

温度对湿地沉积物有机碳矿化的影响

杨钙仁^{1,2}, 张文菊¹, 童成立¹, 吴金水^{1,*}

(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态重点实验室, 湖南 长沙 410125; 2. 广西大学林学院, 广西 南宁 530004)

摘要: 温度是湿地沉积物有机碳积累和分解的主要影响因子。培养试验研究了 5 个温度梯度下东北三江平原地区 3 类典型湿地(泥炭沼泽、腐殖质沼泽和沼泽化草甸)沉积物有机 C 的矿化特征, 以及冻融过程(7 次)对其矿化的影响。结果表明, 温度每升高 5℃, 泥炭沼泽、腐殖质沼泽和沼泽化草甸沉积物在 260 d 培养期内有机 C 矿化量分别增加 3.1%、3.3% 和 1.6%。在较低温度(10、15、20℃)下 3 类湿地沉积物的有机 C 矿化速率基本处于稳定状态; 但在较高温度(25、30℃)下前期(0~110 d)的矿化速率明显高于后期。3 类湿地沉积物有机 C 矿化温度系数(Q_{10})在前期较大(2.9~3.6), 并出现明显的波动, 后期逐渐趋于稳定(2.0)。到培养结束时, 泥炭沼泽和腐殖质沼泽沉积物的轻组 C(比重<1.7)占总有机 C 百分比(约占起始有机 C 总量 80%)的下降幅度与温度成正相关; 而沼泽化草甸沉积物的轻组有机 C(仅占起始有机 C 总量 5%)的下降幅度较小(2.5%~2.9%)。试验结果还表明, 在 20℃ 下培养, 3 类湿地沉积物的有机 C 矿化速度明显受冻融处理的抑制, 在 10℃ 下培养其影响则很小。

关键词: 温度; 冻融; 矿化; 有机碳; 湿地

Effects of temperature on the mineralization of organic carbon in sediment of wetland

YANG Gai-Ren^{1,2}, ZHANG Wen-Ju¹, TONG Cheng-Li¹, WU Jin-Shui¹ (1. *The Key Laboratory of Subtropical Agro-ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China*; 2. *Forestry College of Guangxi University, Nanning 530004, China*). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(2): 243~248.

Abstract: This study was aimed toward better understanding on the characteristics in the mineralization of organic C in wetland sediments affected by temperature, which is one of the most important determining the accumulation and decomposition of organic C in terrestrial ecosystems. Sediments from 3 types of wetlands (fen, marsh, and marshy meadow) in the San-jiang Plate region of North China were incubated for 260 d under 5 temperature regimes (10℃, 15℃, 20℃, 25℃ and 30℃) or treated with 7 cycles of freezing (at -18℃) and thawing during 150 d incubation at 10℃ or 20℃, and CO₂-C evolved was measured at intervals. Results obtained indicated that, as temperature increased by each 5℃, the percentages of organic C mineralized during 260 d incubation period increased by a mean of 3.1% for the fen, 3.3% for the marsh, and 1.6% for the marshy meadow, respectively. For all of the 3 types of wetlands, the mineralization rates of organic C in the sediments incubated under lower temperature regimes (10℃, 15℃ and 20℃) were relatively stable, but much greater in the earlier phase (0~100 d) than the later phase as incubated at higher temperature regimes (25℃ and 30℃). Temperature coefficients (Q_{10}) of the mineralization of organic C were greater (2.9~3.6) and more fluctuatable in the earlier phase than those (about 2.0) in the later phase. By the end of 260 d incubation, decrease in proportion of light fraction (ρ (1.7) organic C in the fen and the marshy sediments (originally accounting for about 80% of total organic C) decreased by an extent positive related to temperature, but the proportion decreased were very small (2.5%~2.9%) and consistent for the marshy meadow sediment (originally accounting for only 5% of total organic C). As indicated by the results obtained under incubation at 20℃, the mineralization

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-01-14); 国家重点基础研究发展规划资助项目(2002CB412503)

