT. <http://www.fao.org> 2005, 2007 & 2008 Data, Accessed 25 April, 2010.
87. FAOSTAT. The State of Food and Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2010.
88. Fargione J, Hill J, Tilman D, Polasky S, Hawthorne P. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 2008, 319:1235-1238.
89. Fernández MD, González AM, Carreño J, Pérez C, Bonachela S. Analysis of on-farm irrigation performance in Mediterranean greenhouses. *Agricultural Water Management*, 2007, 89: 251-260.
90. Finkbeiner M. Carbon footprinting – opportunities and threats. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009, 14: 91-94.
91. Finzi AC, Cole JJ, Doney SC, Holland EA, Jackson RB. Research frontiers in the analysis of coupled biogeochemical cycles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 74-80.

92. Fischer J, Brosi B, Daily GC, et al. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6: 380-385.
93. Forman RTT, Gordon M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986.
94. Forman RTT. *Land Mosaics: the Ecology of Landscape and Region*. London: Cambridge University Press, 1995.
95. Fortin MJ, Agrawal AA. Landscape ecology comes of age. *Ecology*, 2005, 86: 1965- 1966.
96. Frank AB, Liebig MA, Tanaka DL. Management effect on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland. *Soil & Tillage Research*, 2006, 89: 78-85.
97. Friedman JR. *Regional development policy: a case study of Venezuela*. Cambridge: MIT Press, 1966.
98. Fujimori S, Matsuoka Y. Development of estimating method of global carbon, nitrogen, and phosphorus flows caused by human activity. *Ecological Economics*, 2007, 62: 399-418.
99. Fuller RA, Gaston KJ. The scaling of green space coverage in European cities. *Biology letters*, 2009, 5: 352-355.
100. Gelfand I, Zenone T, Jasrotia P, Chen J, Hamilton SK, Robertson GP. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2011, 108: 13864-13869.
101. Glass GV. Primary, secondary and meta-analysis. *Educational Researcher*, 1976, 5: 3-8.
102. Godfray HC, Beddington JR, Crute IR, et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 2010, 327: 812-18.
103. Golley FB. Caloric Value of Wet Tropical Forest Vegetation. *Ecology*, 1996, 50: 517-519.
104. Golubiewski NE. Urbanization increases grassland carbon pools: effects of

- landscaping in Colorado's front range. *Ecological Applications*, 2006, 16: 555-571.
105. Gotelli NJ, Ellison AM, Ballif BA. Environmental proteomics, biodiversity statistics and food-web structure. *Trends in ecology evolution*, 2012, 27(8): 436-442.
106. Goulder LH, Kennedy D. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 1997: 23-48.
107. Grace J. Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 2004, 92: 189-202.
108. Grant SB, Saphores JD, Feldman DL, et al. Taking the "Waste" Out of "Wastewater" for Human Water Security and Ecosystem Sustainability. *science*, 2012, 337(6095): 681-686.
109. Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JPW, Balmford A. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science*, 2005, 307: 550-555.
110. Griffith S. Carbon sequestration in urban landscapes. *The Grass Roots*, 2010, 39(3): 26-27.
111. Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, et al. Global change and ecology of the cities. *Science*, 2008, 319: 756-760.
112. Grimm NB, Morgan GJ, Pickett STA, Redman CL. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 2000, 50: 571-584.
113. Gu B, Chang J, Ge Y, Ge H, Yuan C, et al. Anthropogenic modification of the nitrogen cycling within the Greater Hangzhou Area system, China. *Ecological Applications*, 2009, 19: 974-988.
114. Gu B, Liu D, Wu X, et al. Utilization of waste nitrogen for biofuel production in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011(b), 15(9): 4910-4916.
115. Gu B, Zhu Y, Chang J, et al. The role of technology and policy in mitigating regional nitrogen pollution. *Environmental Research Letters*, 2011(a), 6(1): 014011.
116. Guerra F, Trevizam AR, Muraoka T, et al. 2012. Heavy metals in vegetables and

- potential risk for human health. *Sci Agric* 69: 54–60.
<http://scitech.people.com.cn/GB/7631831.html>.
117. Guinée JB, Heijungs R, Huppes G et al. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45, 90–96.
118. Gunderson LH, Holling CS (Eds). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington, DC: Island Press. 2002.
119. Guo J, Liu X, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 327: 1008–10.
120. Guo L, Gifford RM. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2002, 8: 345–360
121. Guo L, Erda L. Carbon sink in cropland soils and the emission of greenhouse gases from paddy soils: a review of work in China. *Chemosphere-Global Change Science*, 2001, 3: 413–418.
122. Gurevitch J, Curtis PS, Jones MH. Meta-analysis in ecology. *Advances in Ecological Research*, 2001, 32: 199–247.
123. Gurney KP. China at the carbon crossroads. *Nature*, 2009, 458: 977–979.
124. Haber W. Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research*, 2004, 19: 99–106.
125. Havstad KM, Huenneke LF, Schlesinger WH. *Structure and function of a Chihuahuan Desert ecosystem: the Jornada Basin Long Term Ecological Research site*. Oxford: Oxford University Press, 2006.
126. He F, Chen Q, Jiang R, et al. Yield and nitrogen balance of greenhouse tomato (*Lycopersicum esculentum* Mill) with conventional and site-specific nitrogen management in Northern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 77: 1–84.
127. He F, Jiang R, Chen Q, Zhang F, Su F. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in Northern China. *Environmental Pollution*, 2009, 157: 1666–1672.
128. Herrero M, Thornton PK, Notenbaert AM, et al. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. *Science*, 2010, 327:

- 822-825.
- 129.Herte M, Kobriger N, Stearns F. Productivity of an urban park. University of Wisconsin Field Station Bulletin, 1971, 4: 14-18.
- 130.Hertwich EG, Peters GP. Carbon footprint of nations: a global, trade-linked analysis Environment, Science and Technology, 2009, 43: 6414-6420.
- 131.Hickman GW. Greenhouse Vegetable Production Statistics: a review of current world-wide data and research reports on the commercial production of greenhouse vegetables. Mariposa, California, USA: Cuesta Roble Greenhouse Consultants, 2011.
- 132.Hill J, Nelson E, Tilman D, Polasky S, Tiffany D. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. Proceedings of National Academy of Science, 2006, 10: 11206-11210.
- 133.Holm AM, Watson IW, Loneragan WA, Adams MA. Loss of patch-scale heterogeneity on primary productivity and rainfall-use efficiency in Western Australia. Basic and Applied Ecology, 2003, 4: 569-578.
- 134.Hondo H, Sakai S. Consistent method for system boundary definition in LCA: an application of sensitivity analysis. Journal of Advanced Science, 2001, 13: 491-494.
- 135.Hotes S, Grootjans AP, Takahashi H, Ekschmitt K, Poschlod P. Resilience and alternative equilibria in a mire plant community after experimental disturbance by volcanic ash. Oikos, 2010, 119: 952-963.
- 136.Houghton RA, Hackler JL. Emissions of carbon forestry and land use change in tropical Asia. Global Change Biology, 1999, 5: 481-492.
- 137.Houghton RA. Balancing the Global Carbon Budget. Annual Review of Earth and Planetary Science, 2007, 35: 313-47.
- 138.Houghton RA, Hackler JL, Lawrence KT, The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. Science, 1999, 285: 574-578.
- 139.Huang SL, Wong JH, Chen TC. A framework of indicator system for measuring Taipei's urban sustainability. Landscape and Urban Planning, 1998, 42: 15-27.
- 140.Huang Y, Sun W, Zhang W, Yu Y, Su Y, Song C. Marshland conversion to

