

# 陆地植被的固碳功能与适用于碳贸易的生物固碳方式

李新宇 唐海萍\*

(1 北京师范大学资源学院, 环境演变与自然灾害教育部重点实验室, 北京 100875)

**摘要** 碳贸易的核心问题是要有足够的碳封存量在抵消 CO<sub>2</sub> 的排放之后还能有碳额度进入市场买卖。该文结合固碳概念, 从固碳技术、减量成本、对生态系统碳汇功能的影响等多方面对目前存在的和有潜力的各种减排与固碳途径进行了比较分析, 认为陆地植被对 CO<sub>2</sub> 的吸收是最安全有效的固碳过程, 它们能够在一定的浓度范围内吸收 CO<sub>2</sub>, 从而节省分离、提纯等技术的费用。进而该文分别对森林、草地、农田等 3 种陆地植被的固碳功能与不同固碳策略对固碳效果的影响两个方面进行详细具体的比较分析, 得出森林生态系统具有强大的碳吸收能力, 草地与农田土壤有机碳库在固碳方面的作用也十分显著。最后结合我国实际, 提出 4 项适用于碳贸易的生物固碳方式, 即保护天然林, 推广种植速生丰产人工林; 保育天然草地、建设人工草地; 建立规模化沼气产业链; 注重利用边际土地种植生物质能源, 促进生物质能源的开发。

**关键词** 碳贸易 固碳 陆地植被 碳汇/源 生物质能源

## CARBON SEQUESTRATION: MANNERS SUITABLE FOR CARBON TRADE IN CHINA AND FUNCTION OF TERRESTRIAL VEGETATION

LI Xin-Yu and TANG Hai-Ping\*

(1 College of Resources Science & Technology: Key Laboratory of Environmental Change and Natural Disaster, the Ministry of Education of China, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract** The Kyoto Protocol provides three mechanisms that would allow transfers or crediting of emission reductions achieved in other countries. Reductions of greenhouse gases (GHGs) emission are attained at the lowest possible cost, with equal benefit to the environment. Developing countries can benefit from the investment of funds available for project development, gain new emission-reduction technology, and earn a profit by selling their emission reductions credit. The core issue of carbon trade is whether there is enough carbon sequestration credit for trading after offsetting the CO<sub>2</sub> emission. This paper compared and synthesized most of the potential and existing manners of CO<sub>2</sub> emission reduction and carbon sequestration in current aspects of techniques, cost-effective, effect on the carbon sink of ecosystem and other aspects. Large-scale biogas cogeneration or co-firing in coal power stations with cost-effective and energy-saving measures can reach better emission-reduction benefit and carbon sequestration efficiency. The process of carbon sequestration in terrestrial ecosystem, which can remove carbon from the atmosphere and sequester it in biomass and soil, is most safety and efficiency, with no expense of CO<sub>2</sub> separation and purification as well. Not only forest ecosystem possesses one of the most reliable carbon sequestration processes, but also the large-scale grassland soil and farmland soil do have. As a result, some projects related to CO<sub>2</sub> emission reduction and carbon sequestration, such as establishing natural forest and grassland reserves, planting high-yield woodland, setting up artificial pasture with high productivity and stable yield, adopting way of eco-agriculture, remaining more straw in the field, making the best use of marginal land to grow bio-energy, promoting the exploitation of bio-energy and other projects, which are cost-efficient and suitable for China, should be conducted to enforce and increase carbon sequestration of terrestrial ecosystem in accordance with their respective characters.

**Key words** Carbon trade, Carbon sequestration, Terrestrial ecosystem, Carbon sinks/sources, Bio-energy

收稿日期: 2005-06-22 接受日期: 2005-12-08

基金项目: 国家自然科学基金面上项目“内蒙古典型草原退化生态系统恢复重建的机理及在碳贸易中的价值评估”(40571057)和国家自然科学基金重点项目(40435014)

感谢导师张新时院士在文章构思、撰写及修改过程中给予的悉心指导, 北京师范大学黄永梅博士给予文章的指点和帮助及国家林业局植树造林司王春峰处长在资料收集过程中给予的支持。

\* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: tanghp@bnu.edu.cn

为配合《京都议定书》生效后的气候变化政策,国际社会开始大力倡导 CO<sub>2</sub> 减排行动。目前,虽然包括中国在内的发展中国家还没有承担温室气体减排义务,但是迫于发达国家的压力和经济增长带来的 CO<sub>2</sub> 排放量的日益增加,减排也迫在眉睫。美国虽然拒绝履行减排义务,但是为了降低减排成本也联合加拿大、澳大利亚、挪威、日本等国家开展了多方面合作研究,包括固碳政策和措施,以及相关技术的开发(Richards, 2004)。其中清洁发展机制(CDM)这一限制全球温室气体排放的国际政策的出台为发展中国家提供了契机,即发达国家可与没有承担减排义务的发展中国家进行碳排放权交易,以较低成本投入发展中国家的减排固碳项目来抵消本国温室气体的排放量,其目的是让发展中国家也承担减排义务。CDM 等政策的出台为发展中国家提供了巨大的契机,据估计,中国企业可以从中获得数十亿的融资(李雷众, 2005)。但即使人类将 CO<sub>2</sub> 排放量减到最低,在新技术发明之前,仍然不可避免的要使用化石燃料从而释放 CO<sub>2</sub>, 所以寻找碳抵消(Offset)的途径是目前解决问题的唯一办法(Carmelo, 2004)。因此需要对我国目前生态系统的碳积蓄、碳通量及碳截留潜力等要有科学的理解。特别是对陆地生态系统的各种固碳方式与固碳潜力有科学的认识,制定适合我国国情的固碳工程,稳步推进国际合作项目的实施,对提升我国在全球温室气体减排共同行动中所处的地位具有重大的意义。本文首先介绍了固碳的定义与方法,特别总结了陆地植被的固碳功能与固碳策略,并提出了适用于我国碳贸易的 4 种生物固碳方式,由此一定程度上为我国相关部门进行今后发展战略的制定提供有益的启示。

