

文章编号:1000-0690(2003)05-0622-07

湿地生态系统碳循环研究进展

宋 长 春

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 吉林 长春 130012)

摘要:碳在不同类型湿地中储藏量约占地球陆地碳总量的15%。由于全球湿地面积迅速减少,湿地生态系统正常的水循环和碳循环过程产生一定的变化,湿地生态系统的演变也可能是全球大气CO₂含量升高的一个不可忽视的重要因素。气候条件是湿地碳循环生物地球化学过程的重要驱动因素,湿地特殊的生态水文过程和土壤环境条件,使得湿地碳循环具有区别于其它生态系统碳循环的特征。影响湿地中碳积累与分解过程的重要控制因子是温度、水文条件和植物群落,特别是水文条件对湿地碳循环过程影响较大。湿地土壤呼吸通量与根层土壤温度呈正相关关系,并受地表积水深度和地下潜水水位的影响,另外,洪泛作用会增加湿地CO₂的排放率,湿地水文过程决定溶解有机碳的输入与输出过程。

关键词:湿地;生物地球化学过程;碳循环;环境因子;水文过程

中图分类号:P595 **文献标识码:**A

概 述

全球气候变化特别是气温升高与大气中CO₂、CH₄、N₂O等痕量气体含量的升高所产生的温室效应密切相关,当今国际重大环境科学计划,如国际地圈-生物圈计划(IGBP)、世界气候研究计划(WCRP)、全球环境变化的人文因素计划(IHDP)及全球变化与陆地生态系统(GCTE)中,陆地生态系统碳循环是其中的核心研究内容^[1-4],与全球碳循环密切相关的陆地生态系统主要有森林、草地、农田、湿地和内陆水体五大类生态系统,湿地是陆地生态系统碳循环的重要组成部分。

湿地是界于陆地和水体间过渡的一种特殊生态类型^[5-16],具有两个基本特征:一是在重要植物生长期水位至少接近于地表;二是在土壤水处于饱和时段内,遍布喜湿性植物,湿地对于维护区域生态平衡具有重要意义。20世纪70年代以来,湿地研究成为国际环境科学和生态研究的热点领域之一,1992年世界环境与发展大会标志着湿地保护与合理利用进入了新阶段。湿地公约缔约国的建议指出,湿地的合理利用应使当代人从中获取持久的、最大限度的利益,同时又能保持其满足未

来千百代人的需要。

全球湿地总面积为5.3 Tm^[17],约占全球表面积的1%,与海洋和森林面积相比相对较小,但由于湿地有很高的生产力及氧化还原能力使其成为极为重要的生物地球化学场。湿地在碳的储存中起着重要作用,储藏在湿地泥炭中的碳总量为120~260 Pg,储藏在不同类型湿地中的碳约占地球陆地碳总量的15%^[18]。根据Brix等的研究结果,湿地植物净同化的碳仅仅有15%再释放到大气中^[19],表明湿地生态系统能够作为一个抑制大气CO₂升高的碳汇。由于气候变迁和人类活动的增强,全球湿地面积迅速减少^[20]。人类活动干扰了湿地生态系统正常的水循环与有机物和无机物的循环过程,尤其是湿地开垦为农田后,植物残体及沉积泥炭分解速率提高,碳的释放量增加,改变了湿地生态系统碳循环的模式,因此湿地生态系统的演变可能是全球大气CO₂含量升高的一个不可忽视的重要因素。历史上中国的东北、西南地区以及中南各大江河流域都有较大面积的自然湿地,由于近代的水利工程和大量开垦,中国的自然湿地面积大幅度减少,例如在东北三江平原地区,天然沼泽湿地面积在1975年为244万hm²,占平原总面积

收稿日期:2002-07-11; 修订日期:2002-12-11

基金项目:中国科学院知识创新工程重大项目——中国陆地和近海生态系统碳收支研究(KZCX 1-SW-01)、中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX 3-SW-332)支持。

作者简介:宋长春(1968-),男,博士,研究员,主要从事湿地生态地球化学研究。

的 48%, 1985 年下降至 150 万 hm^2 , 1999 年仅剩 107 万 hm^2 。由于沼泽湿地大面积开垦, 导致区域碳格局产生较大变化, 同时对区域小气候环境也产生一定的影响。

