

中国湿地生态系统固碳现状和潜力

段晓男, 王效科*, 逯 非, 欧阳志云

(中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085)

摘要:固碳是湿地重要的生态系统服务功能之一。通过资料调研和分析, 对我国湿地的固碳速率和固碳潜力进行了评价。结果表明, 我国各种类型沼泽湿地总的固碳能力为 $4.91 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 。红树林湿地和沿海盐沼的固碳速率最高。我国湖泊湿地的固碳潜力为 $1.98 \text{ TgC} \cdot \text{a}^{-1}$, 其中东部平原地区湖泊湿地的固碳速率和能力最大。恢复湿地可以提高我国陆地生态系统的固碳潜力, 其中退田还湖和退田还泽的固碳潜力分别为 $30.26 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $0.22 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$, 而湿地保护工程在 2005 ~ 2010 年之间的固碳潜力为 $6.57 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

关键词:湿地; 固碳速率; 固碳潜力; 湿地保护

文章编号: 1000-0933(2008)02-0463-07 中图分类号: Q14, Q178, X171.1, X176 文献标识码: A

Carbon sequestration and its potential by wetland ecosystems in China

DUAN Xiao-Nan, WANG Xiao-Ke*, LU Fei, OUYANG Zhi-Yun

State Lab of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China
Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(2): 0463 ~ 0469.

Abstract: As one of the important ecosystem services of wetlands, carbon sequestration of lakes and swamps in China were investigated in this paper. Based on the reported bulk density and total organic carbon content, we estimated the carbon sequestration rate of major lakes and swamps regions in China. The carbon sequestration capacity of lakes of the whole country was $1981.87 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$. Lakes in East China exhibited the highest carbon sequestration rate and the greatest carbon sequestration capacity. Swamps demonstrated a total higher carbon sequestration of 4.91 TgC , 1.47 times greater than that of lakes in China. Among the five varieties of swamps, mangrove had the highest carbon sequestration rate of $444.27 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, while the inland marsh was of the greatest carbon sequestration capacity, the amount was $1501.12 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$. Wetlands reclamation led to huge amount of carbon emission, and the carbon loss due to reclamation of lakes and swamps were 0.82 and 26.9 Tg , respectively. After the great flood in 1998, wetlands recovery policies such as returning farms to lakes and swamps were implemented. The carbon sequestration potential of wetlands recovery was $30.48 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$, including $30.26 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$ from returning farms to lakes and $0.22 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$ from returning farms to swamps. Under the ongoing National Wetland Conservation Action Plan, the carbon sequestration potential of wetland restoration was estimated at $6.57 \text{ GgC} \cdot \text{a}^{-1}$. Accordingly, wetland protection and restoration can improve the carbon sequestration potential of wetlands.

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)资助项目(2006CB403402; 2002CB412503); 中国科学院创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-01-17)

收稿日期: 2006-12-04; 修订日期: 2007-09-15

作者简介: 段晓男(1979 ~), 男, 山东人, 博士, 主要从事湿地生态系统碳循环研究. E-mail: duanxn@rcees.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangxk@rcees.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Basic Research Program of China (No. 2006CB403402; 2002CB412503); The Project of Knowledge Innovation of CAS(No. KZCX1-SW-01-17)

Received date: 2006-12-04; **Accepted date:** 2007-09-15

Biography: DUAN Xiao-Nan, Ph. D., mainly engaged in carbon cycle of wetland. E-mail: duanxn@rcees.ac.cn

Key Words: wetlands; carbon sequestration rate; carbon sequestration potential; wetland protection

湿地是陆地生态系统的重要组成部分,为全球及区域环境提供各种各样的生态系统服务功能,其中包括土壤固碳功能。由于其自身的特点,湿地在植物生长,促淤造陆等生态过程中积累了大量的无机碳和有机碳。加上湿地土壤水分过饱和的状态,具有厌氧的生态特性,土壤微生物以嫌气菌类为主,微生物活动相对较弱,所以碳每年大量堆积而得不到充分的分解,逐年累月形成了富含有机质的湿地土壤。