## 1 固碳与人工固碳减排方法

所谓固碳(Carbon sequestration),也叫碳封存。指的是以捕获碳并安全封存的方式来取代直接向大气中排放 CO<sub>2</sub> 的过程。固碳研究始于 1977 年,但只是最近几年才被人们所重视和关注。这一设想包括:(1)直接从大气中分离出 CO<sub>2</sub> 并安全封存;(2)将人类活动产生的碳排放物捕获、收集并封存到安全的碳库中。人们可以通过 CO<sub>2</sub> 减排和碳封存两种方法,同时结合提高能源生产和使用效率以及增加低碳或非碳燃料的生产和利用等手段来达到减缓大气 CO<sub>2</sub> 浓度增长的目标。我们将固碳方法总体分为人工固碳减排与自然植被固碳两部分分别总结。并根据各种固碳方式与策略,提出增加固碳量的具体手段和措施。

### 1.1 直接方法

针对定点源的人类排放,如油井、化学工厂、火力发电厂等,碳封存技术的开发着重点是捕获和分离 CO<sub>2</sub>, 然后将其注入到海洋或是深地质结构层中。由于某种需要,工业生产中也伴随一些碳封存过程。例如在石油开采时,CO<sub>2</sub> 常会跟天然气一起由地底下喷射出来,通常 CO<sub>2</sub> 在从油井冲出来后便释放到空气中。但是,在同时开采石油及天然气的过程中,CO<sub>2</sub> 常会被重新注入到油井内,以便能保持所需压力而抽取更多的石油,这项花费可以由所增加的石油产量来补偿。在美国,每年能因此封存 3200 万吨 CO<sub>2</sub>。而世界上唯一一座位于挪威海上的 Sleipner 油田,把 CO<sub>2</sub> 注入地底,不是为了开采更多的油,而仅仅是为了控制 CO<sub>2</sub> 排放来保护现有的气候。每年注入海床下 3000 英尺的砂岩层中的 CO<sub>2</sub> 大约占到挪威全国 CO<sub>2</sub> 总排放量的 3%。并且由于挪威政府制定了一项排放税,每排放 1 t 的 CO<sub>2</sub> 要收取 50 美元的税,这使得 Sleipner 把 CO<sub>2</sub> 封入地下的行为在经济上也是可行的(Donella, 2004)。在封存方面,则采用了向尚未开采的煤层中注入 CO<sub>2</sub>, 从而回收甲烷、向海洋中投掷干冰、利用固定的管道或轮船拖曳管道将 CO<sub>2</sub> 泵入深海等固碳方法。

海洋施肥也是利用生态系统来达到碳封存的方法。通过向海洋投放微量营养素(如铁)和常量营养素(如氮和磷),来加速海洋“生物泵”过程,以此增加海洋对大气 CO<sub>2</sub> 的吸收和封存。主要原理是通过增长浮游植物的光合作用来增加其产量,然后借助生物链扩增使 CO<sub>2</sub> 向有机碳转化,再通过有机碳的重力沉降、矿化等作用实现碳封存。大范围的海洋施肥还能够增加渔业产量,从而为渔业发展提供很好的契机。

此外,化工业利用 CO<sub>2</sub> 来生产碳酸镁或 CO<sub>2</sub> 包合物(Clatrate)等固态物对 CO<sub>2</sub> 进行储存或再利用;而在生物技术上,利用非光合作用的微生物过程将 CO<sub>2</sub> 转化成有用的原料,如甲烷和醋酸盐。这一生物技术与陆地植被的固碳功能相似,不需要提纯 CO<sub>2</sub>, 从而可节省分离、捕获、压缩 CO<sub>2</sub> 气体的成本。

但是要实现与现阶段的 CO<sub>2</sub> 排放量相当的碳封存,势必将改变全球碳循环的格局,这不仅仅需要成本低廉的技术手段,而且还需要正确、严谨的科学研究和评估。往深地质结构层中注入 CO<sub>2</sub> 并封存,能否确保它们能够在长时期内稳定封存,且不会因为地壳活动而喷发导致灾难? 对海洋施肥以及向深海

注入 CO<sub>2</sub>, 更需要有模式模拟和研究以提供相关的技术参数作为科学支持; 同时, 向深层海洋注入 CO<sub>2</sub> 或是通过海洋施肥的方式引发更多的碳沉降也就会增加海洋中碳由上至下的传输, 这势必引起海洋碳循环的变动。

## 1.2 间接方法

《京都议定书》中共规范了 6 种温室气体, 其全球暖化潜势(Global warming potential, GWP)各不相同(表 1)。GWP 转换因子的作用是将各种温室气体的排放量转换为吨碳当量(Metric ton carbon equivalent, TCE), 以统一比较标准。由于 GWP 值较高的温室气体相应具有较高的温室效应, 故其单位减量效益在理论上应该也较显著。基于此, 欧美先进国家正积极进行高 GWP 温室气体的减量成效评估与技术开发(EPA, 1999)。

高 GWP 值的温室气体如 PFCs, HFCs 及 SF<sub>6</sub> 的主要排放源包括: 电力传输、电冰箱、冷气机、铝炼制、HCFC-22 制品、喷雾剂、溶剂等工业制品。通过工厂内部的治理对尾气进行回收转化。CH<sub>4</sub> 的排放源则主要来自垃圾填埋场、农畜产品生产过程、天然气与石油系统以及煤矿等。CH<sub>4</sub> 具有其它温室气体所没有的特性, 其本身能够再制成能源, 所以可以通过垃圾填埋、粪便发酵产生沼气等清洁能源的方法来回收甲烷, 并生成 GWP 比较低的气体释放于空气中(Hopkin, 2004)。

2001 年, 美国环保署针对高 GWP 温室气体进行了广泛的减量成本评估。结果显示, 若以减量成本较低的高 GWP 温室气体取代减量成本较高的 CO<sub>2</sub>, 将可用较低的减量成本达到相同的温室气体减量目标。因此, 鼓励高 GWP 温室气体减量技术的

表 1 温室气体及其全球暖化潜势(GWP)之比较  
Table 1 Comparison of the global warming potential (GWP) of greenhouse gas (GHGs)