总之, 考虑到湿地生态系统中 CO_2 作为温室气体的效应潜力以及它们对全球变化的可能影响, 湿地碳循环过程的研究对于深入认识全球性生态环境问题无疑是至关重要的。

1 湿地碳的生物地球化学研究

气候条件决定湿地水文的季节变化、净初级生产力、化学活动能力、有机质的获得量及沉积量等, 是湿地碳循环生物地球化学过程的重要驱动因素。

气候变化引起降水量、蒸发及植物蒸腾量的变化, 从而影响湿地生态系统的水文环境。湿地植物和水文状况对降水的季节性变化非常敏感^[20], 季节性湿地环境的干、湿循环特征随植物生长季气温和降水量变化而发生一定的变化, 这种水文条件的季节性变化对碳的生物地球化学过程有较大的影响。气温升高和降水量减少会导致地表径流减少和蒸发量增大而使湿地水体及土壤中盐分物质浓度不断增加, 另外, 降雨模式的改变影响地表径流和地下水流动模式, 由此影响溶质迁移方式、水环境质量及有机质的积累与分解过程变化, 最终影响整个湿地生态系统的演化。同时, 气温变化影响湿地生态系统光合作用与分解作用间平衡过程和时间, 随着气温升高和生长季节的延长, 光合作用、分解作用及痕量气体的排放强度增加, 这些变化在较大程度上是受水文条件特别是水位变化控制。另外, 冻土区湿地水位的不断降低, 会导致永冻层的融化, 从而使土壤氧化还原环境发生变化, 引起沉积有机物质的氧化, 从而增大 CO_2 的排放量^[21]。另外, 土地管理方式对碳的循环模式也有较大的影响, 主要是通过对湿地水文的潜在影响, 改变了地表水及地下水的赋存条件、流动模式及土壤水分含量状况, 从而影响碳的循环过程与营养物质的输入和输出^[22]。

湿地生态水文过程和土壤环境条件具有特殊性, 使得湿地碳循环具有区别于其它生态系统的特征。湿地生态系统中碳的储存与水文过程及水位波动、地貌、气候等因素有关, 水循环控制了湿地氧化还原条件, 地形决定水文循环状况及颗粒沉积物与有机质的迁移与沉积。湿地土壤的环境条件对

碳的生物地球化学过程有重要的影响, 土壤中氮的矿化和硝化速率与 C/N 和 C/P 比成负相关^[23], 氮的总矿化与 CO_2 释放速率及土壤的固持存在显著的相关性, 但 CO_2 的释放与氮的净矿化速率无关^[24], 土壤不同层次中有机质的含量是影响土壤中氮矿化的主要因素^[25]。盐沼沉积物中一般含有较高浓度的铁离子, 铁还原作用对碳质矿化具有重要的作用。研究表明, Fe^{3+} 的还原对湿地根层沉积物代谢所需的总碳量贡献可达 65%, 盐沼沉积物中, 硫酸盐的减少对碳的再矿化也具有重要的影响, 硫酸盐的还原及沉积颗粒的氧化作用能够加快碳的循环。另外, 土壤融冻对有机质矿化作用有重要影响, 通常冻融期能够观察到土壤排放的 CO_2 峰值。

影响湿地中碳积累与分解生物地球化学过程的重要控制因子是植物群落、温度、水文条件, 特别是土表积水深度和地下潜水位。不同沉积阶段的泥炭 CO_2 排放通量不同, 一般情况下, 沉积年代较新、沉积层位较浅的泥炭 CO_2 排放通量相对较大。泥炭的积累和分解作用引起土壤层中有机物质的空间分异, 由于新沉积的有机物质受环境条件的影响较大, 更易于被氧化, 通常表层泥炭 CO_2 的产生率高于深层泥炭。湿地中有机物质通过微生物的氧化还原作用使碳在湿地中迁移转化, 如在新英格兰的盐沼中, 沉积物表面吸收氧的现象在需氧及厌氧代谢中都被证实, 氧的年吸收量与 CO_2 生成量成正比^[26]。

2 湿地碳循环及其影响因子

湿地是陆地生态系统中最重要碳库之一, 有机质的不完全分解导致湿地中碳和营养物质的积累, 湿地植物从大气中获取大量的 CO_2 , 又通过分解和呼吸作用以 CO_2 和 CH_4 的形式排放到大气中, 此过程受气候条件变化的影响, 如气候变暖或降水减少可加速湿地沉积有机质的分解速率, 促使它们成为大气中的碳源^[27, 28]。