过去关于陆地生态系统固碳潜力的研究多集中于农田和森林生态系统^[1~4],然而湿地是世界上最大的碳库之一,碳储量约为 770 亿 t,占到陆地生态系统的 35%,超过农田、温带森林和热带雨林生态系统碳储量的总和^①,在全球碳循环中发挥着重要作用。并且湿地具有持续的固碳能力,很多湿地生态系统从上一次冰河消融就开始成为碳汇^[5]。我国是一个湿地资源丰富的国家,拥有湿地面积 $3.85 \times 10^7 \text{ hm}^2$,居亚洲第一位^[6],但其固碳能力未见探讨。本文通过对我国湖泊和沼泽湿地的固碳潜力进行分析,以及湿地恢复的固碳潜力的讨论,为湿地生态系统管理和服务功能评价提供科学依据。

1 材料与方法

从文献中收集近百年尺度上湖泊和沼泽湿地的沉积资料,根据其沉积速率和沉积物中 SOC 的含量,计算单位面积的固碳速率(CSR):

$$CSR = \rho \times SOC \times R \quad (1)$$

式中, ρ 为土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$);SOC 为土壤的碳含量($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); R 为湿地土壤的沉积速率($\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$)

由于湿地土壤的 SOC 和 ρ 存在一个负相关关系^[7]。所以 ρ 可以由下式推算:

$$\rho = 1.665 \times SOC / 10^{-0.887} \quad (2)$$

固碳潜力 CSP 为固碳速率(CSR)和面积潜力(A)的乘积。

$$CSP = CSR \times A \quad (3)$$

2 结果与分析

2.1 我国湖泊湿地固碳能力

根据所收集的资料和数据^[8~27]②,得到全国部分湖泊的固碳速率(表 1)。这些湖泊的固碳速率差异很大,介于 $3.48 \sim 123.39 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。这里将全国的湖泊湿地分为 5 个湖区,即东部平原地区湖泊湿地、蒙新高原地区湖泊湿地、云贵高原地区湖泊湿地、青藏高原地区湖泊湿地和东北平原地区与山区湖泊湿地进行评价。

各个湖区的平均固碳速率排序如下:东部平原地区湖泊湿地 > 蒙新高原地区湖泊湿地 > 云贵高原地区湖泊湿地 > 青藏高原地区湖泊湿地 > 东北平原地区与山区湖泊湿地。根据各个湖区的平均固碳速率,结合各类湖区的分布面积^[28]得到各个湖区的固碳能力。我国湖泊湿地总的固碳能力为 $1981.87 \text{ GtC} \cdot \text{a}^{-1}$,其中东部平原地区湖泊湿地 > 蒙新高原地区湖泊湿地 > 青藏高原地区湖泊湿地 > 云贵高原地区湖泊湿地 > 东北平原地区与山区湖泊湿地(表 2)。

2.2 我国沼泽湿地固碳潜力

这里将我国沼泽湿地分为泥炭和苔藓泥炭沼泽、腐泥沼泽、内陆盐沼、沿海滩涂盐沼和红树林沼泽五种类型进行评价。根据收集的资料^[29~33],计算结果发现各种类型沼泽的固碳速率有较大的差异,其中红树林湿地的固碳速率最高,达到 $444.27 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,其次是沿海滩涂盐沼,为 $235.62 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,远高于内陆盐沼($67.11 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),泥炭和苔藓泥炭沼泽和腐泥沼泽的固碳速率最低。盐化沼泽对我国沼泽湿地每年的固碳量的贡献最大,占到 36.65%;其次是泥炭和苔藓泥炭沼泽,占到 25.88%(表 3)。尽管红树林和沿海盐沼

① Parish F, Looi C C. Wetlands, biodiversity and climate change. Options and needs for enhanced linkage between the Ramsar convention on wetlands, Convention on biological diversity and UN framework convention on climate change. Tokyo, 1999.