收稿日期: 2004-06-14; **修订日期:** 2004-11-26

作者简介: 杨钙仁(1976~), 男, 广西贵港人, 硕士, 主要从事湿地碳循环研究。

*** 通讯作者** Author for correspondence. E-mail: jswu@isa.ac.cn

Foundation item: The Knowledge Innovation Program of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX1-SW-01-14); National Key Basic Research and Development Program (No. 2002CB412503)

Received date 2004-06-14 **Accepted date:** 2004-11-26

Biography: YANG Gai-Ren, Master, mainly engaged in carbon cycling in wetlands.

rate of organic C in the sediments was significantly decreased by freezing and thawing treatment. However, such an effect was limited at 10℃.

Key words: temperature; freezing-thawing; mineralization; organic C; wetland

文章编号:1000-0933(2005)02-0243-06 中图分类号:Q178.51+3,S153.6,S154.1 文献标识码:A

湿地在全球碳循环中具有重要地位,估计占全球陆地面积 6.4%的湿地贮存了大约 450 Pg 有机碳^[1~3],相当于大气总 C (750 Pg)的 60%。湿地具有较高的植被生产力,一般淡水沼泽湿地的生物量为 500~5500 g/(m²·a)^[4],同时湿地所贮藏的有机碳分解速度相对缓慢。因此,湿地在陆地生态系统中具有较高的贮碳潜力。在过去 100a 间,全球湿地面积一直处于急剧减少中^[5],由此引起的湿地碳库大量损失可能是大气 CO₂ 浓度升高的一个重要碳源。保护湿地碳库对缓解大气 CO₂ 浓度升高趋势具有重要的现实意义。

我国沼泽湿地面积约占国土面积的 1.2%。东北三江平原是我国最大的沼泽集中区之一,沼泽面积占全国的 11%^[6]。该地区属温带湿润大陆性季风气候,年均气温 1.6~3.9℃;冬季寒冷,冻结期长(7~8 个月);夏季温暖多雨,5~9 月份植被生长旺盛,在春夏之交和秋季频繁发生冻融交替。根据马学慧等^[7]估计,三江平原沼泽湿地毛果苔草的净初级生产力高达 1300 g/(m²·a)。国内对三江平原湿地类型、分布、温室气体排放以及有机碳积累状况作了一定的研究^[6~10]。宋长春等^[9]研究结果表明,三江平原沼泽湿地生态系统呼吸通量与 0~10cm 土壤温度呈正相关关系。张文菊等^[10]对三江平原 3 种类型典型湿地的沉积剖面有机碳组分、分布状况和贮量作了初步研究。温度变化和冻融过程是湿地有机碳分解的重要影响因子,但是目前对其缺乏了解。本文根据温度和冻融过程对三江平原 3 种典型湿地沉积剖面有机碳矿化影响的研究结果,探讨三江平原湿地有机碳矿化特点,并为建立湿地生态系统碳循环模拟模型提供必要的动力学参数。

1 材料与方法

1.1 样品采集

于 2002 年 3 月在三江平原的别拉洪河漫滩、挠力河漫滩、洪河农场分别采集泥炭沼泽(Fen)、腐殖质沼泽(Marsh)和沼泽化草甸(Marshy meadow)3 种类型的湿地剖面 0~40 cm 沉积物样品;采样点的地理位置及样品的基本性状列于表 1。手选法剔除样品中活体根系,剪碎混匀,在 25℃下预培养 3~5d,用于培养实验。

表 1 采样点及其沉积物基本状况

Table 1 Basic information of the sampling sites and the sediments

地点 Site	湿地类型 Type	地理位置 Position	水文状况 Hydrological condition	主要 植被类型 Vegetation	干物质含量(%) Dry matter content	有机碳含量 Organic C content *	
						总量(g/kg) Total content	轻组碳(%) Light fraction
别拉洪河漫滩 Floodplain of Bielahonghe River	泥炭沼泽 Fen	47°18' N 134°07' E	常年积水	毛果苔草、 漂筏苔草	15.8	388.5	78.3
挠力河漫滩 Floodplain of Naolihe River	腐殖质沼泽 Marsh	46°50' N 133°49' E	常年积水	毛果苔草、 乌拉苔草	13.4	389.7	80.0
洪河农场 Honghe Farm	沼泽化草甸 Marshy meadow	47°35' N 133°31' E	季节性积水	小叶樟	69.9	32.2	5.1