目前, 北方高纬度地区湿地碳循环已成为研究的焦点, 因为这些湿地贮藏了全球近 1/3 的地表碳储量^[29], 同时, 这些湿地的碳平衡对气候的变化非常敏感^[30]。流域湿地对气候变化响应的模拟研究表明, 冬季和春季气候条件变化如降雪量和降雪融化时间, 对湿地水文和植被动态有重要的影响, 短期或长期温度和降水条件变化会引起高纬度地

区湿地碳平衡状况的变化,CO₂在冬季可通过积雪盖层释放,对季节性降雪区湿地碳平衡比较重要^[31-33]。关于高原湿地碳排放,由于其一般位于遥远的无人区,很难进入,因此开展的研究工作相对较少。模型研究表明,湿地环境中有机沉积物的需氧与厌氧分解是湿地碳循环的重要组成部分,导致大量的CH₄和CO₂排放进入大气环境中。在干旱条件下,表层泥炭分解,深部泥炭层中的CH₄不断释放进入大气,部分CH₄在向上迁移过程中被氧化成CO₂。温暖的春季和较湿润的夏季会导致CO₂释放量的增加。当湿地退化时,由于水位降低,沉积于湿地中的大量碳会被矿化成CO₂进入大气中,对大气化学组成产生一定的影响。Whiting和Chanton的研究证明了一些类型湿地的生产力与CO₂排放呈现强相关关系,泥炭积累速率主要取决于生产与分解间的物质平衡关系^[34],因此预测泥炭湿地对大气温室气体组成发生潜在变化的贡献,取决于泥炭生产力与分解之间的动态平衡,气候变暖会使湿地中碳的分解速率大于积累速率,特别是在干旱季节里,泥炭的分解速率会加快。

洪泛作用会增加湿地CO₂的排放通量。由于洪泛对湿地具有较大的扰动作用,因此对湿地水环境等有较大的影响(温度、水化学组成、沉积物等),从而影响CO₂的排放。在泥炭沼泽分布区,受洪泛作用影响,CO₂占所排放的温室气体的近60%。Kelly研究认为,汇水区碳通量要相对大于周围的泥炭湿地,如果气候条件或人类活动引起汇水区面积与湿地植物分布区面积比例变小或水位降低,CO₂的排放量将增加^[35]。

目前,痕量气体通量研究多采用相关分析的方法,将通量测量与潜在的控制变量相关联,许多环境变量与湿地群落梯度呈高度的正相关^[34,36],但其因果关系很难确定,而且生态梯度断面的相关分析并不能作为湿地群落对气候变化响应的一个好的指标,同时,模拟状态因子间复杂的交互作用也存在较大的困难。事实上,模拟模型和野外试验相关联的方法也存在一定的局限性,还需结合室内对湿地过程中一些关键因子的控制试验,以量化湿地生态系统对环境因子如温度、水位等变化的响应。生态系统呼吸对气候变化的响应是环境因子综合作用的反映,其包括植物群落动态、净初级生产力、水位、土壤温度和营养物质的有效性。研究结果表明,温度和通气状况是湿地泥炭分解速率的主要控

制因子^[36]。湿地植物群落呼吸通量主要受温度影响,其次受水位影响,植物生产力与上述变量相比,对呼吸通量的影响相对较小;同时碳排放通量受植物群落和土壤营养物质动态间复杂交互作用的制约。室内控制试验和田间定位观测研究表明,较低的水位和较干的土壤状况会增加有机质的分解,提高生态系统的呼吸率^[37-39]。

植物呼吸与植物的不同生长阶段具有强的相关性,Bubier等研究认为,在高纬度地区,生态系统呼吸占生态系统总光合作用的33%^[36]这种关系随土壤水分、表层土壤温度和植物小气候变化而发生季节性变化,并且受基质营养条件的影响,当基质营养物质含量较高的情况下,有机物质的分解速率更快^[40]。生态系统光合作用的时空变化与植物类型、生长阶段、营养条件、土壤水分状况、有效光合辐射、及温度有关^[36,41]。Frolking运用北方森林湿地模型研究了生态系统NEE(净CO₂交换量)与气候事件及时间序列的关系,认为气候环境是决定生态系统CO₂汇/源强度的关键因子^[42]。目前由于缺乏景观尺度上的观测,湿地植物生长季NEE年度间的变化量及其原因多是推测性的^[43],因此对于我们了解景观尺度上CO₂交换对气候变化的敏感性有一定的限制。这些限制引起两方面的问题,一是未来气候事件影响下,湿地和大气间的CO₂交换很难定量化估算;二是关于CO₂交换模型的建立和发展受到限制。