温室气体 GHG	GWP	大气滞留周期 Atmospheric lifetime	排放来源 Sources of emission
CO <sub>2</sub>	1		燃烧化石燃料、砍伐森林 Fuels burning, disafforestation
CH <sub>4</sub>	21		垃圾填埋场、农畜产品生产过程(如家畜肠发酵及粪便管理)、天然气与石油系统及煤矿 Decomposition of municipal solid wastes, agricultural processes such as wetland rice cultivation, enteric fermentation in animals, and the decomposition of animal wastes, by-product of coal mining and incomplete fossil fuel combustion
HFC-23	11 700	264	灭火设备、半导体工厂、喷雾剂 Fire-extinguishing equipment, semiconductor manufacturing, magnesium casting
HFC-43	1300	17.1	溶剂 Solvent
HFC-134	1300	14.6	电冰箱、空调、喷雾剂 Refrigerator, air-condition, sprayer
HFC-143	3800	48.3	电冰箱、空调 Refrigerator, air-condition
HFC-152	140	1.5	电冰箱、空调、喷雾剂 Refrigerator, air-condition, sprayer
HFC-227	2900	36.5	灭火设备、喷雾剂 Fire-extinguishing equipment, sprayer
HFC-236	6300	209	电冰箱、空调、灭火设备 Refrigerator, air-condition, fire-extinguishing equipment
SF <sub>6</sub>	23900	3200	电力设施、半导体、镁制品 Electric power transmission and distribution, semiconductor manufacturing, magnesium casting
PFCs	6500 - 9200	2600 - 50000	铝制品、半导体、灭火设备 Aluminum smelting, semiconductor manufacturing, fire-extinguishing equipment
PFC/PFPEs	7400	3200	溶剂 Solvent

引自 From: EPA. U.S., 2001

研发以提升我国高 GWP 温室气体减量技术层级, 以低成本降低碳的排放量。

### 1.3 我国节能减排潜力与发展策略

中国单位能耗创造的产值与发达国家有很大的差距, 我们每千克标准油创造 0.7 美元的价值(1992 年), 而美国为 3.2 美元、德国为 6.1 美元、日本则高达 9.6 美元。如果中国重点产品的单位能源消耗接近发达国家 20 世纪 80 年代初的水平, 到 2020 年将可节约能源  $14.6 \times 10^8 \sim 21.6 \times 10^8$  tC, 温室气体的排放量也将比基于现有技术水平发展趋势预测的结果减少  $3.3 \times 10^8$  tC。从 1981 ~ 1999 年的 18 年间, 单位国内生产总值(GDP)能耗下降 60%, 累计节能  $9.49 \times 10^8$  tC, 相当于减排  $5.5 \times 10^8$  tC(陈迎, 2002), 其中产业结构和产品结构变化节约能源  $6.6 \times 10^8$  tC, 相当于减排  $3.9 \times 10^8$  tC(高广生, 2002), 其中通过节能技术措施的节能量占总节能量 32.8%。除了节能技术措施引起的能源强度降低因素外, 改善能源消费结构的减排效果更加显著。如通过发展太阳能、风能和地热能等新型能源外, 还可以增加天然气、沼气等清洁能源的消费, 减少煤炭在能源消费结构中的比例, 这样会大大减少 CO<sub>2</sub> 的排放。

## 2 陆地植被的固碳功能

大气中以 CO<sub>2</sub> 形式存在的碳为  $750 \times 10^9$  t, 占陆地植被固碳总量的 30%。自 1990 年以来, 每年递增  $(3.3 \pm 0.2) \times 10^9$  tC。目前全球陆地植被中生物质固碳  $500 \times 10^9$  t, 土壤含有有机碳  $2000 \times 10^9$  t。一年因呼吸释放出  $60 \times 10^9$  tC, 死亡残体每年进入土壤的量为  $61 \times 10^9$  t(Schimel, 1995)。由此可见陆地植被具有强大的固碳功能。并且陆地植被的固碳功能是自然的碳封存过程, 比起人工固碳不需提纯 CO<sub>2</sub>, 从而可节省分离、捕获、压缩 CO<sub>2</sub> 气体的成本。以植树造林为例, 其成本远低于各国采用能源转换策略减少温室气体排放所需的成本(图 1)。同时, 植被固碳还有其它生态效益(如涵养水源, 保持水土等)(Brown, 1997)。

### 2.1 森林生态系统的固碳功能与碳减量策略

#### 2.1.1 森林生态系统的固碳功能

据估算, 陆地碳汇中约有一半贮存在森林生态系统中( $1\ 146 \times 10^9$  t), 其中植物占  $359 \times 10^9$  t(约 1/3), 土壤占  $787 \times 10^9$  t(约 2/3)(Dixon *et al.*, 1994)。森林不但能贮存大量的碳, 它们与大气间的碳交换也十分活跃, 平均每 7 年陆地植被就可消耗掉大气中全部的 CO<sub>2</sub>, 其中 70% 的交换发生在森林生态系



图 1 温室气体减量成本估算比较(引自 IPCC, 2001)  
Fig. 1 Comparison for reduction cost of GHG (From IPCC, 2001)

统(Schroeder, 1992)。

北美洲地区的森林一年可吸收  $1.7 \times 10^9$  tC, 相当于每公顷每年可吸收 3 ~ 4 t 的碳(Fan *et al.*, 1998)。对中国植被、土壤中碳储量进行 3 种水平的估计, 其中陆地植被碳储量最低水平估计为  $120.47 \times 10^9$  tC, 最高水平为  $189.23 \times 10^9$  tC, 平均水平为  $154.99 \times 10^9$  tC。按照平均水平估计, 中国陆地植被生物量合计为  $35.23 \times 10^9$  tC, 土壤有机碳库为  $119.76 \times 10^9$  tC(Ni, 2001)。在森林生态系统中发生的碳交换非常活跃, 增加全球的森林面积, 将会增加陆域的碳沉降, 进一步减少大气中 CO<sub>2</sub> 浓度。因此《京都议定书》将森林吸收或排放 CO<sub>2</sub> 的净值, 纳入排放减量值计算, 同时确认碳排放权交易制度(ET)、联合减量(AIJ)及清洁发展机制(CDM)架构的建立, 使森林资源所吸存的 CO<sub>2</sub> 量, 成为一种可交易的产品(Prabhu, 2000)。

#### 2.1.2 不同管理策略对森林固碳的影响

森林资源提供了 3 种碳减量策略: 碳保育(Carbon conservation), 即保存森林资源, 藉保护区设置、森林火控制、减少林地破坏和改善森林经营、土壤保育来达成, 在经营上, 通过非林木资源生产的方式, 如生态旅游, 可保存森林资源所固定的碳量。碳固定(Carbon sequestration), 通过加强造林与促进天然