② 孙广友 蒋桂文. 沼泽沉积环境演变与人类活动影响研究报告. 中国沼泽湿地数据库. [Http://www.marsh.csdb.cn](http://www.marsh.csdb.cn)

的固碳速率较高,但由于面积较小,它们的固碳潜力在沼泽湿地中也是最低的。

表 1 我国部分湖泊的固碳速率

Table 1 Carbon sequestration rate of lakes in China

湖区 Lakes zones	湖泊 Lakes	固碳速率 Carbon sequestration rate ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)
东部平原地区湖泊湿地 Lakes in eastern China	独山湖 Dushan Lake	63.71
	微山湖 Weishan Lake	24.91
	洪湖 Hu Lake	29.81
	巢湖 Chao Lake	40.78
	太湖 Tai Lake	16.82
	东湖 Dong Lake	129.39
蒙新高原地区湖泊湿地 Lakes in Mongolia-Xinjiang Plateau	乌梁素海 Wuliangsu Lake	48.84
	岱海 Dai Lake	30.33
	青海湖 Qinghai Lake	22.95
	呼伦湖 Hulun Lake	45.43
	红碱淖 Hongyan Lake	20.45
	安固里淖 Anguer Lake	32.21
云贵高原地区湖泊湿地 Lakes in Yunnan-Kweichow Plateau	滇池 Dian Lake	35.43
	泸沽湖 Lugu Lake	6.60
	程海 Cheng Lake	34.80
	洱海 Er Lake	3.48
	洞错 Dong Lake	6.47
	苟鲁错 Julucuo Lake	5.60
青藏高原地区湖泊湿地 Lakes in Tibet Plateau	色林错 Selincuo Lake	3.85
	希门错 Ximencuo Lake	10.47
	清水河 Qingshuihe Lake	5.12
	小月亮泡 Xiaoyuliangpao Lake	5.47
东北平原地区与山区湖泊湿地 Lakes in northeastern China		

表 2 我国湖泊湿地固碳速率和能力

Table 2 Carbon sequestration rate and capacity of lakes in China

湖泊湿地类型 Types	面积 (km^2) Area	固碳速率 ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) Carbon sequestration rate	固碳潜力 ($\text{GgC} \cdot \text{a}^{-1}$) Carbon sequestration
东部平原地区湖泊湿地 Lakes in eastern China	21171.60	56.67	1056.49
蒙新高原地区湖泊湿地 Lakes in Mongolia-Xinjiang Plateau	19700.30	30.26	596.13
云贵高原地区湖泊湿地 Lakes in Yunnan-Kweichow Plateau	1199.40	20.08	24.08
青藏高原地区湖泊湿地 Lakes in Tibet Plateau	44993.30	12.57	283.53
东北平原地区与山区湖泊湿地 Lakes in northeastern China	3955.30	4.49	21.64
总计 Summany	91019.63		1981.87

表 3 沼泽湿地的固碳速率和固碳能力

Table 3 Carbon sequestration rate and capacity of swamps

沼泽湿地类型 Types	面积 (km^2) Area	固碳速率 ($\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) Carbon sequestration rate	固碳潜力 ($\text{GgC} \cdot \text{a}^{-1}$) Carbon sequestration
泥炭和苔藓泥炭沼泽 Peatland	42349	24.80	1050.26
腐泥沼泽 Freshwater marsh	24977	32.48	811.25
内陆盐沼 Inland marsh	22369	67.11	1501.12
沿海滩涂盐沼 costal salt marsh	1717	235.62	404.56
红树林沼泽 Mangrove	2561	444.27	1137.78
总计 Summary	93973		4905.03

我国湖泊和沼泽湿地的总的固碳潜力为 $7.19\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$, 其中沼泽湿地占到 72.32%, 远大于湖泊湿地的固碳潜力。

2.3 恢复湿地的固碳潜力评估

2.3.1 退田还湖、还泽的固碳潜力

开垦湿地是我国自然湿地面积减少, 功能下降的主要原因。我国长江湖泊湿地和东北沼泽湿地是面积减少的主要区域。根据洞庭湖^[34]和三江平原^[35]湿地和农田的数据, 估算围湖造田和沼泽开垦所造成的损失量分别为 0.82Tg 和 26.90Tg (表 4), 将湿地转化成旱田的碳损失要远远大于转化成水田。

表 4 围湖造田和沼泽开垦对土壤碳库的影响
Table 4 Impact of reclamation on carbon pool of lakes and swamps