冬季CO₂排放对于一些冻原区苔原湿地生态系统是非常重要的,如Zimov等研究结果,每年12月到次年2月间,从俄罗斯北部地区湿地CO₂排放通量平均为0.15 g C/(m²·d),是区内总碳收支的重要部分。美国阿拉斯加冻原区CO₂排放量观测研究表明,在1993~1994年冬季,芦苇湿地和苔原湿地CO₂排放通量分别为300 mg C/(m²·d)和80 mg C/(m²·d)^[44],冬季CO₂排放量为70 g C/m²和20 g C/m²,是芦苇湿地和苔原湿地年CO₂排放的主要部分(112 g C/m²和25 g C/m²)。目前,关于冬季CO₂排放的机理尚有许多不解之处。在一些文章中,解释为土壤耐寒菌的呼吸作用或土壤冻结过程期间CO₂的物理释放,关于冰雪覆盖期痕量气体排放研究表明,土壤中微生物的活动性持续整个冰雪覆盖期,但对于其过程、冬季温室气体排放对不同类型土壤年度碳收支贡献及其重要性认识得很浅^[45-48]。Panikov和Dedysh在实验室用泥

炭样品模拟春季融冻事件及生物活动对 CO₂ 气体形成的响应、动态变化及排放,并用数学方法研究厌氧和需氧条件下,泥炭土壤融冻期发生的生物事件,这个模型可用于解释野外观察到的一些现象及作为全球气候变化预测模型中的关于气体交换事件的一个子模型^[49]。总之,关于冬季温室气体排放研究存在的主要问题包括:研究地域面积较窄,已开展的主要研究工作集中于北美,在冬-夏过渡期间缺乏气体交换和生物事件的确切数据,如秋季土壤冻结和春季融冻与物理环境变化的关联、土壤中有机的生态状态等;缺乏过程对冬季气候环境条件响应的定量数据,因此,无法用数学模型进行模拟和预测。

3 生态系统呼吸的估算

土壤和植物呼吸与近地表土壤温度呈正相关关系^[50],并随着水位降低线性增加,从而直接影响氧化-还原电位^[40]。植物呼吸与植物生物量成正比,在植物不同生长阶段具有明显变化^[50]。尽管此过程非常复杂,但已有较多的成功研究成果,主要根据涡度相关和静态箱或动态箱测量数据,以温度和或水位位置为函数估算总呼吸通量^[50-52]。Griffis 等^[53]利用植物 4 个生长季夜间(太阳辐射 = 0 Wm⁻²)不同梯度 NEE 数据并以表面温度为函数估算生态系统呼吸:

$$ER = \alpha T_s + R_{\max} + R_p$$

式中, α 为生态系统呼吸与表面温度关系斜率 [g CO₂/(m²·d·°C)]; R_{\max} 为生态系统最大呼吸 [g CO₂/(m²·d·°C)],取决于植物生物量和植物生长阶段,当表面温度为 0°C 时,可看作微生物活动性的直接测量; R_p 为修正因子,用于调节估算值与每个生长季夜间 NEE 测量平均值相一致,可解释不同生长季间水位、生物量和小气候变化引起的生态系统呼吸变化。净 CO₂ 通量估算采用梯度法计算:

$$F_c = -k_c \frac{\partial p_c}{\partial z}$$

式中, k_c 为 CO₂ 迁移扰动系数; $\frac{\partial p_c}{\partial z}$ 为时间为垂直梯度 CO₂ 浓度。

4 湿地 CO₂ 排放通量测量

CO₂ 测量多采用静态箱法,总 CO₂ 通量(土壤

微生物呼吸加植物呼吸)利用由 PVC 材料制造的不透明箱测量,净 CO₂ 通量(呼吸加总光合)利用由 PVC 材料制造的透明箱测量,测量频率通常为每周测量 2 次。CO₂ 浓度一般采用便携式红外气体分析仪测定或在一定时段内每隔一定时间用针管抽取一定的气体样品,在实验室利用气相色谱仪进行测定。气体通量用下列公式计算:

$$J = (dc/dt)h$$

式中, J 是气体通量 [mol/(m²·t)]; c 为一定环境湿度与压力条件下箱中气体的浓度 (mol/m³); t 为时间; h 为箱高度; dc/dt 为当时间逼近 0 时,气体浓度与时间线性回归曲线斜率。