林更新等经营管理策略,来增加森林资源的碳吸收。碳替代(Carbon substitute),通过使用木质能源和森林产品来替代其它高耗能、高 CO<sub>2</sub> 排放的产品(李国忠等,2000)。

森林生态系统虽然可以累积大量的碳,但本身却不太稳定容易受到火、昆虫、疾病的干扰。不同的管理策略,如采伐,都足以减少森林生态系统的碳贮存量。把林地转变成农地、商业性伐采、及非商用产品如薪炭材的采伐,都会减少生态系统碳贮存量,而造林、施肥、森林保护等管理对策则能增加生态系统碳储量(吴建国等,2003)。以温带森林为例,美国西北部不同生态系统的碳贮存量以农地最低,占森林(指花旗松(*Pseudotsuga menziesii*)和西部铁杉(*Tsuga heterophylla*))最大贮存量的 15%,未曾发生火灾干扰的森林最高占 93%(表 2)。老龄林改变成其它经营方式,或受到干扰会使生态系统的由碳汇变为碳源;农地改成人工林,则使生态系统由碳源变为碳汇(Cooper, 1983)。因此,森林土地改变成其它利用形式,都会造成碳的排放(表 2)。采取合理的经营管理对策,加强对天然林的保护与人工林的建设,并能配合适当的残体处理、减少火灾、加速造林、延长轮伐期、加强疏伐,都会有效地增加林地的碳贮存量。

## 2.2 草地的固碳功能与固碳策略

### 2.2.1 草地的固碳功能

以往碳汇/碳源的研究大都集中于森林生态系统,但面积巨大的草地和农田也是不可忽略的重要因素。草地是陆地植被重要的组成部分,是世界上分布最广的植被类型之一,它覆盖了几乎 20%的陆地面积,净初级生产力约占全球陆地植被净初级生产力的 1/3,活生物量的碳贮量占全球陆地植被碳贮量的 1/6 以上,土壤有机碳贮量占 1/4 以上,在只考虑活生物量及土壤有机质的情况下,草地碳贮量约占陆地植被总碳贮量的 25%(De Fries *et al.*, 1999; Mooney *et al.*, 2001)。且土壤圈是一个巨大的有机碳库,在它的表层(土层 1 m)蕴藏着等于或大于大气圈 CO<sub>2</sub> 与陆地植被碳库之和的碳量(一般认为,表层土壤有机碳库为 1 200 ~ 1 500 PgC,而目前大气层积蓄的碳量为 700 ~ 750 PgC,陆地植被的碳库 500 ~ 600 PgC)(Fang *et al.*, 1996)。由此可见,草地在区域气候变化及全球碳循环中扮演着重要的角色。最近草地碳的研究认为天然草地生态系统可能已经组成了每年约 0.5 Pg 的碳汇(Scurlock & Hall, 1998)。

表 2 同龄林如经过处理后其碳贮存量占最大碳贮存量的百分比  
Table 2 Comparison of rate of carbon fixing of different treatments on even-aged stand

处理 Treatments	占最大量 Rate of carbon fixing (%)
农作物 Cropland	15.0
老龄林变成人工林 Aged stand to sapling forest	30.8
农地变人工林 Cropland to sapling forest	30.7
农地变老龄林 Cropland to aged stand	82.8
低火灾危害林分 Low fire risk	87.7
低火灾及保护林分 Low fire risk and protection	92.9
中等程度火灾林分 Moderate fire risk	71.8
中等程度火灾及保护林分 Moderate fire risk and protection	91.8

引自 From: Harmon & Marks, 2002

据 IPCC 报道,在各种陆地生态系统中,气候变化将首先对草地生态系统产生影响。如果在其它条件相同的情况下,加倍的大气 CO<sub>2</sub> 将会促进植物对资源的利用效率,从而增加净初级生产力(Smith *et al.*, 1995)。在温带草原,占优势的 C<sub>3</sub> 植物由于具有高的光呼吸速率,其净初级生产通常受到 CO<sub>2</sub> 水平的制约,当 CO<sub>2</sub> 水平增加后通过增强光合氧化酶的活性,固碳能力会增加。在凋落物生产与分解方面,一般认为大气 CO<sub>2</sub> 浓度升高可增加凋落物中的 C/N 比(Ojima *et al.*, 1993)。因此,草地作为陆地植被巨大的碳库,在减少与固定 CO<sub>2</sub> 过程中具有重要的功能。中国天然草地面积约占 4 × 10<sup>8</sup> hm<sup>2</sup>,是我国面积最大的陆地植被,其中温带草原所占比例最大,估计我国天然草地每年的固碳量为 1 ~ 2 t·hm<sup>-2</sup>,年总固碳量约为 6 × 10<sup>8</sup> t,约为全国年碳排放量的 1/2,所以中国草地生态系统应该成为全球陆地植被固碳重要途径之一。

### 2.2.2 不同管理策略对草地固碳的影响

人类活动如草地开垦、过度放牧、火烧等对草地碳循环过程有明显的影 响。据预测,在各种陆地生态系统中全球变化将首先对草原生态系统产生影响,其中,土地利用变化对草地碳循环的影响将会比气候和 CO<sub>2</sub> 浓度变化的影响更加大(Sampson *et al.*, 1993)。草地开垦主要导致土壤中有有机碳的大量损失。就全球平均而言,草地开垦成农田导致 1 m 深度土层内的土壤碳损失 20% ~ 30%(WBGU, 1998),

与森林被用作农田后 1 m 深度土层内的土壤碳损失 25% ~ 30% 相当(Houghton & Hacker, 1995)。可见, 草地开垦成农田与毁林一样对全球碳循环有着重要的影响。草地放牧利用是造成草地生态系统碳储量变化的另一个重要因素, 过度放牧促进草地土壤的呼吸作用, 从而加速碳由土壤向大气中的释放。就全球草地而言, 在过度放牧下地上净初级生产力中仅有 20% ~ 50% 能够以凋落物和粪便的形式归还土壤(李凌浩和陈佐忠, 1998), 一旦草地土壤遭到开垦和过度放牧破坏, 其腐殖质层中的有机碳就会迅速氧化而释放出大量  $\text{CO}_2$ , 草地就可能转变成成为碳源。如今, 草地畜牧业已经成为我国许多地区的生产和经济支柱, 但由于经济投入少, 草地退化的趋势并没有得到制止, 相反产生了愈演愈烈的趋势(张新时, 2000)。因此必须加强对草地生态系统不同发展阶段(自然与退化生态系统)、不同利用方式(草地转变为农田、退耕还草等)及其对气候变化响应的草地生态系统碳循环过程与机理的理解, 加强草地生态系统管理。