* 以烘干基计 As oven-dried matter basis

1.2 实验设计

温度处理设置 10、15、20、25℃和 30℃ 5 个温度梯度,4 次重复,连续培养 260 d。冻融处理先分别在 10℃或 20℃下培养 10 d 后于-18℃冰冻 1 d,25℃下解冻后再继续在原来温度下培养 20 d;共处理 7 次,累计培养 150 d,3 次重复,每个温度梯度和冻融处理均设有空白。

泥炭沼泽沉积物每份样品的重量为 20 g(105℃烘干),腐殖质沼泽沉积物为 23 g,沼泽化草甸沉积物 100 g,分别置于 250 ml 烧杯中,将烧杯放入 2.5 L 塑料瓶中,瓶内加有少量蒸馏水以维持空气饱和湿度,并放置一盛有 50 ml 1mol/L NaOH(吸收液)的烧杯以吸收释放的 CO₂;密封后置于上述温度的培养箱内培养。定期补充氧气;前 150 d 每 10 d 换 1 次吸收液,以后每 20 d 换 1 次吸收液。

培养试验在密封型的小塑料桶(2.5 L)中进行。密封桶的盖子上钻有 2 个圆孔,分别装上长、短 2 根外套有乳胶管的玻璃管,长管接近桶底,短管突出桶盖即可,盖外的 2 根乳胶管头均以夹子夹住。桶与桶盖之间垫有乳胶密封圈以保持培养瓶良好的

密封性。换气时同时打开 2 个夹子,在长管处连接一小功率的吹风机以促进培养瓶内的气体交换,每次换气时的鼓风时间为 1min。水分设置按新鲜样水分含量进行控制。

1.3 分析方法

释放 $\text{CO}_2\text{-C}$ 用 TOC 自动分析仪(Phoenix 8000,美国)测定^[11],测定前将吸收液(2 ml)用蒸馏水稀释 10 倍。有机碳总量采用元素分析仪(Elementar,德国)测定。轻组有机碳(不包括可溶性有机碳)采用改进比重分离方法^{[12]①},比重 $1.7\text{g}/\text{cm}^3$ ($\text{SG} = 1.70 \pm 0.02$)的 NaI 溶液分离,5000 r/min 离心,0.043mm 筛收集,60℃烘干称重,元素分析仪测定有机碳含量。Excel 2000 和 SAS(V6.12)进行数据处理与统计分析。

2 结果与讨论

2.1 湿地沉积物有机碳矿化

三类湿地(泥炭沼泽、腐殖质沼泽、沼泽化草甸)沉积物有机碳的矿化率(忽略 CH_4 释放的影响)都随温度(10~30℃)的升高而递增(图 1)。在 260 d 培养期内,泥炭沼泽有机碳的矿化率在 10℃下为 3.1%,30℃下提高到 15.6%,相当于温度每升高 5℃矿化率平均增加 3.1%。与之相比,同期内腐殖质沼泽有机碳 10℃和 30℃下的矿化率以及每升高 5℃矿化率的平均增加幅度略有提高(3.3%);沼泽化草甸有机碳的大约相当于腐殖质沼泽有机碳的一半(1.6%)。这些结果说明温度是湿地沉积物有机碳分解和矿化的重要影响因子,并且泥炭沼泽和腐殖质沼泽的有机碳比沼泽化草甸的有机碳容易被分解和矿化,对温度的反应也较为敏感。以往的研究表明,湿地表层沉积物有机碳由于其年龄比中部或下部的小,因此对温度的反应较敏感^[13, 14]。这可能是泥炭沼泽和腐殖质沼泽有机碳(约 80%为轻组碳)与沼泽化草甸(5%为轻组碳)有机碳矿化对温度变化反应差异的重要原因之一。