项目 Item	丧失面积 (hm^2) Area lost	单位面积碳损失量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) Carbon lost	损失的土壤碳量 (Tg) Soil carbon lost
围湖造田 Reclamation of lakes	130×10^5	63	0.82
沼泽开垦 Reclamation of swamps	445×10^5	604	26.90

1998 年长江、嫩江、松花江洪水后, 我国采取了退田还湖、退田还泽的湿地恢复措施。通过面积增加的潜力和所在区域的固碳速率, 得到两种措施的固碳潜力分别为 $30.26\text{GgC}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $0.22\text{GgC}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

表 5 退田还湖、还泽的固碳潜力
Table 5 Carbon sequestration potential of wetland restoration

恢复措施 Restoration measures	面积潜力 ($\text{km}^2\cdot\text{a}^{-1}$) Area potential	固碳潜力 ($\text{GgC}\cdot\text{a}^{-1}$) Carbon sequestration potential
退田还湖 Return farms to lakes	534.00	30.26
退田还泽 Return farms to swamp	8.88	0.22

2.3.2 湿地保护工程的固碳潜力

随着对湿地认识的提高, 湿地保护和恢复得到了更多的重视。按照《中国湿地保护行动计划》, 到 2010 年中国将遏制住由人类活动导致天然湿地萎缩的趋势; 到 2020 年, 将逐步恢复退化或丧失的湿地。2003 年国务院批准的《全国湿地保护工程规划》(2004 ~ 2030 年) 提出, 到 2030 年, 使 90% 以上的天然湿地得到有效保护; 同时, 还将完成湿地恢复工程 140 万 hm^2 , 根据实施规划, 2005 ~ 2010 年湿地恢复的固碳潜力为 $6.57\text{GgC}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

表 6 2005 ~ 2010 年湿地恢复的固碳潜力
Table 6 Carbon sequestration potential of wetland restoration during 2006 ~ 2010

项目 Item	面积潜力 ($\text{km}^2\cdot\text{a}^{-1}$) Area potential	固碳潜力 ($\text{GgC}\cdot\text{a}^{-1}$) Carbon sequestration potential
泥炭湿地恢复 Peatland restoration	200	0.50
沿海湿地恢复 Coastal marsh restoration	100	1.18
红树林恢复 Mangrove restoration	37	1.65
东部湖泊恢复 Restoration of lakes in eastern China	346	1.96
西北湖泊恢复 Restoration of lakes in northwestern China	424	1.28

3 讨论

3.1 我国湖泊湿地的固碳能力

自然条件是影响各个湖区湖泊固碳潜力的重要因素之一。由于青藏高原湖泊湿地海拔较高, 植被稀少, 并且缺乏外来的碳输入源, 因此沉积速率缓慢, 沉积物中的碳的含量偏低。各个湖泊固碳速率的差异不显著, 但有随着湖泊面积增大而减少的趋势。地处于旱半干旱区的蒙新高原湖泊, 周边缺乏植被的保护, 风沙淤积

成了湖相沉积物的一个主要来源。云贵高原湖泊属于高山湖泊,海拔较高,湖水较深。受人为干扰比较小的湖泊如泸沽湖、洱海等,沉积速率较慢,固碳能力较低。

人为活动对湖泊固碳潜力也有重要的影响。我国东部人口密集,工农业生产活动发达,人类活动对湖泊的干扰较为明显,如围垦、水土流失、水利建设等,导致进入湖区的外源物质增多,沉积速率高。此外,大量的工农业废水进入湖泊,一方面直接进入底质,使沉积物中碳的含量增加。另一方面,造成湖泊的富营养化,水生植物大量生长,死亡后腐烂造成内源污染。巢湖等湖泊的近几十年的沉积记录相对于千年尺度上表现出沉积速率快、沉积物 TOC 含量高的特点^[11]。云贵高原湖泊中受人类活动干扰较大,富营养化比较严重的滇池的固碳速率是洱海的 10.19 倍。

虽然人类活动在一定程度上提高了湖泊单位面积的固碳能力,但更多的是造成湖泊面积减少和衰老加剧。从表 4 可以看出,消失的湖泊的固碳量大大降低。为了维持湖泊湿地固碳潜力的长期性和稳定性,必须降低人类对湖泊的干扰强度。