### 2.3 农田的固碳功能与固碳策略

#### 2.3.1 农田的固碳功能

土壤科学家在调查和分析美国、加拿大两国土壤和农业现状后, 提出只要农民持续采用有利于土壤固碳的农业措施, 美国和加拿大两国的土壤在今后 20 年内可贮存碳量将达到  $11 \times 10^8$  t(Bruce *et al.*, 1999)。将碳保留在土壤中, 能够减少  $\text{CO}_2$  等温室气体的产生。并且土壤有机碳又是缓解工业发展中  $\text{CO}_2$  排放的汇, 而它的表现恰恰是地力。因此, 固碳不但是稳产的需要, 而且是一种粮食生产的剩余生物能再利用的循环经济生产方式, 研究耕地土壤的固碳途径符合我国循环经济发展的要求。

#### 2.3.2 不同管理策略对农田固碳的影响

不同的耕作方式和种植结构, 对土壤碳的累积有很大的影响。土壤有机碳含量的变化, 取决于有机碳输入和输出的平衡。增加土壤有机碳水平, 农业管理者必须从增加植物残留量和降低土壤有机碳的矿化过程两方面入手(王礼茂, 2004)。农田生态系统中, 耕作等管理措施会对土壤系统产生一系列的扰动, 会随之造成许多环境问题, 如土壤养分的流失, 土壤侵蚀, 土壤生物多样性降低等。它会引起植物残留物和土壤有机质的重新分布, 随之改变土壤微生物的群落结构、土壤呼吸、土壤酶活性、土壤线虫的营养结构等生物学特性。近 2 ~ 3 年来, 国际农业已走向固碳农业, FAO、美国、欧盟等国际和国家

组织纷纷发起研究农田土壤固碳途径, 加强评估国家农业固碳能力与固碳效益, 开发固碳农业的技术体系, 以争取在经济发展的碳配额利益。据利用反硝化-分解模型(Denitrification decomposition, 简称 DNDC)对中国  $1.03 \times 10^8$   $\text{hm}^2$  农业土地( $9.59 \times 10^7$   $\text{hm}^2$  农田和  $7.5 \times 10^6$   $\text{hm}^2$  草地牧场)及美国  $3.51 \times 10^8$   $\text{hm}^2$  农业土地(包括  $1.44 \times 10^8$   $\text{hm}^2$  农田和  $2.08 \times 10^8$   $\text{hm}^2$  草地牧场)一年模拟的结果证明中国农业土地年丢失碳  $73.8 \times 10^6$  t, 美国农业土地每年净增碳  $72.4 \times 10^6$  t(李长生, 2000)。主要原因是: 中国农业土壤每年以  $\text{CO}_2$  形式丢失碳  $366 \times 10^6$  t, 而从农作物残留物补给的碳为  $293 \times 10^6$  t; 美国农业土壤每年释放的  $\text{CO}_2$   $812 \times 10^6$  t, 从农作物残留物中获得的碳为  $884 \times 10^6$  t。尽管美国土壤通过  $\text{CO}_2$  排放丢失的碳量高于中国两倍之多, 但美国从农作物残留物中补回的碳量是中国的 3 倍, 结果美国农业土壤中有有机碳逐年增加, 而中国农业土壤中的有机碳逐年减少。

### 3 适用于碳贸易的生物固碳方式

通过碳贸易促进温室气体减排将会达到对资源有效的分配利用, 发展中国家可以获得资金进行生态环境建设并获得商业利润。对发达国家来讲, 也是成本最低的减排双赢方式。所以适用于碳贸易的生物固碳方式应具有生态效益并兼有成本低、投资回报周期短的特点。通过上文对各种固碳方式与固碳策略的分析讨论, 总结出以下 4 点适合我国进行碳贸易的生物固碳方式与途径。

#### 3.1 种植速生丰产人工林

如何经营森林以发挥其对  $\text{CO}_2$  的减量效果, 成为世界各国追求的目标。由林业吸收  $\text{CO}_2$  具有相当低的碳隔离成本, 每吨碳约在 0.1 至 100 美元之间, 在发展中国家植树造林尤其便宜(图 1)。根据目前已有数据分析, 在中国进行植树造林增加碳汇作为国际温室气体减量的一种最经济有效的措施之一, 极具开发的潜力(孙丽英等, 2005)。最近 20 年来, 中国森林蓄积量在增加, 但每年所吸收的  $\text{CO}_2$  很低, 只有  $0.021 \times 10^9$  tC, 平均每年每公顷仅可吸收 0.18 t 的碳(Fang *et al.*, 2001), 大多数为老熟林, 固碳潜力较低, 对于这部分林地应加强保护, 尽可能发挥林地的生态服务价值, 将碳贸易的重点放在人工林的建设上。对我国 50 年来的生态治理项目中建设的人工林固碳率进行研究统计发现, 每公顷 50 年累积 4 795 tC。平均每年每公顷固碳 1.9 t(魏殿生, 2003), 比全国立林地的整齐固碳水平高出 10 倍左

右,其中速生丰产林以其巨大的生产力和固碳速率,可以成为固定  $\text{CO}_2$  的最重要的途径。每公顷速生丰产林每年可固碳 7.5 ~ 15 t。所以建设速生丰产林可为我国挣得巨大的国际固碳份额,并可大幅度改善我国的生态状况与大气质量,并减缓全球增暖趋势。依据全面、协调和可持续发展的科学发展观,在我国可以建设  $2.67 \times 10^7 \text{ hm}^2$  速生丰产林<sup>1)</sup>,按照《京都议定书》的执行,以每吨碳最低 20 美元的价格在 market 进行交易,每公顷每年固定 11.25 t 计算, $2.67 \times 10^7 \text{ hm}^2$  速生丰产林每年的固碳量可以达到  $3 \times 10^8 \text{ t}$ ,我国建设的速生丰产林固碳的价值将达到每年 60 亿美元。以 30% 的人工林数量进行碳贸易,每年可以获得 2.7 亿美元的资金,作为速生丰产林建设的资金,增加速生林的经济效益,推进速生丰产林的发展。尤其国内目前正推行退耕还林草工程,如果重建森林,恢复原有林地,或混林农业系统,可能增加超乎预期的碳贮存量。