在较低的 3 种温度(10、15、20℃)下,3 类湿地有机碳的矿化速率在 260 d 培养期内基本处于相对稳定状态,仅 20℃下的沼泽化草甸在 100 d 后有较明显下降(图 2)。在较高温度(25 和 30℃)下,3 种湿地沉积有机碳的矿化速率存在明显的阶段特征,前期为快速阶段,同时变化较为复杂;后期为慢速阶段,矿化速率低并稳定(图 2)。泥炭沼泽和腐殖质沼泽的有机碳矿化速率在 10~20 d 比在 0~10 d 有一定程度的下降,可能是由于在这些情况下样品处理对有机质分解的促进作用(较长时间的空气暴露和剪碎混匀的机械作用)的表现相对较明显(超过显著水平)。但这一作用对 25℃下泥炭沼泽和沼泽化草甸有机碳的矿化速率的影响不明显(未达到显著水平)。在 25℃和 30℃下,泥炭沼泽和腐殖质沼泽有机碳的矿化速率在 20~50 d 有一明显的上升阶段,其中 25℃下的矿化速率上升幅度明显较小,持续时间较长

(20~80 d)。此后至 110 d 左右,两类湿地有机碳在 30℃和 25℃下的矿化速率逐渐下降,到 180 d 后趋于稳定。在同样温度(25℃和 30℃)下,沼泽化草甸有机碳的矿化速率在前期(0~50 d)的变化没有前面两类湿地的明显,但之后在较短的时间内大幅度下降,到 110 d 后趋于稳定。

前人应用¹⁴C 标记技术试验表明,植物残体在耕作土壤(包括水田和旱地)中矿化速率通常都随时间的延长而逐渐下降,并且通常认为符合一级动力学方程^[15~18]。本研究表明,尽管在较高温度(25 和 30℃)下湿地有机碳的矿化速率变化趋势大体与之类似,但是仍然存在一些明显的差异。例如,泥炭沼泽和腐殖质沼泽有机碳的矿化速率在 20~50 d 出现明显的上升(图 2)。这可能是由于三江平原湿地长期处于低温和积水环境,适应较高温度的微生物原有种群数量较少,需要经过一段时间才能形成。湿地有机碳的矿化速率在达高峰后的下降可能是由于易分解部分的有机碳消耗的结果;当易分解部分有机碳消耗完之后,湿地有机碳的矿化速率也回落到与较低温度的水平(图 2)。

不少研究者采用温度的系数(Q_{10})反映温度对有机物质矿化速率的影响状况^[18, 19]。本文实验结果表明,在 10~30℃下培养 260 d,3 类湿地有机碳矿化速率的 Q_{10} 随时间的波动明显(图 3)。3 类湿地的 Q_{10} 曲线在 30~50 d 期间出现一明显的高峰(2.9~3.6);泥炭沼泽和腐殖质沼泽的 Q_{10} 在此高位相持 40~50 d;而沼泽化草甸的 Q_{10} 迅速下降。在培养后期,3 类湿地的 Q_{10} 都基本保持在 2.0 左右。3 类湿地有机碳矿化的 Q_{10} 值在前一阶段高于耕作土壤(包括水田和旱地)中新鲜有机物料矿化的 Q_{10}

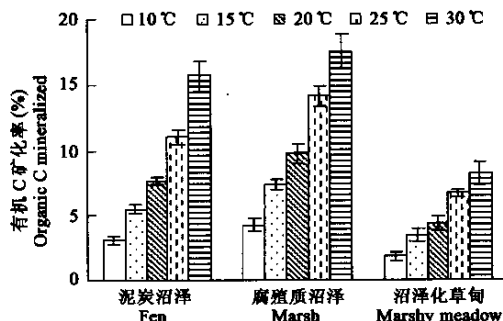


图 1 湿地沉积物在 5 个温度梯度下培养 260d 的有机 C 矿化

Fig. 1 Mineralization of organic C in the wetland sediments incubated under 5 temperature regimes for 260 d