- cropland in northeast China from 1950 to 2000 reduced the greenhouse effect. *Global Change Biology*, 2010, 16: 680-695.
141. Huang Y, Zhang W, Sun W, Zhang X. Net primary production of Chinese croplands from 1950 to 1999. *Ecological Applications*, 2007, 17: 692-701.
142. Imhoff ML, Bounoua L, DeFries R, et al. The consequences of urban land transformation on net primary productivity in the United States. *Remote Sensing of Environment*, 2004, 89: 434-443.
143. Imhoff ML, Tucker CJ, Lawrence WT, Stutzer DC. The use of multisource satellite and geospatial data to study the effect of urbanization on primary productivity in the United States. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2000, 38: 2549-2556.
144. IPCC, Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds) *National greenhouse gas inventories programme*. IGES, Japan, 2006.
145. IPCC, *Climate Change 2001: Impaction, and vulnerability*, Cambridge University Press, 2001.
146. IPCC, *Climate Change 2007: Synthesis Report* (Pachauri, R. K. & Reisinger, A. eds), Cambridge University Press, 2007.
147. Iqbal J, Lin S, Hu RG, Feng ML. Temporal variability of soil-atmospheric CO₂ and CH₄ fluxes from different land uses in mid-subtropical China. *Atmospheric Environment*, 2009, 43: 5865-75.
148. Isard W. The General Theory of Location and Space-Economy. *Quarterly Journal of Economics*, 1949, 63: 476-506.
149. ISO, ISO 14040 International Standard. In: *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland, 2006.
150. Janssens IA, Freibauer A, Ciais P, et al. Europe's Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO₂ Emissions. *Science*, 2003, 300: 1538-1542.
151. Jenerette GD, Wu J, Grimm NB, Hope D. Points, patches, and regions: scaling

- soil biogeochemical patterns in an urbanized arid ecosystem. *Global Change Biology*, 2006, 12: 1532-1544.
- 152.Jeong SJ, Ho CH, Gim HJ, Brown ME. Phenology shifts at start vs. end of growing season in temperate vegetation over the Northern Hemisphere for the period 1982–2008. *Global Change Biology*, 2011, 17: 2385-2399.
- 153.Jiang W, Qu D, Mu D, Wang L. China's Energy-Saving Greenhouses. *Chronica Hort* 2004, 44: 15-17
- 154.Jim CY. Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, 1998, 2:171-181.
- 155.Jo HK, McPherson EG. Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*, 1995, 45: 109-133.
- 156.Jo H, Impacts of urban greenspace on offsetting carbon emissions for middle Korea. *Journal of Environmental Management*, 2002, 64: 115-126.
- 157.Jobbágy EG, Jackson RB. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, 2000, 10: 423-436.
- 158.Johnson JMF, Franzluebbers AJ, Weyers SL, Reicosky DC. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution*, 2007, 150: 107-124.
- 159.Jørgensen SE, Fath B, Bastianoni S, et al. A new ecology: systems perspective. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier, 2011.
- 160.Ju X, Kou C, Christie P, Dou Z, Zhang F. Changes in the soil environment from excessive application of fertilizers and manures to two contrasting intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 497-506.
- 161.Kaye JP, Groffman PM, Grimm NB, Baker LA, Pouyat RV. A distinct urban biogeochemistry. *Trends in Ecology and Evolution*, 2006, 21: 192-199.
- 162.Kaye JP, Mcculley RL, Burke IC. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. *Global Change Biology*, 2005, 11: 575-587.
- 163.Keeling RF, Najjar RP, Bender ML. What atmospheric oxygen measurements can

- tell us about the global carbon-cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7: 37-67.
- 164.Kennedy CA, Cuddihy J, Engel-Yan J. The changing metabolism of cities. *Journal of Industrial Ecology*, 2007, 11:43-59.
- 165.Kenward RE, Whittingham MJ, Arampatzis S, et al. Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2011, 108: 5308-5312.
- 166.King AW, Dilling L, Zimmerman GP, et al. The First State of the Carbon Cycle Report (SOCCR): The North American Carbon Budget and Implications for the Global Carbon Cycle. US Climate Change Science Program, Washington, DC, 2007, 142.
- 167.Koerner BA, Klopatek JM. Carbon fluxes and nitrogen availability along an urbanerural gradient in a desert landscape. *Urban Ecosystems*, 2009, 13: 1-21.
- 168.Kowata H, Moriyama H, Hayashi K, Kato H. Comparison of air emissions for the construction of various greenhouses. *Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*. Zurich, Switzerland, 2008.
- 169.Krugman P. Increasing Returns and Economic Geography. *Journal of Political Economy*, 1991, 99: 483-499.
- 170.Kumar HD. Modern concepts of ecology. Vikas Publishing House, 1992.
- 171.Kutsch WL, Aubinet M, Buchmann N, et al. The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2010, 139: 336-345.
- 172.Lai L, Huang X. Environmental cost accounting of chemical fertilizer utilization in China. *Bioinformatics and Biomedical Engineering. The 2nd International Conference*, 2008.
- 173.Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304: 1623-1627.
- 174.Lal R. Urban Ecosystems and Climate Change. In: R. Lal and B. Augustin (eds.), *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Science + Business Media,

- 2012, 3-19.
- 175.Lal R. Carbon emission from farm operations. *Environment international*, 2004, 30: 981-990.
- 176.Lal R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 353-362.
- 177.Laothawornkitkul J, Taylor JE, Paul ND. Biogenic volatile organic compounds in the Earth system. *New Phytol*, 2009, 183: 27-51.
- 178.Lausch A, Herzog F, Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2002, 2: 3- 15.
- 179.Leemans R. Ecological Systems, Introduction. In: R. Leemans (ed.), *Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Springer Science + Business Media New York, 2013.
- 180.Lenzen M, Peters GM. How city dwellers affect their resource hinterland: a spatial impact study of australian households. *Journal of Industrial Ecology*, 2010, 14: 73-90.
- 181.Lenzen M. The path exchange method for hybrid LCA. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43: 8251-8256.
- 182.Li J, Zhuang X, Pat D, Larson ED. Biomass energy in China and its potential. *Energy for Sustainable Development*, 2001, 4, 66-80.
- 183.Li C, Zhuang Y, Frolking S, et al. Modeling soil organic carbon change in croplands of China. *Ecological Applications*, 2003, 13: 327-336.
- 184.Li J, Ren Z, Zhou Z. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. *Ecological Research*, 2006, 21, 597-604.
- 185.Li W, Zhang M, Van Der Zee S. Salt contents in soils under plastic greenhouse gardening in China. *Pedosphere*, 2001, 11: 359-367.
- 186.Li Z, Han F, Su Y, Zhang T, Sun B, Monts DL, Plodinec, MJ. Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China. *Geoderma*, 2007, 138: 119-126.
- 187.Lindeman RL. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 1942, 23: 399-418.