3.2 我国沼泽湿地的固碳潜力

我国泥炭湿地主要分布在青藏高原,东北的大小兴安岭地区,气候寒冷加上土壤的厌氧特性,极大限制了营养物质的转化和有机物质的分解。因此,尽管初级净生产量较低,但碳的储量仍不断增长。由于全球的泥炭湿地主要分布在北纬 45°和 65°之间,我国泥炭湿地的平均固碳速率和国外的一些研究类似。

红树林湿地通常分布在我国南方的沉积性海岸线上,沉积速率比较快。此外,红树林湿地的生产力较高,并且地下根系周转比较缓慢。所以高的沉积速率和低的分解速率导致红树林湿地具有最高的固碳潜力。

在沿海盐沼,大米草(*Spartina alterniflora*)和互花米草(*Spartina anglica*)是主要的植物类型。它们作为固堤造陆植物引入我国,如今已遍及沿海盐沼^[36]。涨潮水流经过植物群落后,水流能量大量减弱,水中所携带的大量颗粒物沉降,而在落潮初期的水流速度小,无法使滩面沉积物发生再悬浮,加大了沿海盐沼的沉积速率^[32]。

红树林湿地主要分布在我国南部沉积性海岸线上。湿地不仅捕获颗粒细小的沉积物和有机质形成独特的红树林土壤,而且也沉积了由于海浪和风暴潮带来的颗粒较大的沉积物,因此红树林湿地的速率较高。并且这里植物枯枝落叶的生产力较高,使得大量植物固定的碳进入红树林土壤。

虽然沿海盐沼和红树林湿地的固碳潜力较大,但由于这两种类型的湿地比较脆弱。近几十年来,累计丧失海滨滩涂湿地面积约 $2.00 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 以上,相当于沿海湿地面积的 50%。杭州湾以南滨海湿地地区中的红树林湿地面积由 20 世纪 50 年代初的 5 万 hm^2 下降到目前不足 2 万 hm^2 。它们固碳潜力的发挥取决于保护的状况。

3.3 保护和恢复湿地

旱地生态系统(沙漠、温带森林、草原等)碳的积累速度是 $0.2 \sim 12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[37]。可见湿地的固碳潜力高于其他类型的生态系统。因此采取必要的措施,维持和发展湿地的固碳潜力,对于增加陆地生态系统碳库和缓解全球变暖具有深远的意义。通过分析国外的案例,发现将湿地破坏后,都会使湿地的固碳能力降低,甚至是转化成碳源。而泥炭湿地^[38~39]、沿海湿地^[40]和森林湿地^[41]的恢复实践说明,退化湿地的固碳潜力可以恢复到自然水平。这一方面说明湿地的固碳潜力处于变化之中,另一方面说明采取有效的措施保护和恢复湿地可以维持和提高湿地的固碳潜力。

References:

- [1] Han B, Wang X K, Ouyang Z Y. Saturation levels and carbon sequestration potentials of soil carbon pools in farmland ecosystems of China. *Rural Eco-environment*, 2005, 21(4):6—11.
- [2] Li Z P, Wu D F. Organic C content at steady state and potential of C sequestration of paddy soils in subtropical China. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(1):46—52.
- [3] Liu S L, Tong C L, Zhang W J, et al. Simulation of carbon sequestration potential of paddy soils in Hunan Province, China. *Journal of Natural*