值,而在后期与耕作土壤的 Q_{10} 值基本相当^[18~20]。

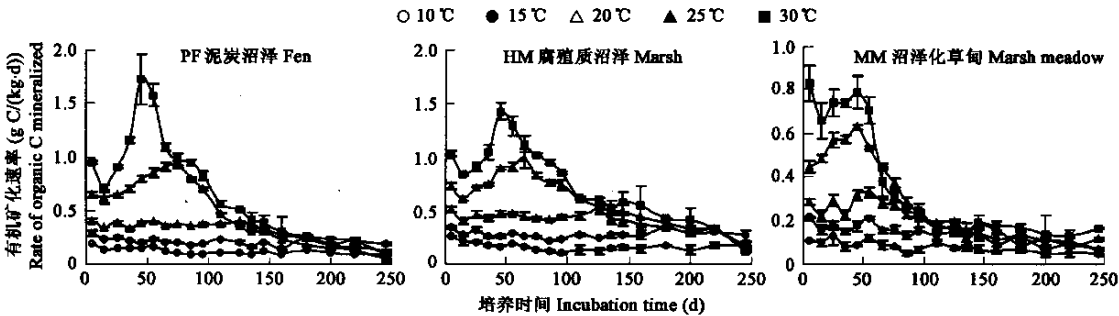


图2 湿地沉积物在5个温度梯度下培养有机C矿化速率变化

Fig. 2 Changes in the mineralization rate of organic C in the wetland sediments incubated under 5 temperature regimes

在260 d培养期内,3类湿地的 Q_{10} 平均值仍较为接近,泥炭沼泽为2.6,腐殖质沼泽和沼泽化草甸都为2.3。需要指出的是,3类湿地的 Q_{10} 变化(图3)受在较高温度(25和30℃)下有机碳矿化速率变化影响较大(图2)。由于这样的温度不符合三江平原湿地的实际情况,故其实际 Q_{10} 将低于由本实验结果计算的平均值,较为合理的估计是采用达到稳定阶段的 Q_{10} 值(2.0左右)。

2.2 轻组有机碳的变化

轻组有机碳(比重<1.7;不包括可溶性有机碳)的主要成分是为未彻底分解的植物残体,在适宜的条件下最容易被分解。本研究采用的材料中,泥炭沼泽和腐殖质沼泽沉积物有机碳的大约80%为轻组有机碳,而沼泽化草甸沉积物的轻组有机碳含量仅为5.1%(表2)。

在10℃下培养260 d后,泥炭沼泽和腐殖质沼泽轻组有机碳含量比培养前仅下降1.8%(未达到5%的显著水平)和3%(占有机碳总量的百分比);15℃下其下降幅度都提高约1倍(表2)。到20℃,这2类湿地轻组有机碳含量都比培养前大约下降10%。随着温度提高到25℃和30℃,泥炭沼泽轻组有机碳含量的下降幅度进一步扩大,分别为19%和30.3%。在这两种温度下,腐殖质沼泽轻组有机碳含量分别下降14.2%和24.2%,其下降幅度明显低于泥炭沼泽。

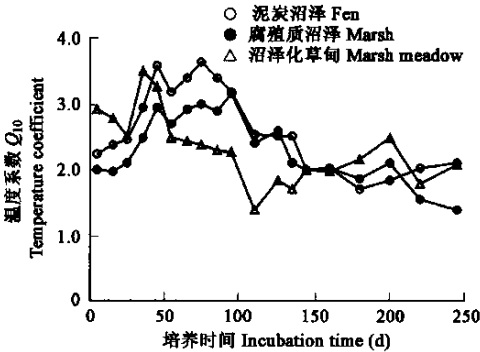


图3 湿地沉积物在10~30℃下培养有机碳矿化温度系数(Q_{10})的变化

Fig. 3 Change in temperature coefficient of the mineralization of organic C in the wetland sediments incubated under 10~30℃