- 188.Liu H, Jiang G, Zhuang H, Wang K. Distribution, utilization structure and potential of biomass resources in rural China: With special references of crop residues. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2008a, 12: 1402-1418.
- 189.Liu J, Daily GC, Ehrlich PR, Luck GW. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*, 2003, 1359: 1-3.
- 190.Liu J, Li S, Ouyang Z, Tam C, Chen X. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008b, 105: 9477-9482.
- 191.Liu J, G Diamond J. China's environment in a globalizing world. *Nature*, 2005, 435: 1179-1186.
- 192.Liu JG, Dietz T, Carpenter SR, Alberti M, Folke C, et al. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 2007, 317: 1513-1516.
- 193.Liu D, Ge Y, Chang J, Peng C, Gu B, Chan G, Wu X. Constructed wetlands in China: recent developments and future challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009b, 7: 261-268.
- 194.Liu D, Wu X, Chang J, et al. Constructed wetlands as biofuel production systems. *Nature Climate Change*, 2012, 2: 190-194.
- 195.Liu J, Ma X. The analysis on energy and environmental impacts of microalgae-based fuel methanol in China. *Energy Policy*, 2009, 37: 1479-1488.
- 196.Lu F, Wang XK, Han B, Ouyang Z, Duan X, Zheng H, Miao H. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. *Global Change Biology*, 2009, 15: 281-305.
- 197.Luck GW, Smallbone LT, O'Brien R. Socio-economics and vegetation change in urban ecosystems: patterns in space and time. *Ecosystems*, 2009, 12: 604-620.
- 198.Luo Y, Hui D, Zhang D. Elevated CO₂ stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems: a meta-analysis. *Ecology*, 2006, 87:53-63.
- 199.Lv Y, Gu S. Guo D. Valuing environmental externalities from rice — wheat farming in the lower reaches of the Yangtze River. *Ecology and Economics*, 2010, 69: 1436-1442.
- 200.MA, *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. World Resources

- Institute.Island Press, Washington, DC. (Millennium Ecosystem Assessment), 2005.
- 201.MAC (Ministry of Agriculture of China) Agricultural Yearbook of China 2005. China Agriculture Press Beijing (in Chinese), 2006.
- 202.MacFarlane DW. Potential availability of urban wood biomass in Michigan: Implications for energy production, carbon sequestration and sustainable forest management in the USA. *Biomass and Bioenergy*, 2009, 33: 628-634.
- 203.Machlis GE, Force JE, Burch JWR. The human ecosystem part I: the human ecosystem as an organizing concept in ecosystem management. *Society and Natural Resources*. 1997, 10: 347-367.
- 204.Mackenzie A, Ball AS, Virdee SR. *Instant notes in ecology*. Colchester: BIOS Scientific publishers, 2001.
- 205.Mackinnon D, Cumbers A, Pike A, Birch K, McMaster R. Evolution in economic geography: institutions, political economy, and adaptation. *Economic Geography*, 2009, 85: 129-150.
- 206.Maisiri N, Senzanje A, Rockstrom J, Twomlow SJ. On farm evaluation of the effect of low cost drip irrigation on water and crop productivity compared to conventional surface irrigation system. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2005, 20: 783-791.
- 207.Mankiw NG. *Principles of Economics*. South-Western, Division of Thomson Learning, 2006.
- 208.Marcotullio PJ, Sarzynski A, Albrecht J, Schulz N. The geography of urban greenhouse gas emissions in Asia: A regional analysis. *Global Environmental Change*, 2012, 22: 944-958.
- 209.Margalef R. Information theory in ecology. *General Systems: Yearbook of the International Society for the Systems Sciences*, 3, 1958.
- 210.Margulis L. *Symbiosis in Cell Evolution: Life and Its Environment on the Early Earth*. San Francisco: WH Freeman, 1981.
- 211.Martin JH, Gordon M, Fitzwater S. Iron in Antarctic waters. *Nature*, 1990, 345:156-158.

- 212.Martin R, Sunley P. Path dependence and regional economic evolution. *Journal of Economic Geography*, 2006, 6: 395-437.
- 213.Matthews HS, Hendrickson CT, Weber CL. The importance of carbon footprint estimation boundaries. *Environmental Science and Technology*, 2008: 42: 5839-5842.
- 214.McMichael AJ, Powles JW, Butler CD, Uauy R. (). Food, livestock production, energy, climate change, and health. *The Lancet*, 2007, 370: 1253-1263.
- 215.McNaughton SJ. Grazing as an optimization process grass: ungulate relationships in the Serengeti. *The American Naturalist*, 1979, 113: 691-703.
- 216.McPeak JG, Lee DR, Barrett CB. Introduction: The dynamics of coupled human and natural systems. *Environment and Development Economics*, 2006, 11: 9-13.
- 217.McPherson G, Simpson JR, Peper PJ, Maco SE, Xiao QF. Municipal forest benefits and costs in five US cities. *Journal of Forestry*, 2005, 103: 41-416.
- 218.Miao S, Carstenn S, Nungesser, MK. Real world ecology: large-scale and long-term case studies and methods. Springer. Science + Business Media, 2009.
- 219.Milesi C, Running SW, Elvidge CD, Dietz JB, Tuttle BT, Nemani RR. Mapping and modeling the biogeochemical cycling of turf grasses in the United States. *Environmental Management*, 2005, 36: 426-438.
- 220.Milner J, Davies M, Wilkinson P. Urban energy, carbon management (low carbon cities) and co-benefits for human health. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4: 398-404.
- 221.Minx JC, Wiedmann T, Wood R, et al. Input-output analysis and carbon footprinting: an overview of applications. *Economic Systems Research*, 2009, 21: 187-216.
- 222.Mitsch WJ, Gosselink JG. *Wetlands*. 4th Edition. Hoboken. John Wiley & Sons: New York, 2007.
- 223.Mitsch WJ, Wu X, Nairn RW, Weihe PE, Wang N, Deal R, Boucher CE, Creating and restoring wetlands: a whole-ecosystem experiment in self-design. *BioScience*, 1998, 48:1019-1030.
- 224.MOA/DOE Project Expert Team. *Assessment of Biomass Resource Availability*