### 3.2 高光合生产力的人工草地建设

全国 90% 的天然草地存在不同程度的退化,中度以上退化明显的草原占全国总草地面积的 50% 以上(国家环保总局,2000),直接表现是产草量及牧草质量下降,严重的超载过牧使地表结构受到破坏,土壤遭受侵蚀,土质变粗,甚至荒漠化,土壤由碳库转变为碳源,因此这部分草地的恢复过程是非常缓慢的(牛书丽和蒋高明,2004)。要解决草原生态系统的碳泄漏并增加碳封存量就必须将重点放在人工草地的建设上,对已经退化及未退化的天然草地进行保护,加强自然保护区的建设,尽可能依靠自然力恢复轻度退化草场的生态服务功能,对重度退化草场进行封育(蒋高明,2003),将人类对草原的干扰减到最低,用最经济有效的方法使大部分天然草地能够完全发挥其生态服务功能,逐步将天然草地的生产功能转移到人工草地。

建设高产优质的人工饲草地是减轻草地放牧压力、促进退化草地自然恢复的根本出路。在未来的 20 年中,我国天然草地的总固碳量估计可达到  $6 \times 10^8 \text{ t}$ 。经过科学的规划,在我国可以建设  $4 \times 10^7 \text{ hm}^2$  优质高产的人工草地<sup>1)</sup>,这部分草地的年固碳量可达到  $(0.8 \sim 1) \times 10^8 \text{ t}$ ,因此人工草地与天然草地总固碳量可达到  $7 \times 10^8 \text{ t}$ ,以 20 美元  $\cdot \text{t}^{-1}$  的价格计算,固碳的年总价值将可达到 140 亿美元。如果用 30%

的固碳量来进行碳贸易,每年可获得 42 亿美元的资金,可以用来加快人工草地的建设和天然草地的保育。因此,加强对人工草地建设,可以使我国人工草地的巨大“碳库”在“碳贸易”市场中争取更多的碳减排额度,在不影响当地畜牧业发展的同时,不但可以为当地经济发展注入新的资金流,而且可以使我国北方草原尽快走出困境。

### 3.3 建立规模化沼气产业链

我国是农业大国,农业废弃物数量庞大。中国农村每年有各类秸秆  $6.7 \times 10^8 \text{ t}$ ,利用 60% 可产沼气  $804 \times 10^8 \text{ m}^3$ ; 每年有各种牲畜粪便  $17.3 \times 10^8 \text{ t}$  (李庆康等,2000),可产沼气  $764 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,每年农村有人粪尿  $1.7 \times 10^8 \text{ t}$ ,可产沼气  $88.4 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。三项总计年产沼气可达  $1\ 656.5 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。沼气的热值为  $23 \sim 25 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ ,相当于 0.857 kg 标准煤。1 tC 的沼气燃烧约排放 0.409 tC 的  $\text{CO}_2$ ,而相应的煤排放的  $\text{CO}_2$  为 0.735 tC,所以 1 tC 的沼气替代相应煤燃烧的  $\text{CO}_2$  的减排量为 0.326 tC。如果要用沼气替代煤的燃烧,生产同样的电能要减排 44% 的  $\text{CO}_2$ 。风能与太阳能发电受到地理与气候等条件的限制, $\text{CO}_2$  减排量受年发电量的影响,在同等规模条件下,利用生物质气化、沼气发电比太阳能、风能发电技术具有更加显著的  $\text{CO}_2$  减排经济效益与环境效益(梁亚娟和樊京春,2004)。我国在减少甲烷气体的排放与利用甲烷生产清洁能源等领域中具有很大的潜力,应首当其冲。例如在我国南亚热带的广西玉林地区,涌现出的“林-果-草(水牛)-沼-稻-塘”农草林果的复合模式,或称之为“北流模式”<sup>2)</sup>,其中建立在奶水牛圈舍中,原料主要是水牛粪便、尿液、与残剩的草料等的沼气池在“北流模式”中具有特殊的功能与价值。它既是模式系统中关键性的还原灶、能源发生器、果田的肥料罐,还是鱼塘的饵料库,维护和促进着整个以奶水牛为驱动力的“农林草牧复合生态系统”的运行与生产力的增长,成为模式系统中高效的能量转换枢纽与物质循环的中转站。不但减少农业废弃物引起的甲烷气体的排放,解决部分家庭用电问题,而且可以为果树提供肥料,为农民带来可观的经济收入。类似的以沼气为纽带的农业循环经济模式还有很多,但小型农户的分散经营与管理,存在技术与劳动力不足等问题,发电规模无法与火力发电相比,且以减排效益分析,只有万头猪场沼气工程才能具有较好的

1) 张新时(2005). 优先发展高效光合生产力—建立 4 亿亩速生人工林与 6 亿亩高产人工草地(4+6)绿色固碳工程的建议之一. 中国科学院院士建议.

2) 张新时(2003). 中国发展奶水牛业的建议. 中国科学院学部“三农问题”重大咨询专题报告.