- Resources, 2006, 21(1): 118—125.
- [4] Li X Y, Tang H P. Carbon sequestration: manners suitable for carbon trade in China and function of terrestrial vegetation. *Journal of Plant Ecology*, 2006, 32(2): 200—209.
- [5] Miquoy D, Engelkes T, Groot M H M, *et al.* High-resolution records of late Holocene climate change and carbon accumulation in two north-west European ombrotrophic peat bogs. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2002, 186: 275—310.
- [6] State Forestry Administration. First investigation of wetland resources of China. *New Safety*, 2004, 2(9): 24—25.
- [7] Dean W E, Gorham E. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology*, 1998, 26: 535—538.
- [8] Shen J, Zhang Z L, Sun Q Y, *et al.* Character and paleoenvironmental significance of the pigment and organic $\delta^{13}\text{C}$ in sediments of Nansihu Lake. *Journal of Lake Sciences*, 1998, 10(2): 17—22.
- [9] Yang H, Yi C L, Xie P, *et al.* Vertical distribution of carbon, nitrogen and phosphorus of sediments at Stations I and II in lake Donghu, Wuhan. *Geochimica*, 2004, 33(5): 507—514.
- [10] Yao S C, Xue B, Xia W L. Human impact recorded in the sediment of Honghu Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2005, 14(4): 475—480.
- [11] Yao S J, Li S J. Sedimentary records of eutrophication for the last 100 years in Chaohu lake. *Acta Sedimentologica Sinica*, 2004, 22(2): 343—347.
- [12] Liu E F, Shen J, Zhu Y X. Geochemical records and comparative study of the sediments in the Western Taihu Lake. *Scientia Geographica Sinica*, 2005, 25(1): 102—106.
- [13] Jing X C. *Lakes in China: Research of Their Environment*. Beijing: China Ocean Press, 1995.
- [14] Cao J T, Wang S M, Shen J, *et al.* The Paleoclimate changes during the past millennium Inferred from the lacustrine core in Daihai Lake, Inner Mongolia. *Scientia Geographica Sinica*, 2000, 20(5): 391—396.
- [15] Zhang E L, Shen J, Xia W L, *et al.* Environmental records from organic carbon and its isotope of Qinghai lake sediment. *Scientia Geographica Sinica*, 2002, 22(2): 105—108.
- [16] Ren L, Xia W L, Xiang L, *et al.* Composition and surface sediment rate of Hulun Lake, Inner Mongolia. *Journal of Lake Sciences*, 1994, 6: 227—232.
- [17] Wang Y, Yang X D, Shen J, *et al.* A 0.1ka-year record of environmental evolution in Hongjiannao Lake, Shanxi Province. *Journal of Lake Sciences*, 2004, 16(2): 105—112.
- [18] Jiang J M, Wu J L, Shen J. Lake sediment records of climate and environment changes in Angulinao Lake. *Scientia Geographica Sinica*, 2004, 24(3): 346—351.
- [19] Wu R J, Xiang L, Qian J L. Sediment records of environmental deterioration in Dian Lake of latter-days. *Bullion of Nanjing Institute of Geography and Limnology*, 1995, 13: 1—10.
- [20] Xu J Y, Wang G J, Wang C S, *et al.* Vertical distribution of ^{210}Pb and ^{137}Cs and their dating in recent sediments of Lugu Lake and Erhai Lake, Yunnan Province. *Journal of Lake Sciences*, 1999, 11(2): 110—116.
- [21] Wang F S, Wan G J, Liu C Q, *et al.* The covariance of inorganic C, O, isotopic values of Chenghai Lake sediments and its environmental implication. *Journal of Lake Sciences*, 2002, 22(2): 184—188.
- [22] Zhang Z K, Wu R J, Zhu Y X, *et al.* Lacustrine records of human activities in the catchment of Erhai Lake, Yunnan Province. *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(1): 66—74.
- [23] Wei L J, Zheng M P, Cai K Q, *et al.* Early-middle Holocene palaeoclimate record from saline lake sediments in Tontso, Tibet. *Earth Science Frontiers*, 2002, 9(1): 129—135.
- [24] Li S J, Wang X T, Xia W L, *et al.* The little ice age climate fluctuations derived from lake sediments of Guolucuo, Qinghai-Xizang Plateau. *Quaternary Sciences*, 2004, 24(5): 578—584.
- [25] Gu Z Y, Liu J Q, Yuan B Y, *et al.* Authigenetic Carbonate of Lake Sediment and environmental factors; Sediment record of Selincuo, Tibet. *Quaternary Sciences*, 1994, 2: 162—174.
- [26] Wang S M, Xue B, Xia W L. Lake record of climatic change in the past 2000 years of Ximencuo. *Quaternary Sciences*, 1997, 5: 62—69.
- [27] Lin Q, Wang G S, Geng A S, *et al.* The characteristics of organic matter in permafrost bog sediments of Tibet Plateau. *Acta Sedimentologica Sinica*, 1997, 15(supp.): 24—29.
- [28] Wang S M, Dou H S. *Lakes of China*. Beijing: Science Press, 1998. 1—580.
- [29] Ma X H, Li X G, Yang Q, *et al.* Carbon cycle of a marsh in Sanjiang Plain. *Scientia Geographica Sinica*, 1996, 16(4): 323—330.
- [30] Zhao H Y, Leng X T, Wang S Z. Distribution, accumulation of peat in the Changbaishan Mountains and climate change in Holocene. *Journal of Mountain Science*, 2002, 20(5): 513—518.
- [31] Wang G P, Liu J S, Tang J, *et al.* Sedimentation characterization and reconstruction of time-scale of typical profile in Xianghai marsh wetlands, Jilin Province. *Journal of Lake Sciences*, 2003, 15(3): 221—228.
- [32] Wang A J, Gao S, Jia J J. Contemporary sedimentation rates on salt marshes at Wanggang, Jiangsu, China. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 60