CO₂ 从湿地土壤的排放率比非湿地土壤相对要低,据有关研究结果,一般平均低 2 g C/(m²·d),湿地土壤 CO₂ 通量与温度呈线性相关关系:

$$\text{LogSR} = 0.282 + (0.0271 \times T) \quad r^2 = 0.87$$

$$\text{或 } SR = 0.286 + (0.0568 \times T) \quad r^2 = 0.83$$

Wickland 等通过对高原湿地碳排放通量研究,认为 CO₂ 通量与表层 5 cm 深度土壤温度显著相关,其中 CO₂ 通量与土壤温度呈指数正相关关系^[32],同时土壤水的饱和状态对湿地 CO₂ 通量也有重要影响。

5 湿地水文过程与碳的输入、输出

关于碳在生物圈各组分中的赋存及在不同组分中的迁移过程,国内外已开展了大量的研究工作,溶解有机碳是陆地生态系统碳循环的重要基础,土壤及水体中溶解有机碳的产生、迁移与转化对湿地土壤碳通量具有重要的影响,但其相关性还需深入的研究。气候条件变化对湿地水环境改变和溶解有机碳的迁移有重要的影响^[27],湿地中常分布有大量的积水洼地及流速缓慢的小溪,它们在碳与生物链传输方面起着重要的作用。对加拿大北部湿地研究发现,通过小溪从泥炭湿地中迁移出的溶解有机物质中,有机碳部分大约为 (5~40) g/(m²·a),且南方湿地单位面积的输出率高于北方湿地,水文条件控制湿地水位和水的流动速率,从而影响溶解有机碳从湿地中的输出^[27]。Clair 和 Ehrman 研究发现,加拿大大西洋沿岸湿地控制碳输出的主要变量是沉积作用和地形特征。一般情况下,平坦和低洼湿地溶解有机碳的产生和输出量较大^[54]。Mortsch 研究也发现,泥炭地中溶解有机碳的输出主要取决于洪泛作用面积和积水区占泥

炭地面积的比例^[55]。温度和降雨影响溶解有机碳的输出,主要是通过对迁移过程,特别是径流、有机质矿化和植物生长的控制。由于表层大量新的凋落物和不稳定的有机物质的存在,溶解碳一般在表层泥炭沉积层中产出量较高;由于湿地分布区地下水水流缓慢,利于溶解有机碳的积累,因此土壤孔隙水中溶解有机碳浓度值较高。随着气候条件变化,湿地水文和地球化学流产生复杂的季节性变化。模型研究表明,降雨条件的改变将导致径流特征的变化,从而影响有机物质的迁移速率,另外,积水洼地中水的酸化作用影响湿地中营养物质的输出^[41]。溶解有机质对湿地热量收支起着重要的控制作用,干旱条件会减少陆地溶解有机质的输出和增加其在湿地中的滞留时间,影响水体的浊度和透明度,使得太阳光在水体中的透射深度减少,从而改变水体的生境。溶解有机碳在湿地碳循环中起着主要的作用,输入到湿地中的溶解有机碳总量主要取决于径流输入量^[56]。冬季积雪融化和夏季降雨所产生的径流对湿地溶解有机碳的输入和输出起着决定性作用,输入到湿地中溶解有机碳的量及其化学特征,主要受气候和水文条件变化的影响和控制。

6 小 结

湿地生态系统是陆地生态系统的重要组成部分,在维护区域生态平衡和生物多样性保护等方面具有重要作用。关于湿地生态系统的研究,国内外已开展了大量的工作,特别是在泥炭湿地碳循环方面,已取得许多重要的研究成果,为湿地在全球气候变化中的作用定量化研究奠定了基础。关于湿地碳循环与水文地球化学过程及湿地植物群落演替间的关系、与气候变化有关的生境变化模拟、湿地数量和质量变化对碳生物地球化学过程影响等,应是今后研究工作的重点。同时还应深入研究湿地碳循环与系统中其它生源要素循环的关系等。此外,湿地碳生物地球化学过程模型应与其它模型如降雨、径流和地下水等模型相连接,以更好评价湿地碳生物地球化学循环对生态系统功能和价值及气候变化的影响及响应。