- in China. China Environmental Science Press, Beijing(in Chinese), 1998, 8.
- 225.Mohareb E, Kennedy C. Gross direct and embodied carbon sinks for urban inventories. *Journal of Industrial Ecology*, 2012, 16: 302-316.
- 226.Murty D, Kirschbaum MF, Mcmurtrie RE, Mcgilvray H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 2002, 8: 105-123.
- 227.Naveh Z. Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 2001, 57: 269-284.
- 228.Nishimura S, Yonemura S, Sawamoto T, et al. Effect of land use change from paddy rice cultivation to upland crop cultivation on soil carbon budget of a cropland in Japan. *Agr Ecosyst Environ*, 2008, 125: 9-20.
- 229.NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Atmospheric CO₂ data for Mauna Loa Observatory. [http://co2now.org/Current-CO₂/CO₂-Now/noaa-mauna-loa-co2-data.html](http://co2now.org/Current-CO2/CO2-Now/noaa-mauna-loa-co2-data.html), 2013.
- 230.Nowak DJ, Greenfield EJ, Hoehn RE, Lapoint E. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 2013, 178: 229-236.
- 231.Nowak DJ, Stevens JC, Sisinni SM, Luley CJ. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, 2002, 28: 113-122.
- 232.Nowak DJ, Crane DE. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 381-389.
- 233.Odum EP. The strategy of ecosystem development. *Science*, 1969, 164: 262-270.
- 234.Odum EP. *Fundamental of ecology*. WB Saunders, Philadelphia, 1971.
- 235.Odum EP. *Ecology and our endangered life-support systems*. Sinauer Associates Inc, 1989.
- 236.Odum EP. Great ideas in ecology for the 1990s. *BioScience*, 1992, 42: 542-545.
- 237.Odum HT. *Systems Ecology; an introduction*. J Wiley & Sons, New York, 1983.
- 238.Odum HT, Ewel KC, Mitsch WJ, Ordway, JW. Recycling treated sewage through cypress wetlands. In F. M. D'Itri, editor. *Wastewater Renovation and Reuse*.

- Marcel Dekker, New York, 1977, 35-67.
- 239.Ohlrogge J, Allen D, Berguson B, DellaPenna D, Shachar-Hill Y, Stymne S. Driving on biomass. *Science*, 2009, 324: 1019.
- 240.Olah GA, Prakash GS, Goeppert A.. Anthropogenic chemical carbon cycle for a sustainable future. *Journal of the American Chemical Society*, 2011, 133: 12881-12898.
- 241.Oren R, Ellsworth DS, Johnsen KH, Phillips N, Ewers BE, et al. Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature*, 2001, 411:469-72.
- 242.Osenberg CW, Sarnelle O, Cooper S, et al. Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics and models. *Ecology*, 1999, 80: 1105-1117.
- 243.Ostrom E. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1990.
- 244.Ovington JD. Quantitative ecology and the woodland ecosystem concept. *Advances in ecological research*, 1962, 1: 103-192.
- 245.Pacala SW, Hurtt GC, Baker D et al. Consistent land-and atmosphere-based US carbon sink estimates. *Science*, 2001, 292: 2316-2320.
- 246.Pacione M. *Urban geography-a global perspective*. Routledge, New York, 2009.
- 247.Palmer MA, Bernhardt E, Chornesky E, et al. Ecology for the 21st century: an action plan. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, 3: 4-11.
- 248.Pan Y, Birdsey RA, Fang JY, et al, A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 2011, 333: 988-993.
- 249.Pataki DE, Alig RJ, Fung AS et al. Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 2006, 12: 2092-2102.
- 250.Pataki, DE, Carreir MM, Cherrier J, et al. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 27-36.
- 251.Peter GP. Carbon footprints and embodied carbon at multiple scales. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2010, 2:1-6.
- 252.Phalan B, Onial M, Balmford A, Green RE. Reconciling Food Production and

- Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, 2011, 333: 1289-1291.
253. Piao S, Fang J, Ciais P, Peylin P, Huang Y, Sitch S, Wang T. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458: 1009-1013.
254. Piao S, Fang J, Zhou L, Zhu B, Tan K, Tao S. Changes in vegetation net primary productivity from 1982 to 1999 in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(2).
255. Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Boone CG, Groffman PM et al. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92: 331-362.
256. Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM. Biocomplexity in coupled natural-human systems: a multidimensional framework. *Ecosystems*, 2006, 8: 225-232.
257. Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, et al. Beyond urban legends: an emerging framework of urban ecology as illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience*, 2008, 58: 139-150.
258. Pouyat RV, Yesilonis ID, Golubiewski NE. A comparison of soil organic carbon stocks between residential turf grass and native soil. *Urban Ecosystems*, 2009, 12(1): 45-62.
259. Pouyat RV, Carreiro MM. Controls on mass loss and nitrogen dynamics of oak leaf litter along an urban-rural land-use gradient. *Oecologia*, 2003, 135: 288-298.
260. Pouyat RV, Effland WR. The investigation and classification of humanly modified soils in the Baltimore Ecosystem Study. In: Kimble, J.M., Ahrens, R.J., Bryant, R.B. (Eds.), *Classification, Correlation, and Management of Anthropogenic Soils*. USDA-NRCS, National Soil Survey Center, Nevada and California, 1999, 141-154.
261. Pouyat RV, Russell-Anelli J, Yesilonis ID, Groffman PM. Soil carbon in urban forest ecosystems. In: Kimble, J.M., Heath, L.S., Birdsey, R.A., Lal, R. (eds.), *The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press, Boca Raton, 2003, 347-362.