表2 5个温度梯度下培养260 d 3类湿地沉积物轻组有机碳含量(%)的变化

Table 2 Change in the light fraction of organic C in the wetland sediments incubated for 260 d under the 5 temperature regimes						
类型 Type	培养前 Pre-incubation	培养温度 Incubation temperature(℃)				
		10	15	20	25	30
泥炭沼泽 Fen	78.3(0.06)	76.5(4.03)	74.6(2.85)	68.8(5.96)	59.4(3.81)	48.0(0.32)
腐殖质沼泽 Marsh	80.0(0.37)	77.0(2.13)	73.8(1.09)	69.2(0.90)	65.8(2.28)	55.8(3.69)
沼泽化草甸 Marsh meadow	5.1(0.05)	2.2(0.09)	2.6(0.04)	2.6(0.17)	2.5(0.22)	2.6(0.22)

* 括号内数值为极差 The values in parantheses are the range of the light fraction of organic carbon

在10℃和15℃下培养260d,泥炭沼泽和腐殖质沼泽轻组有机碳含量的下降值低于有机碳累积矿化量(图1、表2)。在20、25和30℃下培养260d,泥炭沼泽轻组有机碳含量的下降值分别为有机碳矿化率的1.2、1.7和1.9倍。但在20℃和25℃下,腐殖质沼泽轻组有机碳含量的下降值与有机碳矿化率基本相当,仅在30℃下前者才明显超过后者(1.4倍)。这些结果说明,两类湿地轻组有机碳的分解程度随着温度的升高而提高,泥炭沼泽的这一特点尤其明显。

由于沼泽化草甸的轻组有机碳含量本身十分有限(5.1%),其在5种温度下培养260 d后的下降幅度都很小(2.5%~2.9%),并且与温度没有明显的关系(表2)。除10℃的外,沼泽化草甸在260 d中轻组有机碳含量的下降值都明显低于有机碳矿化率,且随温度的提高两者相差扩大。沼泽化草甸轻组有机碳含量变化与泥炭沼泽和腐殖质沼泽的差异说明湿地轻组有机碳

对温度变化的反应比其重组有机碳更为敏感^[13]。Hassink^[14]将土壤有机质分为 3 个组分:轻组(比重<1.13)、中重组(比重为 1.13~1.37)和重组(比重>1.37),其研究表明,在田间条件下轻组有机质的分解速率是重组的 6 倍,中重组的分解速率是重组的 2.5 倍。

三江平原地区年均气温仅有 1.6~3.9℃,一年中湿地剖面绝大部分时间的温度应在 15℃以下。据此推测,轻组有机碳(未彻底分解的植物残体)之所以在该地区的泥炭沼泽和腐殖质沼泽剖面上层(0~40 cm)得以大量(约 80%)积累,低温条件可能是其最主要的原因。因此,对于湿地有机碳循环及 CO₂ 释放的机理仍需深入的研究。

2.3 冻融对湿地有机碳矿化的影响

冻融过程是温度变化的一种特殊情形,在三江平原的秋季和春季反复发生。据以往的研究,冻融过程破坏土壤结构,导致团聚体崩溃,使被团聚体保护的土壤有机质暴露在空气中,从而促进其矿化^[21~23]。

如图 4,与不经冻融处理(连续培养)相比,经过 7 次冻融处理并在 10℃下累计培养 150 d 后泥炭沼泽和腐殖质沼泽的 CO₂ 释放累积量略有减少(分别达 5%和 1%显著水平);而沼泽化草甸的变化不显著。经同样处理后在 20℃下培养,3 类湿地的 CO₂ 释放累积量都大幅度减少,分别达到 33%、41%、39%。这一实验的结果清楚地表明,冻融过程对湿地有机碳的矿化无显著的促进作用。这反映出湿地生态系统与其它陆地生态系统(如森林、草地、农田)在其积累的有机碳矿化方面的又一明显差别。其原因可能是湿地沉积剖面(以水为主)积累的有机物质以悬浮状态存在,不能象在其它陆地生态系统与土壤颗粒结合形成相对稳固的结构(团聚体或有机-无机复合体),因而冻融过程对湿地沉积物的物理状态影响很小。