参 考 文 献:

- [1] 陈洋勤,孙成权,张志强,等(主编),国际全球变化研究核心计划(二)[M].北京:气象出版社,1994. 90~130.
- [2] 陈宜瑜. 中国全球变化的研究方向[J]. 地球科学进展, 1999, 14(4): 319~322.
- [3] 金会军,吴 军,程国栋,等. 青藏高原湿地 CH₄ 排放评估[J]. 科学通报, 1999, 44(16): 1758~1762.
- [4] 吕宪国,何 岩,杨 青,等. 湿地碳循环及其在全球变化中的意义[A]. 陈宜瑜(主编). 中国湿地研究[C]. 长春:吉林科学技术出版社,1995. 68~72.
- [5] 张建平,王道杰,王玉宽,等. 元谋干热河谷区生态环境变迁探讨[J]. 地理科学, 2000, 20(1): 148~152.
- [6] 赵魁义,何池全. 人类活动对若尔盖高原沼泽的影响与对策[J]. 地理科学, 2000, 20(5): 443~449.
- [7] 刘红玉,吕宪国,刘振乾,等. 辽河三角洲湿地资源与区域持续发展[J]. 地理科学, 2000, 20(6): 545~551.
- [8] 杨永兴,黄锡畴,王世岩,等. 西辽河平原东部沼泽发育与中全新世早期以来古环境演变[J]. 地理科学, 2001, 21(3): 242~249.
- [9] 崔保山,刘兴土. 黄河三角洲湿地生态特征变化及可持续性管理对策[J]. 地理科学, 2001, 21(3): 250~256.
- [10] 张军涛,李 哲,郑 度. 东北农牧交错区水分条件及其对植被分布的影响[J]. 地理科学, 2001, 21(4): 297~300.
- [11] 张明祥,董 瑜. 双台河口自然保护区滨海湿地景观变化及其管理对策研究[J]. 地理科学, 2002, 22(1): 119~122.
- [12] 杨永兴. 从魁北克 2000—世纪湿地大事件活动看 21 世纪国际湿地科学研究的热点与前沿[J]. 地理科学, 2002, 22(2): 150~155.
- [13] 樊自立,马英杰,马映军. 天山北麓灌溉绿洲的形成和发展[J]. 地理科学, 2002, 22(2): 184~189.
- [14] 张玉兰,杨永兴. 中全新世以来黑龙江同江地区的孢粉组合与植被、气候演化[J]. 地理科学, 2002, 22(4): 426~251.
- [15] 汪爱华,张树清,何艳芬. RS 和 GIS 支持下的三江平原沼泽湿地动态变化研究[J]. 地理科学, 2002, 22(5): 636~640.
- [16] 李 颖,张养贞,张树文. 三江平原沼泽湿地景观格局变化及其生态效应[J]. 地理科学, 2002, 22(6): 677~682.
- [17] Mathews E, I Fung. Methane Emission from Natural Wetlands: Global Distribution, Area and Environmental Characteristics of Sources[J]. Global Biogeochem. Cycles, 1987, 1: 61~86.
- [18] Franzen L G Can. The Earth Afford to Lose the Wetlands in the Battle Against the Increasing Greenhouse Effect, International Peat Society Proceedings of International Peat Congress [M]. Uppsala, 1992. 1~18.
- [19] Brix H, Sorrell B K, Lorenzen B. Are phragmites - dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases[J]. Aquatic Botany, 2001, 69: 313~324.
- [20] Mitsch W J (ed.). Global wetlands: Old World and New[M]. Elsevier: Amsterdam, 1994.
- [21] Poiani K A, Johnson W C, Kittel T G F. Sensitivity of a prairie wetland to increased temperature and seasonal precipitation changes[J]. Water Resources Bulletin 1995, 31(2): 283~294.
- [22] Cotter J F. The Minimum Age of the Woodfordian Deglaciation of Northeast Pennsylvania and Northwestern New Jersey [M]. Ph. D. Dissertation, Lehigh University, Bethlehem, Pa., U. S.