262. Pouyat RV, Yesilonis I, Russell-Anelli J, Neerchal NK. Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 71: 1010-1019.
263. Pouyat RV, Yesilonis ID, Nowak DJ. Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35: 1566-1575.
264. Prentice IC, Farquhar GD, Fasham MJR, et al. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In: Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, et al., (eds). *Climate Change*.
265. Qiu S, Ju X, Ingwersen J et al (2010) Changes in soil carbon and nitrogen pools after shifting from conventional cereal to greenhouse vegetable production. *Soil Till Res* 107: 80-87
266. Rasmussen, P.E., Albrecht, S.L., Smiley, R.W. Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid Pacific Northwest agriculture. *Soil & Tillage Research*. 1998, 47: 197-205.
267. RCW (Ramsar Convention on Wetlands). Classification system for wetland type, 2006.
268. Reynolds JF, Smith DMS, Lambin EF. et al. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, 2007, 316: 847-851.
269. Reynolds TW. Institutional determinants of success among forestry-based carbon sequestration projects in Sub-Saharan Africa. *World Development*, 2012, 40 (3): 542-554.
270. Ricklefs RE. *Ecology*. Newton, MA: Chiron Press, 1973.
271. Risser P, Parton WJ. Ecological analysis of a tall grass prairie: Nitrogen cycle. *Ecology*, 1982, 63:1342-1351.
272. Rocco SCM, Emmanuel Ramirez-Marquez J, Salazar ADE. Bi and tri-objective optimization in the deterministic network interdiction problem. *Reliability Engineering & System Safety*, 2010, 95(8): 887-896.
273. Rosso D, Stenstrom MK. The carbon-sequestration potential of municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, 2008, 70: 1468-1475.
274. Sanchez P. A smarter way to combat hunger. *Nature*, 2009, 458(7235): 148-148.

- 275.Sander K, Murthy GS. Life cycle analysis of algae biodiesel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15(7): 704-714.
- 276.Sarmiento JL, Gruber N. *Ocean biogeochemical dynamics*. Princeton: Princeton University Press, 2006.
- 277.Savage N. The scum solution. *Nature*, 2011, 474: 15-16.
- 278.Schandl H, Boyden S, Capon A, Hosking K. 'Biosensitive' cities—a conceptual framework for integrative understanding of the health of people and planetary ecosystems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4:378–384.
- 279.Schindler DW. Carbon, nitrogen, phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. *Journal of Phycology*, 1971, 7:321-329.
- 280.Schlesinger, WL. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 1990, 348: 232-234.
- 281.Schmer MR, Vogel KP, Mitchell RB, Perrin RK. Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105(2): 464-469.
- 282.Scholes RJ, Monteiro PMS, Sabine CL, Canadell JG. Systematic long-term observations of the global carbon cycle. *Trends in Ecology and Evolution*, 2009, 24 (8): 427-430.
- 283.Seto KC, Satterthwaite D. Interactions between urbanization and global environmental change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2010, 2(3): 127-128.
- 284.Sevigné Itoiz E, Gasol CM, Farreny R, Rieradevall J, Gabarrell X. CO2ZW: Carbon footprint tool for municipal solid waste management for policy options in Europe. *Inventory of Mediterranean countries. Energy Policy*, 2013, 56:623-632.
- 285.Shao M, Tang X, Zhang Y, Li W. City clusters in China: air and surface water pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2006, 4: 353-361.
- 286.Shaw M, Zavaleta ES, Chiariello NR, Cleland EE, Mooney HA, Field CB. Grassland responses to global environmental changes suppressed by elevated CO₂. *Science*, 2002, 298:1987-90.
- 287.Shen W, Wu J, Grimm NB, Hope D. Effects of urbanization-induced

- environmental changes on ecosystem functioning in the Phoenix metropolitan region, USA. *Ecosystems*, 2008, 11: 138-155.
288. Shi W, Yao J, Yan F. Vegetable cultivation under greenhouse conditions leads to rapid accumulation of nutrients, acidification and salinity of soils and groundwater contamination in south-eastern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2009, 83(1): 73-84.
289. Shi Y, Ge Y, Chang J, Shao H, Tang Y. Garden waste biomass for renewable and sustainable energy production in China: Potential, challenges and development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2013, 22: 432-437.
290. Silalertruksa T, Bonnet S, Gheewala SH. Life cycle costing and externalities of palm oil biodiesel in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 28: 225-232.
291. Smith P, Lanigan G, Kutsch WL, et al. Measurements necessary for assessing the net ecosystem carbon budget of croplands. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2010, 139(3): 302-315.
292. Somerville C, Youngs H, Taylor C, Davis S, Long SP. Feedstocks for lignocellulosic biofuels. *Science*, 2010, 329: 790-792.
293. Sonneveld C, Voogt W. Plant nutrition in future greenhouse production. In: Sonneveld C and Voogt W (eds). *Plant nutrition of greenhouse production*. Amsterdam, The Netherlands: Springer, 2009.
294. Stanghellini C, Kempkes FLK, Knies P. Enhancing environmental quality in agricultural systems. *Acta Horticulturae*, 2003, 609: 277-283.
295. Steinfeld H, Gerber P. Livestock production and the global environment: Consume less or produce better? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2010, 107(43): 18237-18238.
296. Stephens BB, Gurney KR, Tans PP, et al. Weak northern and strong tropical land carbon uptake from vertical profiles of atmospheric CO₂. *Science*, 2007, 316(5832): 1732-1735.
297. Stringer LC, Dougill AJ, Thomas AD, et al. Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environmental Science & Policy*, 2012, 19: 121-135.

- 298.Stringer LC, Dyer J, Reed MS, Dougill AJ, Twyman C, Mkwambisi DD. Adaptations to climate change, drought and desertification: insights to enhance policy in southern Africa. *Environmental Science and Policy*, 2009, 12 (7): 748-765.
- 299.Strohbach MW, Arnold E, Haase D. The carbon footprint of urban green space—a life cycle approach. *Landscape and urban planning*, 2012, 104(2): 220-229.
- 300.Strohbach MW, Haase D. Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*, 2012, 104(1): 95-104.
- 301.Suh S, Nakamura S. Five years in the area of input-output and hybrid LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12: 351-352.
- 302.Suh S, Lenzen M, Treloar GJ, et al. System boundary selection in life cycle inventories using hybrid approaches. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(3), 657-664.
- 303.Svirejeva-Hopkins A, Schellnhuber HJ. Urban expansion and its contribution to the regional carbon emissions: Using the model based on the population density distribution. *Ecological Modelling*, 2008, 216(2): 208-216.
- 304.Tan JL, Kang YH. Changes in soil properties under the influences of cropping and drip irrigation during the reclamation of severe salt-affected soils. *Agricultural Sciences in China*, 2009, 8(10): 1228-1237.
- 305.Tansley AG. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 1935, 16(3): 284-307.
- 306.Thomson AM, Izaurralde RC, Rosenberg NJ, He X. Climate change impacts on agriculture and soil carbon sequestration potential in the Huang-Hai Plain of China. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2006, 114(2): 195-209.
- 307.Tian H, Melillo J, Lu C, et al. China's terrestrial carbon balance: Contributions from multiple global change factors. *Global biogeochemical cycles*, 2011, 25(1): GB1007, doi:10.1029/2010GB003838.
- 308.Tilman D, Balzer C, Hill J, Befort B. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*,