(1): 61—70.

- [33] Tan X L, Zhang Q M. Mangrove Beaches's accretion rates and effects of relative sea-level rise on mangrove in China. *Marine Science Bulletin*, 1997, 16(4): 29—35.
- [34] Peng P Q, Zhang W J, Tong C L, *et al.* Vertical distribution of soil organic carbon, nitrogen and microbial biomass C, net soil profiles in wetlands of Dongting lake floodplain. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(1): 49—53.
- [35] Song C C, Wang Y Y, Yan B X, *et al.* The Changes of the Soil Hydrothermal Condition and the Dynamics of C, N after the Mire Tillage. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2004, 25(3): 150—154.
- [36] Wang H Y, Huang S F, He C G. Invasive species in wetlands ecosystem, China. *Wetland Science*, 2006, 4(1): 7—12.
- [37] Schlesinger W H. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potential of soils. *Nature*, 1990, 348: 232—234.
- [38] Waddington J M, Warner K D. Atmospheric CO₂ sequestration in restored mined peatlands. *Ecoscience*, 2001, 8: 359—368.
- [39] Tuittila E S, Komulainen V M, Vasander H, *et al.* Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia*, 1999, 120: 563—574.
- [40] Craft C, Stephen B, Campbell C. Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation. *Restoration Ecology*, 2002, 10: 248—258.
- [41] Cui J B, Li C S, Trettin C. Analyzing the ecosystem carbon and hydrologic characteristics of forested wetland using a biogeochemical process model. *Global Change Biology*, 2005, 11: 278—289.

参考文献:

- [1] 韩冰,王效科,欧阳志云. 中国农田生态系统土壤碳库的饱和水平及其固碳潜力. *农村生态环境*, 2005, 21(4): 6~11.
- [2] 李忠佩,吴大付. 红壤水稻土有机碳库的平衡值确定及固碳潜力分析. *土壤学报*, 2006, 43(1): 46~52.
- [3] 刘守龙,童成立,张文菊,等. 湖南省稻田表层土壤固碳潜力模拟研究. *自然资源学报*, 2006, 21(1): 118~125.
- [4] 李新宇,唐海萍. 陆地植被的固碳功能与适用于碳贸易的生物固碳方式. *植物生态学报*, 2006, 32(2): 200~209.
- [6] 国家林业局. 全国首次湿地资源调查. *新安全*, 2004, 2(9): 24~25.
- [7] 沈吉,张祖陆,孙庆义,等. 南四湖沉积剖面中色素与有机碳同位素特征的古环境意义. *湖泊科学*, 1998, 10(2): 17~22.
- [8] 杨洪,易朝路,谢平,等. 武汉东湖沉积物碳氮磷垂向分布研究. *地球化学*, 2004, 33(5): 507~514.
- [9] 姚书春,薛滨,夏威夷. 洪湖历史时期人类活动的湖泊沉积环境响应. *长江流域资源与环境*, 2005, 14(4): 475~480.
- [10] 姚书春,李世杰. 巢湖富营养化过程的沉积记录. *沉积学报*, 2004, 22(2): 343~347.
- [11] 刘恩峰,沈吉,朱育新. 西太湖沉积物污染的地球化学记录及对比研究. *地球科学*, 2005, 25(1): 102~106.
- [12] 金相灿,等. *中国湖泊环境*. 北京:海洋出版社, 2000.
- [13] 曹建廷,王苏民,沈吉. 近千年来内蒙古岱海气候环境演变的湖泊沉积记录. *地理科学*, 2000, 20(5): 391~396.
- [14] 张恩楼,沈吉,夏威夷. 青海湖沉积物有机碳及其同位素的气候环境信息. *海洋地质与第四纪地质*, 2002, 22(2): 105~108.
- [15] 吉磊,夏威夷,项亮,等. 内蒙古呼伦湖表层沉积物底矿物组成和沉积速率. *湖泊科学*, 1994, 6(3): 227~232.
- [16] 汪勇,羊向东,沈吉,等. 陕西红碱淖近年来环境变化的湖泊沉积记录. *湖泊科学*, 2004, 16(2): 105~111.
- [17] 姜加明,吴敬禄,沈吉. 安固里淖沉积物记录的气候环境变迁. *地理科学*, 2004, 24(3): 346~351.
- [18] 吴瑞金,项亮,钱君龙. 滇池近代环境恶化的沉积记录. *中国科学院南京地理与湖泊所集刊*, 1995, 13: 1~10.
- [19] 徐经意,万国江,王长生,等. 云南省泸沽湖、洱海现代沉积物中²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs的垂直分布及其计年. *湖泊科学*, 1999, 11(2): 110~116.
- [20] 汪福顺,万国江,刘从强,等. 程海沉积物无机碳、氧同位素相关性及其环境意义. *矿物学报*, 2002, 22(2): 184~188.
- [21] 张振克,吴瑞金,朱育新,等. 云南洱海流域人类活动的湖泊沉积记录分析. *地理学报*, 2000, 55(1): 66~72.
- [22] 魏乐军,郑绵平,蔡克勤,等. 西藏洞错全新世早中期盐湖沉积的古气候记录. *地质边缘*, 2002, 9(1): 129~135.
- [23] 李世杰,王小天,夏威夷. 青藏高原鲁错湖泊沉积记录的小冰期气候变化. *第四纪研究*, 2004, 24(5): 578~584.
- [24] 顾兆炎,刘嘉麒,袁宝印,等. 湖相自生沉积作用与环境—兼论西藏色林错沉积物记录. *第四纪研究*, 1994, 2: 162~174.
- [25] 王苏民,薛滨,夏威夷. 希门错 2000 多年来气候变化的湖泊记录. *第四纪研究*, 1997, 5: 62~67.
- [26] 林清,王国尚,耿安松,等. 青藏高原多年冻土湖沼中的有机质. *沉积学报*, 1997, 15(增刊): 24~29.
- [29] 马学慧,吕宪国,杨青,等. 三江平原沼泽地碳循环初探. *地理科学*, 1996, 16(4): 323~330.
- [30] 赵红艳,冷雪天,王升忠. 长白山地泥炭分布、沉积速率与全新世气候变化. *山地学报*, 2002, 20(5): 513~518.
- [31] 王国平,刘景双,汤洁,等. 吉林向海沼泽湿地典型剖面沉积及年代序列重建. *湖泊科学*, 2003, 15(3): 221~228.
- [32] 王爱军,高抒,贾建军,等. 江苏王港盐沼的现代沉积速率. *地理学报*, 2005, 60(1): 61~70.
- [33] 谭晓林,张乔民. 红树林潮滩沉积速率及海平面上升对我国红树林的影响. *海洋通报*, 1997, 16(4): 29~35.
- [34] 彭佩钦,张文菊,童成立,等. 洞庭湖典型湿地土壤碳、氮和微生物碳、氮及其垂直分布. *水土保持学报*, 2005, 19(1): 49~53.
- [35] 宋长春,王毅勇,闫百兴,等. 沼泽湿地开垦后土壤水热条件变化与碳、氮动态. *环境科学*, 2004, 25(3): 150~154.
- [36] 王虹扬,黄沈发,何春光,等. 中国湿地生态系统的外来入侵种研究. *湿地科学*, 2006, 4(1): 7~12.