- A. ,1983.
- [23] Su M , Stolte W J, van der Kamp G. Modelling land management impacts on the water balance of wetlands[A]. presentation to Impacts of Climate Change to Inland Wetlands; a Canadian Perspective [C]. Oak Hammock Marsh Conservation Centre, Stonewall, Manitoba, April, 1997.
- [24] Pastor J, Aber J D, McClaugherty C A, et al. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin[J]. *Ecology*, 1984, **65**: 256 - 268.
- [25] Hart S C, Nason G E, Myrold D D, et al. Dynamics of gross nitrogen transformation in an old-growth forest: the carbon connection[J]. *Ecology*, 1994, **75**(4):880 - 891.
- [26] Bremner J M, Roggins S G, Blackmer A M. Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil[J]. *Geophysical Research Letters*, 1980, **7**:641 - 644.
- [27] Shurpali N J, S B Verma, J Kim, et al. Carbon dioxide exchange in a peatland ecosystem[J]. *J. Geophys. Res.*, 1995, **100**:14,319 - 14,326.
- [28] Roulet N, Bhardwaj A, Comer N, et al. Modelling biospheric - climatic feedbacks in peatland ecosystems [A]. Chair. T A, Warner B G, Robarts R, et al. presentation to Impacts of Climate Change to Inland Wetlands; a Canadian Perspective [C]. Oak Hammock Marsh Conservation Centre, Stonewall, Manitoba, April, 1997.
- [29] Gorham E. Northern peatlands; Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming [J]. *Ecol. Appl.*, 1, 1991, 182 - 195.
- [30] Obbauer S F, J D Tenhunen, J F Reynolds. Environmental effects on CO₂ efflux from water rack and tussock tundra in arctic Alaska, U. S. A. [J]. *Arct. Alp. Res.*, 1992, **23**:162 - 169.
- [31] Mast M A, K P Wickland, R G Striegl, et al. Winter fluxes of CO₂ and CH₄ from smalpine soils in Rocky Mountain National Park. Colorado [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 1998, **12**(4): 607 - 620.
- [32] Wickland K P, R G Striegl, M A Mast, et al. Carbon gas exchange at a southern Rocky Mountain wetland, 1996 - 1998 [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 2001, **15**:321 - 335.
- [33] Seabloom E W, van der Valk A G, Moloney K A. Modelling the response of plant distributions to change in water regime [A]. Clair T A, Warner B G, Robarts R, et al. presentation to Impacts of Climate Change to Inland Wetlands; a Canadian Perspective [C]. Oak Hammock Marsh Conservation Centre, Stonewall, Manitoba, April, 1997.
- [34] Whiting G J, J P Chanton. Primary production control of methane emission from wetlands [J]. *Nature*, 1993, **364**:794 - 795.
- [35] Kelly C, et al. Gas fluxes from wetland ponds of different origins [A]. presentation to Impacts of Climate Change to Inland Wetlands; a Canadian Perspective [C]. Clair T A, Warner B G, Robarts R, et al. Oak Hammock Marsh Conservation Centre, Stonewall, Manitoba, April, 1997.
- [36] Bubier J L, P M Crill, T R Moore, et al. Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO₂ exchange in a boreal peatland complex [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 1998, **12**:703 - 714.
- [37] Bridgham S D, B K Sorrell. Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in southern peatlands [J]. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, **24**(11):1089 - 1099.
- [38] Billings W D, J O Luken, D A Mortensen, et al. Arctic tundra: A source or sink for atmospheric carbon dioxide in a changing environment [J]. *Oecologia*, 1982, **53**:7 - 22.
- [39] Oechel W C, S J Hastings, G L Vourlitis, et al. Recent changes of arctic tundra ecosystems from a net carbon sink to a source [J]. *Nature*, 1993, **361**:520 - 523.
- [40] Oechel W C, G L Vourlitis, S J Hastings, et al. Change in arctic CO₂ flux over two decades: Effects of climate change at Barrow, Alaska [J]. *Ecol. Appl.*, 1995, **5**:846 - 855.
- [41] Moore T R, N T Roulet, J M Waddington. Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands [J]. *Clim. Change*, 1998, **40**:229 - 245.
- [42] Griffis T J, W R Rouse, J M Waddington. Interannual variability of net ecosystem CO₂ exchange at a subarctic fen [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 2000, **14**:1109 - 1121.
- [43] Froliking S. Sensitivity of spruce/moss boreal forest net ecosystem productivity to seasonal anomalies in weather [J]. *J. Geophys. Res.*, 1997, **102**:29,053 - 29,064.
- [44] Vourlitis G I, W C Oechel. landscape - scale CO₂, H₂O vapour and energy flux of moist-wet coastal tundra ecosystems over two growing seasons [J]. *J. Ecol.*, 1997, **85**:575 - 590.
- [45] Dise N B. Methane emission from Minnesota peatlands: Spatial and seasonal variability [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 1993, **7**(1):123 - 142.
- [46] Brooks P D, M W Williams, S K Schmid. Snowpack controls on soil nitrogen dynamics in the Colorado alpine [A]. edited by K Tonnessen, M Tranter. in *Biogeochemistry of Seasonally Snow-Covered Catchments* [C]. IAHS Publi, 1995. **228**:283 - 292.
- [47] Brooks P D, S K Schmid, M W Williams. Microbial activity under alpine snowpacks, Niwot Ridge, Colorado [J]. *Biogeochemistry*, 1996, **32**:93 - 113.
- [48] Melloh R A, P M Crill. Winter methane dynamics in a temperate peatland [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 1996, **10**(2):247 - 254.
- [49] Panikov N S, S N Dedysh. Cold season CH₄ and CO₂ emission from boreal peat bogs (West Siberia); Winter fluxes and thaw activation dynamics [J]. *Global Biogeochem. Cycles*, 2000, **14**: 1071 - 1080.
- [50] Semikhatova O A, T V Gerasimenko, T I Ivanova. photosynthesis, respiration, and growth of plants in the Soviet Arctic [A]. F S Chapin. *Arctic Ecosystems in a Changing Climate* [C]. Acad, San Diego, Calif., 1992. 169 - 192.
- [51] Obbauer S F, J D Tenhunen, J F Reynolds. Environmental effects on CO₂ efflux from water rack and tussock tundra in arctic