减排温室气体的效益。能够将产生的这部分温室气体减排权在国际市场上出售,获得一定的额外经济回报(段茂盛和王革华,2003)。可再生能源发电技术从资源储量上考虑具有很大的发展前景,因此在发展过程中,应更加重视对大型沼气等可再生能源发电技术的开发研究,强调规模化生产降低成本,如大型化生物质气化发电及大中型沼气池的建立等低成本节能措施来达到最佳的减排效果和固碳效率。

我国要加强实行秸秆还田和牲畜粪便循环利用等有助于土壤固碳的措施,土壤固碳的潜力非常巨大。仅提高地面秸秆利用率,中国农田土壤 C 的平衡状态就由当前的每年净排  $9.5 \times 10^7$  tC 变为从大气中吸收  $8.0 \times 10^7$  tC。假设综合措施在 30 年内可使土壤有机质提高 30% ~ 40%,全国仅耕地一项就可增加固碳近  $1.0 \times 10^9$  t,相当于美国和加拿大两国之和(杨学明,2000)。从农业管理碳汇成本来看,改变耕作方式和灌溉制度、增加秸秆还田比例与畜禽粪便的利用率,只是改变传统的习惯和模式,成本很低,我国在农田管理方面有很大的减排/碳增汇潜力。由于我国农业发展空间大,农业固碳能力增长潜力大等多种优势的存在,因此可以通过农业碳汇项目获得较大投资的平台。

### 3.4 利用边际土地开发生物燃料

我国近 20 年来新增加的耕地主要是生产力较低的边际土地,这些耕地产量低而不稳,退耕的危险很大(李秀彬,1999)。在我们这个有着几千年农业文明而且人多地少的国度,尚存的可开垦宜农荒地资源已十分有限,随着能源危机的日益凸显,如何利用废耕低产农地与未被利用的边际土地藉以提高土地收益并缓解能源问题,成为近来密切关注的焦点。与化石燃料相比,生物质燃料在种植环境的选择、生态效应以及成本、能源平衡与控制温室气体等方面的优势十分显著(Walsh,2004)。因此提倡发展种植生物质燃料可以作为今后实现边际土地价值与减少温室气体释放多重效益的重要途径之一,即可以利用边际土地进行固碳。伴随化石燃料的逐渐耗竭,有限的核燃料资源,对生物质燃料的需求量会逐渐增大。据估计,生物燃料蕴藏量极大,仅地球上的植物每年可生产的生物燃料量,就相当于目前人类每年消耗的矿物能的 20 倍。可以替代高耗能、高 CO<sub>2</sub> 排放的化石燃料的清洁能源(叶新 等,2004)。法国、德国、阿根廷、巴西、印度等国家已经出台鼓励种植及使用生物燃料政策。但生物液化燃料对于欧洲

许多国家来说,限于国土面积的狭小,发展的余地有限,而对于中国、印度、巴西等大国来说,前景非常广阔。我国的生物燃料十分丰富,还有自行培育的甜高粱(*Sorghum bicolor*)、麻疯树(*Jatropha curcas*)等优良的能源植物。且燃料乙醇、生物柴油、生物塑料等主产品的工业转化技术基本成熟,且有较大改进空间,成本降幅一般在 25% ~ 45%,有很强的能源市场竞争力。所以,我国今后应加大对多种生物燃料的生态影响、成本和生物燃料的数量潜能的评估研究。建立以获取能源为目的的生物质生产基地,大规模培育生物燃料,并加工成可利用的能源。对土地进行合理规划,尽可能利用山地、非耕荒地、盐碱地等边际土壤,选择适合当地生长条件的生物质品种进行培育、繁殖,以获得足够数量的高产能植物。并对生物质燃料的种植能像对林业发展一样制定中远期规划。

## 4 小 结

利用陆地植被的固碳功能在发展中国家投资开展固碳项目被认为是固碳减排方式中成本效益最优的方法,因此碳贸易正成为目前减缓气候变化的一个强有力的办法,为买卖双方提供了双赢的契机。我国陆地植被的固碳功能潜力巨大,可为温室气体减排提供重要保障。目前应抓住碳贸易提供给我生态环境建设的良好契机,大力发展速生丰产用材林和建设稳产高产的人工草地,保护天然林和天然草地;增加农田秸秆还田的比例,转变传统的耕作与灌溉制度;建立规模化沼气产业链,充分利用边际土地发展种植生物燃料,开发和推广生物质能利用技术,逐步以优质生物质能源产品取代矿物燃料,缓解能源危机,减轻环境污染。

本文对我国陆地植被进行碳贸易的可行性进行了详细的论证,可为相关决策部门制定今后的发展战略提供参考。但由于我国的碳贸易工作尚未全面开展,国际上对各种固碳方式成本的估算数据也比较缺乏,所以诸如每单位固碳量的成本等还无法得到确切的数据。因此就无法有效地比较哪种固碳方式更适合碳贸易,也就无法确定在交易中取得合理利益的交换价格。这都是今后需要进一步开展的工作。