- 2011, 108(50): 20260-20264.
309. Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 2002, 418: 671-677.
310. Tilman D, Hill J, Lehman C. Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science*, 2006, 314: 1598-1600.
311. Trumbore S. Carbon respired by terrestrial ecosystems-recent progress and challenges. *Global Change Biology*, 2006, 12: 141-153.
312. Tsao CC, Campbell JE, Mena-Carrasco M, Spak SN, Carmichael GR, Chen Y. Increased estimates of air-pollution emissions from Brazilian sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 2011, 2(1): 53-57.
313. Turner MG. Landscape ecology in north America: past, present, and future. *Ecology*, 2005, 86: 1967-1974.
314. Tüzel Y, Leonardi C. Protected Cultivation in Mediterranean Region: Trends and Needs. *Ege Üniv Ziraat Fak Derg*, 2009, 46: 215-223.
315. UNPD. World urbanization prospects. UN Population Division, 2011. <http://esa/un.org/undp/wup/unup/>
316. Verberg PH, Kok K, Pontius JRG, Veldkamp A. Modeling land use and land cover change. In: Lambin E F, Geist H ed. *Land-use and land cover change: local processes and global impacts*. Springer-Veflag Berlin Heidelberg, 2006, 117-135.
317. Vitousek PM, Ehrlich PR, Ehrlich AH, Matson PA. Human appropriation of the products of photosynthesis. *Bioscience*, 1986, 36:368-373.
318. Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 1997b, 277(5325): 494-499.
319. Vitousek, P.M, Aber J, Howarth RW, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1997a, 1: 1-16.
320. Vogt RG, et al. Spatial patterns of factory neurons expressing specific odor receptor genes in 48 hr old embryos of zebrafish *Danio rerio*. *Journal of Experimental Biology*, 2004, 433-443.
321. Voogt JA, Oke TR. Thermal remote sensing of urban climates. *Remote sensing of environment*, 2003, 86(3): 370-384.

- 322.Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total environment*, 2007, 380: 48-65.
- 323.Vymazal J. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. In: Vymazal J(ed). *Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands*. Backhuys: Leiden, 2001: 1-93.
- 324.Vymazal J. Enhancing ecosystem services on the landscape with created, constructed and restored wetlands. *Ecological Engineering*, 2011, 37(1): 1-5.
- 325.Walker BH, Salt DA. *Resilience thinking*. Washington, DC: Island Press, 2006.
- 326.Wang Y, Xu H, Wu X, et al. Quantification of net carbon flux from plastic greenhouse vegetable cultivation: A full carbon cycle analysis. *Environmental Pollution*, 2011, 159: 1427-1434.
- 327.Warren-Rhodes K, Koenig A. Escalating Trends in the Urban Metabolism of Hong Kong: 1971-1997. *Ambio*, 2001, 30(7): 429-438.
- 328.West TO, Marland G. Net carbon flux from agriculture: carbon emission, carbon sequestration, crop yield, and land use change. *Biogeochemistry*, 2003, 63: 73-83.
- 329.West TO, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002a, 91: 217-232.
- 330.West TO, Brandt CC, Baskaran LM, et al. Cropland carbon fluxes in the United States: increasing geospatial resolution of inventory-based carbon accounting. *Ecological Applications*, 2010, 20(4): 1074-1086.
- 331.West TO, Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. *Environmental Pollution*, 2002b, 116: 439-444.
- 332.West TO, Marland G, Singh N, Bhaduri BL, Roddy AB. The human carbon budget: an estimate of the spatial distribution of metabolic carbon consumption and release in the United States. *Biogeochemistry*, 2009, 94(1): 29-41.
- 333.Wiedmann T, Minx J. A definition of 'carbon footprint'. In: Pertsova CC (Ed.), *Ecological Economics Research Trends*. Nova Science Publisher, Hauppauge, NY, US. Ch 1, 2008: 1-11.
- 334.Wiedmann T. A review of recent multi-region input-output models used for

- consumption-based emissions and resource accounting. *Ecological Economics*, 2009, 69: 211-222.
335. Wischmeier WH, Smith DD. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Science and Education Administration. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, 1978.
336. Wolman A. The metabolism of cities. *Scientific American*, 1965, 213:179-188.
337. Wright LA, Coello J, Kemp S, Williams I. Carbon footprinting for climate change management in cities. *Carbon Management*, 2011b, 2(1): 49-60.
338. Wright LA, Kemp S, Williams I. 'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition. *Carbon Management*, 2011a, 2(1): 61-72.
339. Wrobel C, Coulman BE, Smith DL. The potential use of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) as a biofuel crop. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B—Soil and Plant Science*, 2009, 59(1): 1-18.
340. Wu J. A Landscape Approach for Sustainability Science. In: M.P. Weinstein and R.E. Turner (eds.), *Sustainability Science: The Emerging Paradigm and the Urban Environment*, Springer, 2012: 59-77.
341. Wu J. Landscape ecology, cross-disciplinarily and sustainability science. *Landscape Ecology*, 2006, 21(1): 1-4.
342. Wu H, Guo Z, Gao Q, Peng C. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 129: 413-421.
343. Xie Z, Zhu J, Liu G, Cadisch G, Hashgawa T, Sun H, Tang H, Zeng Q. Soil organic carbon stocks in China and changes from 1980s to 2000s. *Global Change Biology*, 2007, 13: 1989-2007.
344. Xu C, Liu M, Ana S, Chen J, Yan P. Assessing the impact of urbanization on regional net primary productivity in Jiangyin County, China. *Journal of Environmental Management*, 2007, 85: 597-606.
345. Yang Y, Fang J, Tang Y, Ji C, Zheng C, He J, Zhu B. Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands. *Global Change Biology*, 2008, 14(7): 1592-1599.

346. Yang W, Chang J, Xu B, Peng C, Ge Y. Ecosystem service value assessment for constructed wetlands: A case study in Hangzhou, China. *Ecological Economics*, 2008, 68(1): 116-125.
347. Yang Y, Mohammad A, Feng J, Zhou R, Fang J. Storage, patterns and environmental controls of soil organic carbon in China. *Biogeochemistry*, 2007, 84(2): 131-141.
348. Yeh C, Huang S. Global Urbanization and Demand for Natural Resources. In: R. Lal and B. Augustin (eds.), *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Science + Business Media, 2012: 355-371.
349. You F, Hu D, Zhang H, et al. Carbon emissions in the life cycle of urban building system in China—A case study of residential buildings. *Ecological Complexity*, 2011, 8(2): 201-212.
350. Yu D, Shao H, Shi P, Zhu W, Pan Y. How does the conversion of land cover to urban use affect net primary productivity? A case study in Shenzhen city, China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, 149(11): 2054-2060.
351. Yu G, Li X, Wang Q, Li S. Carbon storage and its spatial pattern of terrestrial ecosystem in China. *Journal of Resources and Ecology*, 2010, 1(2): 97-109.
352. Zeng X, Ma Y, Ma L. Utilization of straw in biomass energy in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2007, 11(5): 976-987.
353. Zhang D, Tan S, Gersberg RM. Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges. *Journal of environmental management*, 2010b, 91(8): 1623-1633.
354. Zhang C, Tian H, Chen G, et al. Impacts of urbanization on carbon balance in terrestrial ecosystems of the Southern United States. *Environmental Pollution*, 2012, 164: 89-101.
355. Zhang D, Gersberg RM, Keat TS. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(10): 1367-1378.
356. Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton SM. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 2007, 64: 253-260.
357. Zhang Y, Baral A, Bakshi BR. Accounting for ecosystem services in life cycle