上述结果表明,冻融后在 20℃下培养(150 d),3 类湿地有机碳的矿化受强烈地抑制;在 10℃下培养,其抑制作用大为减弱(图 4)。可以推断,如果在更低的温度下,这种抑制作用将十分有限。因此,在自然条件下,冻融过程对湿地有机碳矿化产生明显影响的可能性不大,因为在发生冻融的同一时期内湿地的地表下的温度几乎不可能在短时间内上升到 20℃,甚至 10℃。

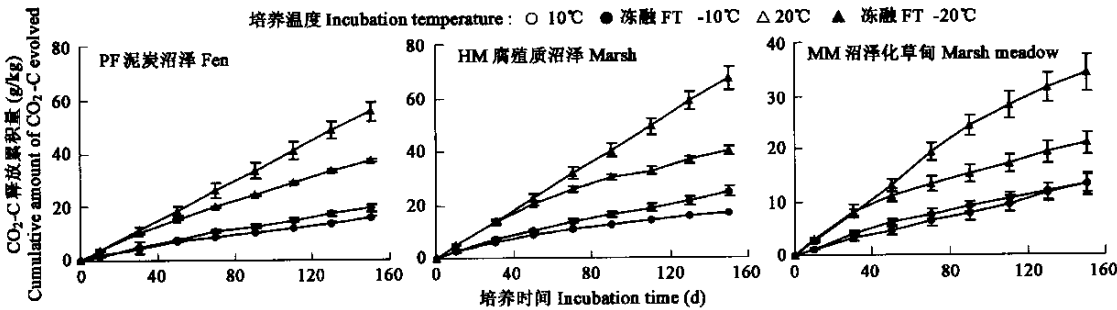


图 4 冻融处理对 3 类湿地沉积物有机 C 矿化的影响(培养 150 d)

Fig. 4 Effect of freezing-thawing (FT) on the mineralization of organic C in the sediments from the 3 types of wetlands

3 结语

3 类湿地(泥炭沼泽、腐殖质沼泽、沼泽化草甸)沉积物有机碳的矿化率随温度(10~30℃)的升高而递增。泥炭沼泽和腐殖质沼泽沉积有机碳矿化对温度反应较为敏感,表现出更易被矿化的特性。泥炭沼泽和腐殖质沼泽轻组碳的矿化程度在较低温度(10℃和 15℃)下较低,但随着温度的升高(20~30℃)而逐步提高;而沼泽化草甸轻组碳的矿化与温度变化无明显关系。在较低温度下,冻融交替对湿地有机碳的矿化矿化无明显影响。

References:

[1] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1991, **1** (1): 182~195.

[2] Maltby E, Immirzi P. Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: regional and global perspectives. *Chemosphere*, 1993, **27**: 999~1023.

[3] Roulet Nigel T. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands*, 2000, **20**(4): 605~615.

[4] Charles Andrew Cole, Robert P. Brooks, Denice Heller Wardrop. Assessing the relationship between biomass and soil organic matter in created wetlands in central Pennsylvania, USA. *Ecological Engineering*, 2001, **17**: 423~428.

[5] Mitsch W J. Wetland of the old and new world; ecology and management. In: Mitsch W J ed. *Global wetlands: old world and new*.