- Alaska, U. S. A. [J]. *Arct. Alp. Res.*, 1992, 23:162 - 169.
- [52] Kim J, S B Verma. Soil surface CO₂ flux in Minnesota peatland [J]. *Biogeochemistry*, 1992, 18: 37 - 51.
- [53] Griffis T J, Rouse W R, Waddington J M. Interannual variability of net ecosystem CO₂ exchange at a subarctic fen [J]. *Global Biogeochemical cycles*, 2000, 14:1109 - 1122.
- [54] Clair T A, J M Ehrman. Variations in Discharge and Dissolved Organic Carbon and Nitrogen Export from Terrestrial Basins with Changes in Climate: a Neural Network Approach [J]. *Limnology and Oceanography*, 1996, 41(5): 921 - 927.
- [55] Mortsch L. Climatic Change and Variability: The effects of an altered water regime on Great Lakes coastal wetlands [A]. G Wall, M Sanderson (eds.). in *Climate Change. Implications for Water and Ecological Resources. Proceedings of an International Symposium/Workshop* [C]. Department of Geography Publication Series, Occasional Paper No. 11, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 1990. 217 - 224.
- [56] Vaughan R, Bourbonniere R, Bukata B, et al. Identifying the threats posed to Canadian wetland ecosystems by atmospheric change [A]. Clair T A, Warner B G, Roberts R, et al. presentation to *Impacts of Climate Change to Inland Wetlands: a Canadian Perspective* [C]. Oak Hammock Marsh Conservation Centre, Stonewall, Manitoba, April, 1997.

Advance in Research on Carbon Cycling in Wetlands

SONG Chang-Chun^{1,2}

(1. *Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun, Jilin 130012*)

Abstract: Wetlands have an important role in storing carbon and the carbon stored in which accounts for 15% of the total terrestrial carbon storage. The area of wetlands decreased rapidly due to climatic change and human activities. The normal hydrologic cycling process and carbon cycling process have been changed and the evolution of wetlands maybe a very important factor that is responsible for the rise of global CO₂. Climatic condition is the main driving factor of carbon biogeochemical cycling in wetlands. Carbon cycling in wetlands distinguishes from that in other types of ecosystems because of special eco-hydrological process and soil environment. The key factors influencing carbon accumulation and decomposition are vegetation community, temperature and hydrological conditions (especially water table). Transpiration of soil and vegetation has positive correlation with the soil temperature and increases linearly as water table decreases. Similarly, flooding can increase CO₂ emission of wetlands and hydrological process of wetlands determines the input and output of dissolved organic carbon.

Key words: wetlands; biogeochemical process; carbon cycling; environmental factors; hydrological process