- assessment, Part II: Toward an ecologically based LCA. *Environmental science & technology*, 2010a, 44(7): 2624-2631.
358. Zhao J, Chen S, Jiang B, Ren Y, Wang H, Vause J, Yu H. Temporal trend of green space coverage in China and its relationship with urbanization over the last two decades. *Science of The Total Environment*, 2013, 442: 455-465.
359. Zhao Y, Xing W, Lu W, Zhang X, Christensen TH. Environmental impact assessment of the incineration of municipal solid waste with auxiliary coal in China. *Waste Management*, 2012, 32(10): 1989-1998.
360. Zhou J, Chen Z, Liu X, et al. Nitrate accumulation in soil profiles under seasonally open "sunlight greenhouses" in northwest China and potential for leaching loss during summer fallow. *Soil Use Manage*, 2010, 26: 332-339.
361. Zhou J, Jiang M, Chen B, Chen G. Energy evaluations for constructed wetland and conventional wastewater treatments. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2009, 14(4): 1781-1789.
362. Zhou L, Dickinson R, Tian Y, et al. Evidence for a significant urbanization effect on climate in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2004, 101: 9540-9544.
363. Zhou Y, Wu Y, Yang L, et al. The impact of transportation control measures on emission reductions during the 2008 Olympic Games in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(3): 285-293.
364. 白彦锋, 姜春前, 张守攻. 中国木质林产品碳储量及其减排潜力. *生态学报*, 2009, 29(1): 399-405.
365. 蔡晓明. 生态系统生态学. 北京: 科学出版社, 2000.
366. 蔡晓明, 尚玉昌. 普通生态学(下). 北京: 北京大学出版社, 1995.
367. 常杰, 葛滢. 生物多样性的自组织, 起源和演化. *生态学报*, 2001, 21(7): 1180-1186.
368. 常杰, 葛滢. 隐没的群落: 重构生态学 I. *植物生态学报*, 2003, 27(1): 141-142.
369. 常杰, 葛滢. 统和生物学纲要. 北京: 高等教育出版社, 2005.
370. 常杰, 葛滢. 生态学. 北京: 高等教育出版社, 2010.

- 371.戴保国. 废塑料制品对土壤环境的影响及防治. 农业科技通讯, 2003, 9: 27.
- 372.董红敏, 李玉娥, 陶秀萍, 彭小培, 李娜, 朱志平. 中国农业源温室气体排放与减排技术对策. 农业工程学报, 2008, 24(10): 269-273.
- 373.段佐亮. 我国作物秸秆燃烧甲烷, 氧化亚氮排放量变化趋势预测 (1900~2020). 农业环境保护, 1995, 14(3): 111-116.
- 374.Fujita M, Krugman P, Venables AJ. 空间经济学——城市、区域与国际贸易. 梁琦译. 北京: 中国人民大学出版社, 2005.
- 375.方新启. 发展农业旅游打造寿光旅游特色品牌. 山东经济战略研究, 2006, 8: 28-29.
- 376.高卫东. 中国种植业大观·肥料卷. 北京: 中国农业科技出版社, 2001.
- 377.高翔, 李骅. 我国工厂化农业的现状与发展对策分析. 中国农机化, 2007, 2: 5-7.
- 378.高祥照, 马文奇, 马常宝, 张福锁, 王运华. 中国作物秸秆资源利用现状分析. 华中农业大学学报, 2002, 21: 242-247.
- 379.谷保静. 人类-自然耦合系统氮循环研究——中国案例 (博士学位论文). 杭州: 浙江大学, 2011.
- 380.顾启峰, 乌兰. 污水处理厂污泥产量工艺计算及污泥处置工艺选择. 天津建设科技, 2006, 16(4): 50-52.
- 381.国家林业局. 林业行业标准《森林生态系统服务功能评估规范》(LY/T 1721-2008). 北京: 中国标准出版社, 2008.
- 382.国家统计局. 中国统计年鉴 (2009). 北京, 中国统计出版社, 2010.
- 383.国家统计局. 中国能源统计年鉴 (2009). 北京, 中国统计出版社, 2010.
- 384.国家统计局固定资产投资统计司. 中国建筑业统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2010.
- 385.Hirschman AO. 经济发展战略. 北京: 经济科学出版社, 1991.
- 386.黄德林, 杨军, 蔡松峰. 中国非 CO₂ 类温室气体减排潜力及其政策意涵. 中国农学通报, 2011, 27(2): 253-259.
- 387.黄鸿翔, 李书田, 李向林等. 我国有机肥的现状与发展前景分析. 土壤肥料,

- 2006, 1: 1-8.
- 388.黄亚军.污水处理厂污泥处理与利用研究(硕士学位论文).重庆:西南农业大学, 2003.
- 389.姜华, 吴波.城市生活垃圾处理现状、趋势及对策建议.电力环境保护, 2008, 24 (1): 50-52.
- 390.金晓彤, 陈艺妮.中日农民收入与消费结构比较研究.现代日本经济, 2007, 4: 23-26.
- 391.乐群, 张国君, 王铮.中国各省甲烷排放量初步估算及空间分布.地理研究, 2012, 31(9): 1559-1570.
- 392.李梅, 周恭明, 陈德珍.中国废旧农用塑料薄膜的回收与利用.再生资源研究, 2004: 6, 18-21.
- 393.刘冬.人类-自然耦合系统中生产和分解子系统功能强化研究(博士学位论文).杭州: 浙江大学, 2011.
- 394.刘晓利, 许俊香, 王方浩, 张福锁, 马文奇.我国畜禽粪便中氮素养分资源及其分布状况.河北农业大学学报, 2005, 28 (5): 27-32.
- 395.马世骏.现代生态学透视.北京: 科学出版社, 1990, 224-235.
- 396.马世骏.中国生态学发展战略研究.北京: 中国经济出版社, 1991, 405-444.
- 397.马忠海.中国几种主要能源温室气体排放系数的比较评价研究(博士学位论文).北京: 中国原子能科学研究院, 2002.
- 398.毛学森, 李登顺.日光温室黄瓜节水灌溉研究.灌溉排水, 2000, 19(2): 45-47.
- 399.聂桂惠.菜博会——现代农民的孵化场.农业知识: 瓜果菜, 2006, (8): 38.
- 400.牛晓音, 樊梅英, 常杰, 徐青山, 郑家文, 葛滢.人工湿地运行过程中有机物质的积累.生态学报, 2002, 22(8): 1240-1246.
- 401.潘涛.人工湿地减排温室气体估算研究(博士学位论文).南京: 南京大学, 2009.
- 402.齐晔, 李惠民, 王晓.农业与中国的低碳发展战略.中国农业科学, 2012, 45(1): 1-6.
- 403.翟凤英, 何宇纳, 马冠生等.中国城乡居民食物消费现状及变化趋势.中华流行病学杂志, 2005, 26 (7): 485-488.