## 参 考 文 献

Brown S (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical



- forests: a primer. FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Bruce JP, Frome M, Hi E (1999). Carbon sequestration in soil. *Soil Water Conservation*, 54, 382 – 389.
- Carmelo R (2004). The carbon trade. <http://www.greenbiz.com>.
- Chen Y (陈迎) (2002). China's role and strategy in the course of climate pact evolvement. *World Economy and Policy* (世界经济与政治), 5, 15 – 20. (in Chinese)
- Cooper CF (1983). Carbon storage in managed forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 13, 155 – 166.
- De Fries RS, Field CB, Fung I, Collatz GJ, Bounoua L (1999). Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 803 – 815.
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, Wisniewski J (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185 – 190.
- Donella H (2004). Meadows. [www.gristmagazine.com](http://www.gristmagazine.com).
- Duan MS (段茂盛), Wang GH (王革华) (2003). Greenhouse gas mitigation benefits of biogas project in livestock farms. *Acta Energetica Sinica* (太阳能学报), 24, 386 – 389. (in Chinese with English abstract)
- EPA US (1999). Methane emissions 1990 – 2020: inventories, projections, and opportunities for reductions. U.S. EPA office of Air and Radiation, Washington, DC, USA.
- EPA US (2001). High GWP gas emissions 1990 – 2010: inventories, projections, and opportunities for reductions. U.S. EPA office of Air and Radiation, Washington, DC, USA.
- Fan S, Gloor M, Mahlman J, Pacala S, Sarmiento J, Takahashi T, Tans P (1998). A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models. *Science*, 282, 442 – 446.
- Fang JY, Liu GH, Xu SL (1996). Soil carbon pool in China and its global significance. *Journal of Environmental Sciences*, 8, 249 – 254.
- Fang JY, Chen AP, Peng CH, Zhao SQ, Ci LJ (2001). Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 292, 2320 – 2322.
- Gao GS (高广生) (2002). The essence of global climate change mitigation and China's contribution on it. *Energy of China* (中国能源), 7, 4 – 8. (in Chinese with English abstract)
- Harmon ME, Marks B (2002). Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir-western hemlock forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 863 – 877.
- Hopkin M (2004). The carbon game. *Nature*, 432, 268 – 270.
- Houghton RA, Hacker JL (1995). Continental scale estimates of the biotic carbon flux from land cover change: 1850 – 1980. ORNL/CDIAC-79, NDP-050, Oak Ridge national Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA. 144.
- IPCC (2001). *Climate Change 2001: Mitigation* (The third assessment report). Cambridge University Press, Cambridge.
- Jiang GM (蒋高明) (2003). On the restoration and management of degraded ecosystems: with special reference of protected areas in the restoration of degraded lands. *Chinese Bulletin of Botany* (植物学通报), 20, 373 – 382. (in Chinese with English abstract)
- Li CS (李长生) (2000). Loss of soil carbon threatens Chinese agriculture: a comparison on agroecosystem carbon pool in China and the U.S. *Quaternary Sciences* (第四纪研究), 20, 345 – 350. (in Chinese with English abstract)
- Li GZ (李国忠), Lin JC (林俊成), Chen LQ (陈丽琴) (2000). Evolution of carbon sequestration potential and cost-benefit of Taiwania cryptomerioides plantations. *Taiwania Scientia Silvae Sinicae* (台湾林业科学), 15, 115 – 123. (in Chinese)
- Li LH (李凌浩), Chen ZZ (陈佐忠) (1998). The global carbon cycle in grassland ecosystems and its responses to global change. I. Carbon flow compartment model, inputs and storage. *Chinese Bulletin of Botany* (植物学通报), 15(2), 14 – 22. (in Chinese with English abstract)
- Li LZ (李雷众) (2005). The carbon trade with billions of dollar authorized for China by the Kyoto Protocol's Clean Development Mechanism(CDM). <http://gb.chinabroadcast.cn>. (in Chinese)
- Li QK (李庆康), Wu L (吴雷), Liu HQ (刘海琴), Jiang YZ (蒋永忠), Pan YM (潘玉梅) (2000). The status and outlook of treatment on excreta from intensive animal farming in China. *Agro-environmental Protection* (农业环境保护), 19, 251 – 254. (in Chinese with English abstract)
- Li XB (李秀彬) (1999). Change of arable land area in China during the past 20 years and its policy implications. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 14, 329 – 333. (in Chinese with English abstract)
- Liang YJ (梁亚娟), Fan JC (樊京春) (2004). The benefit of renewable energy power generation technologies to the reduction of the greenhouse gas emission. *Renewable Energy* (可再生能源), 113, 23 – 25. (in Chinese)
- Mooney H, Roy J, Saugier B (2001). *Terrestrial Global Productivity: Past, Present and Future*. Academic Press, San Diego.
- Ni J (2001). Carbon storage in terrestrial ecosystems of China: estimates at different spatial resolutions and their responses to climate change. *Climatic Change*, 49, 339 – 358.
- Niu SL (牛书丽), Jiang GM (蒋高明) (2004). Function of artificial grassland in restoration of degraded natural grassland and its research advance. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 15, 1662 – 1666. (in Chinese with English abstract)
- Ojima DS, Dirks B, Glenn EP, Owensby CE, Scurlock J (1993). Assessment of C budget for grasslands and drylands of the world. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70, 95 – 109.
- Prabhu, D (2000). Carbon trading and sequestration projects offer global warming solutions. *Air & Waste Management Association*, 3, 15 – 24.
- Richards KR (2004). A brief overview of carbon sequestration eco-

- nomics and policy. *Environmental Management*, 33, 545 – 558.
- Sampson RN, Apps M, Brown S, Cole CV, Downing J, Heath LS, Cima DS, Smith TM, Wisniewski J (1993). Terrestrial biospheric carbon fluxes-quantification of sinks and sources of CO<sub>2</sub>. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70, 3 – 15.
- Schimel DS (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1, 77 – 91.
- Schroeder P (1992). Carbon storage potential of short rotation tropical tree plantations. *Forest Ecology and Management*, 50, 31 – 41.
- Scurlock JMO, Hall DO (1998). The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology*, 4, 229 – 233.
- Smith MS, Compell BD, Jones GW, Young EM (1995). *Global Change Impacts on Pastures and Rangelands* (Implementation plan). GCTE Core Project Office, Canberra.
- State Environmental Protection Administration of China (国家环境保护总局) (2000). Chinese environmental status bulletin (2000). www.zhb.gov.cn. (in Chinese)
- Sun LY (孙丽英), Li HM (李惠民), Dong WJ (董文娟), Shi DH (石缎花), Zhou DJ (周大杰) (2005). An analysis on advantages and disadvantages of developing forest carbon sequestration projects in China. *Ecologic Science* (生态科学), 24, 42 – 45. (in Chinese with English abstract)
- Walsh MP (2004). German survey evaluates costs, benefits of bio-fuels. *Walsh Carline*, 6, 16 – 18.
- Wang LM (王礼茂) (2004). Comparison of some major ways reducing carbon emission or increasing carbon sink. *Quaternary Sciences* (第四纪研究), 24, 191 – 197. (in Chinese with English abstract)
- WBGU (1998). The accounting of biological sinks and sources under the Kyoto Protocol. Special Report 1998. Bremerhaven, Germany.
- Wei DS (魏殿生) (2003). *Afforestation and Climatic Change: Carbon Sink Research*. China Forestry Publishing House, Beijing, 2 – 21. (in Chinese)
- Wu JG (吴建国), Zhang XQ (张小全), Xu DY (徐德应) (2003). The assessment of the impacts of land use change on the ecosystem carbon sink. *Engineering Science* (中国工程科学), 5, 65 – 71. (in Chinese with English abstract)
- Yang XM (杨学明) (2000). Carbon sequestration in farming land soils: an approach to buffer the global warming and to improve soil productivity. *Soil and Environmental Sciences* (土壤与环境), 9, 311 – 315. (in Chinese with English abstract)
- Ye XH (叶新), Wang YH (王永红), Chu J (储矩), Guo MJ (郭美锦), Zhuang YP (庄英萍), Zhang SL (张嗣良) (2004). Biofuel. *Journal of Biology* (生物学杂志), 21, 14 – 18. (in Chinese with English abstract)
- Zhang XS (张新时) (2000). Eco-economics functions of the grassland and its patterns. *Science and Technology Review* (科技导报), 8, 3 – 7. (in Chinese)