Elsevier. Netherlands, 1994

- [6] Chen W L. Vegetation Types, Distribution and Conservation of Wetland of China. In: Chen Yiyu ed. *Study of Wetlands in China*. Changchun: Jilin Sciences and Technology Press, 1995.
- [7] Ma X H, Lu X G, Yang Q, *et al.* Carbon Cycle of A Marsh in Sanjiang Plain. *Scientia Geographica Sinica*, 1996, **16**(4): 323~330.
- [8] Yang Q, Lu X G. Soil Respiration Dynamic of Wetland in Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Soil Science*, 1999, **30**(6): 254~256.
- [9] Song C C, Yan B X, Wang Y S, *et al.* CO₂ and CH₄ dynamic of wetland in Sanjiang. *Chinese Science Bulletin*, 2003, **48**(23): 2473~2477.
- [10] Zhang W J, Wu J S, Xiao H, *et al.* Profile Distribution Characteristic and Accumulation of Organic Carbon in Typical Wetlands in Sanjiang Plain. *Advances in Earth Science*, 2004, **19**(4): 558~563.
- [11] Wu J, O'DONNELL A G. Procedure for the simultaneous analysis of total and radioactive carbon in soil and plant materials. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, **29**: 199~202.
- [12] Janzen H H, Campbell C A, Brandt S A, *et al.* Light-Fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, **56**: 1799~1805.
- [13] Christensen T R, Jonasson S, Callaghan T V, *et al.* On the potential CO₂ release from tundra soils in a changing climate. *Applied Soil Ecology*, 1999, **11**: 127~134.
- [14] Hassink Jan. Decomposition rate constants of size and density fractions of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**: 1631~1635.
- [15] Jenkinson D S. Studies on the decomposition of C-labelled organic matter in soil. *Soil Science*, 1971, **111**: 64~70.
- [16] Saviozzi R, Levi-Minzi R Riffaldi, Vanni G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. *Biol. Fertil. Soils*, 1997, **25**: 401~406.
- [17] Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, *et al.* A study and question on the decomposition rate of organic carbon under upland and submerged soil conditions. *Acta Pedologica Sinica*, 1998, **35**(4): 482~492
- [18] Huang Y, Liu S L, Shen Q R, *et al.* Influence of environmental factors on the decomposition of organic carbon in agricultural soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(6): 709~714.
- [19] Wu J H. Soil organic matter and the dynamic in its turnover, In: He D Y ed. *Soil fertility and fertilization for cultivated in Southern China*. Beijing: Science Press, 1994. 28~62.
- [20] Honeycutt C W, Zibilske L M, Clapham W M. Heat units for describing carbon mineralization and predicting net nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1988, **52**: 1346~1350.
- [21] Mack A R. Biological activity and mineralization of nitrogen in three soils as induced by freezing and drying. *Can. J. Soil Sci.*, 1963, **43**: 316~324.
- [22] Ross D J. Effect of freezing and thawing of some grassland tropsoils on oxygen uptakes and dehydrogenase activities. *Soil Biol. Biochem.*, 1972, **4**: 115~117.
- [23] Niklinska M, Maryanski M, Laskowski R. Effect of temperature on humus respiration rate and nitrogen mineralization; implication for global climate change. *Biogeochemistry*, 1999, **44**: 239~257.

参考文献:

- [6] 陈伟烈. 中国的湿地植被类型、分布及其保护. 见: 陈宜瑜主编. 中国湿地研究. 长春: 吉林科学技术出版社, 1995.
- [7] 马学慧, 吕宪国, 杨青. 三江平原沼泽地碳循环初探. 地理科学, 1996, **16**(4): 323~330.
- [8] 杨青, 吕宪国. 三江平原湿地生态系统土壤呼吸动态变化的初探. 土壤学报, 1999, **30**(6): 254~256.
- [9] 宋长春, 阎百兴, 王跃思, 等. 三江平原沼泽湿地 CO₂ 和 CH₄ 通量及影响因子. 科学通报, 2003, **48**(23): 2473~2477.
- [10] 张文菊, 吴金水, 肖和艾, 等. 三江平原典型湿地剖面有机碳分布特征与积累现状. 地球科学进展, 2004, **19**(4): 558~563.
- [17] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 等. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑. 土壤学报, 1998, **35**(4): 482~492.
- [18] 黄耀, 刘世梁, 沈其荣, 等. 环境因子对农业土壤有机碳分解的影响. 应用生态学报, 2002, **13**(6): 709~714.
- [19] 吴金水. 土壤有机质及其周转动力学. 见: 何电源主编. 中国南方土壤肥力及栽培作物施肥. 北京: 科技出版社, 1994. 28~62.