- 404.SDPC. 中华人民共和国国家发展和改革委员会价格司 (2006). 中国农业成本收益汇编. 北京: 中国统计出版社, 2005.
- 405.孙程旭, 李建设, 高艳明. 我国设施园艺农用覆盖材料的应用与展望. 长江蔬菜, 2007, 4: 32-36.
- 406.孙儒泳, 李庆芬, 牛翠娟. 基础生态学. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- 407.孙新章, 谢高地, 成升魁, 肖玉, 鲁春霞. 中国农田生产系统土壤保持功能及其经济价值. 水土保持学报, 2005, 19(4): 156-159.
- 408.孙新章, 周海林, 谢高地. 中国农田生态系统的服务功能及其经济价值. 中国人口、资源与环境, 2007, 17(4): 55-60.
- 409.Thunen V. 孤立国同农业和国民经济的关系. 吴衡康译. 北京: 商务印书馆, 1986.
- 410.唐志军. 王乐义感动了谁? 招商周刊, 2006, 7: 20.
- 411.王方浩, 马文奇, 窦争霞等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应. 中国环境科学, 2006, 26: 614-617.
- 412.王如松, 胡聃, 王祥荣等. 城市生态服务. 北京: 气象出版社, 2004.
- 413.王雪娜. 我国能源类碳源排碳量估算办法研究 (博士学位论文). 北京: 北京林业大学, 2006.
- 414.温家石, 葛滢, 焦荔, 邓志平, 彭长辉, 常杰. 城市土地利用是否会降低区域碳吸收能力?——台州市案例研究. 植物生态学报, 2010, 34(6): 651-660.
- 415.肖兴威. 中国森林生物量与生产力的研究 (博士学位论文). 哈尔滨: 东北林业大学, 2005.
- 416.徐华, 蔡祖聪, 李小平. 种稻土壤 CH_4 排放规律的研究. 土壤与环境, 1999, 8(3): 193-197.
- 417.徐少义. 农行吉林省分行小额贷款助农民“棚里创金”. 吉林农业, 2009, (24): 12.
- 418.叶道勤, 闵富斌. 效益源于机制创新——金北镇大棚蔬菜示范园二次创业的启示. 江苏统计, 2001, 9: 43.
- 419.张福春, 朱志辉. 中国作物的收获指数. 中国农业科学, 1990, 23 (2): 83-87.
- 420.张光斗. 面临 21 世纪的中国水资源问题. 地球科学进展, 1999, 14(1): 16-17.

- 421.张文君。河北省农林科学院成功研制出新型节能温室。2008。
<http://scitech.people.com.cn/GB/7631831.html>。
- 422.张亚红,陈青云。中国温室气候区划及评述。农业工程学报,2006,22(11):
197-202。
- 423.张真和。我国设施园艺产业发展对策研究。长江蔬菜,2010,3: 1-5。
- 424.中国环保局。中国第一次污染源普查报告(国家统计局)。2010。
http://www.stats.gov.cn/tjgb/qttjgb/qgqttjgb/t20100211_402621161.htm。
- 425.中国农业年鉴编辑部(2009)。中国农业年鉴。北京:中国农业出版社,2010。
- 426.中国畜牧业年鉴编辑委员会(2009)。中国畜牧业年鉴。北京,中国农业出版社,2010。
- 427.周和平。我国碳酸氢铵市场变化及前景。价格月刊,2004,7: 35-36。
- 428.朱超,赵淑清,周德成。1997-2006 年中国城市建成区有机碳储量的估算。
应用生态学报,2012,23(5): 1195-1202。
- 429.朱明,周长吉。我国设施农业的新发展。2009。
www.amic.agri.gov.cn/nxtwebfreamwork/detail.jsp?articleId=80656。

攻读博士期间的科研成果

1. Jie Chang, **Xu Wu**, Yan Wang, Laura A Meyerson, Baojing Gu, Yong Min, Hui Xue, Changhui Peng, Ying Ge (2013) Does growing vegetables in plastic greenhouses enhance regional ecosystem services beyond the food supply? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(1): 43-49 (SCI, IF=9.11).
2. Jie Chang, **Xu Wu**, Anqin Liu, Yan Wang, Bin Xu, Wu Yang, Laura A. Meyerson, Baojing Gu, Changhui Peng, Ying Ge (2011) Assessment of net ecosystem services of plastic greenhouse vegetable cultivation in China. *Ecological Economics*, 70, 740-748 (SCI, IF=2.71).
3. Dong Liu, **Xu Wu**, Jie Chang, Baojing Gu, Yong Min, Ying Ge, Yan Shi, Hui Xue, Changhui Peng, Jianguo Wu (2012) Constructed wetlands as biofuel production systems. *Nature Climate Change*, 2, 190-194 (SCI).
4. Shiyu Li, **Xu Wu**, Hui Xue, Baojing Gu, Hao Cheng, Jianming Zeng, Changhui Peng, Ying Ge, Jie Chang (2011) Quantifying carbon storage for tea plantations in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141, 390-398 (SCI, IF=2.79).
5. Baojing Gu, Dong Liu, **Xu Wu**, Ying Ge, Yong Min, Hong Jiang, Jie Chang (2011) Utilization of waste nitrogen for biofuel production in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 4910-4916 (SCI, IF=6.01).
6. Yan Wang, Hao Xu, **Xu Wu**, Yimei Zhu, Baojing Gu, Xiaoyin Niu, Anqin Liu, Changhui Peng, Ying Ge, Jie Chang (2011) Quantification of net carbon flux from plastic greenhouse vegetable cultivation: A full carbon cycle analysis. *Environmental Pollution*, 159, 1427-1434 (SCI, IF=3.39).
7. 闵勇, 常杰, 葛滢, **吴旭** (2012) 生态系统服务复杂关系研究的机遇、挑战与对策. *科学通报*, 57: 2137-2142.
8. 刘安钦, 王艳, 许彬, 杨武, 葛滢, **吴旭**, 彭长辉, 常杰 (2010) 中国不同气候区温室农业生态系统服务价值比较——以华北区和长江中下游区为例. *生态学报*, 30 (20): 5677-5686.