

水分对湿地沉积物有机碳矿化的影响

张文菊^{1, 2}, 童成立², 杨钙仁², 吴金水^{1, 2*}

(1. 华中农业大学资源环境学院, 湖北 武汉 430070; 2. 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)

摘要:采用室内模拟试验研究了 5 个水分梯度下两种湿地沉积物有机碳的矿化特征。结果表明, 沼泽化草甸有机碳矿化速率在培养 30 d 后基本达到稳定状态。沼泽化草甸有机碳矿化适宜的含水量为 66% WHC 左右, 且达到适宜含水量后, 有机碳的矿化不受含水量增加的影响, 矿化速率基本稳定。泥炭沼泽有机碳在 30% WHC、50% WHC 两个水分梯度下, 培养 30d 后, 分别出现一个大约 100 d 和 60 d 的快速矿化期。泥炭沼泽有机碳矿化的适宜含水量为 30% WHC 左右, 超过适宜含水量后, 其有机碳的矿化对水分变化反应非常敏感, 水分过多明显抑制其有机碳的矿化。水分对两种湿地有机碳矿化影响机制的差异是造成两类湿地生态系统有机碳积累量差异的主要原因之一。研究结果还表明, 泥炭沼泽湿地积水环境的减弱将会加速其有机碳的矿化, 造成湿地有机碳的大量损失。

关键词:水分; 矿化; 有机碳; 湿地

Effects of water on mineralization of organic carbon in sediment from wetlands

ZHANG Wen-Ju^{1, 2}, TONG Cheng-Li², YANG Gai-Ren², WU Jin-Shui^{1, 2} (1. College of Resource and Environment, Huazhong Agriculture University, Wuhan 430070, China; 2. The Key Laboratory of Subtropical Agro-ecology, Institute of Subtropical Agriculture, CAS, Changsha 410125, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(2): 249~253.

Abstract: Wetland ecosystems are under water-rich hydrographical environment and generally accumulate in an abundant amount of organic carbon (C) in their sediment layers. For better understanding the mechanisms in the accumulation of organic C in wetlands, the interactions between water condition and the mineralization of organic C were studied using the sediments of marshy meadow and fen from North China. The sediments were adjusted into 5 gradient of water contents: 24%~146% WHC for the marshy meadow, and 16%~104% WHC for the fen (giving both with comparable moisture conditions from lightly-moisturized to waterlogged) and incubated at 25 C for 130 d.

Results showed that the mineralization rate of organic C in the sediment from the marshy meadow at the 5 gradients of water contents decreased significantly during the early phase (11~30 d), then maintained at steady but lower levels throughout the 130 d incubation period. The accumulative amount of CO₂-C evolved from the sediment during the 130 d incubation increased significantly as water content increased from 24% WHC (lightly-moisturized) to 66% WHC, then decreased slightly as water content increased further to a level over 100% WHC (waterlogged). These results suggest that the mineralization of organic C in the sediment of the marshy meadow was not affected by high water condition. However, interactions between water condition and the mineralization of organic C in the sediment of the fen were more complicated. When incubated under a water content of 16% and 104% WHC, the mineralization rates of organic C in this sediment were generally stable throughout the 130 d incubation period. With 30% and 50% WHC, the mineralization rate increased significantly during the phase between 30 d and 90 d. The accumulative amount of CO₂-C evolved from the sediment of the fen during the 130 d incubation period increased by approximately 4 folds as water content increased from 16% WHC to 30% WHC.

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:2004-05-12; **修订日期:**2004-11-20

作者简介:张文菊(1978~), 女, 湖北孝感人, 博士生, 主要从事土壤与生态环境研究. E-mail: zhwenju@163.com

*** 通讯作者** Author of 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 2004-05-12 **Accepted date** 2004-11-20

Biography: ZHANG Wen-Ju, pH. D. candidate, mainly engaged in environment ecology. E-mail: zhwenju@163.com

However, the accumulative amount of CO₂-C evolved decreased in a large extent as water content increased further. The accumulative amount of CO₂-C evolved over the 130 d at 104%WHC accounted for only 22% of that CO₂-C evolved at 30% WHC. These data propose that the mineralization of organic C in the sediment of the fen (maintained under waterlogged environment) is strongly limited by high water condition. This is suggested to be a fundamental mechanism in the large accumulation of organic C in the sediment of the fen. Data presented also propose that the disappearance of waterlogged environment in peat fen might largely enhance the mineralization of organic C.

Key words: wetland; organic C; mineralization; water content

文章编号: 1000-0933(2005)02-0249-05 中图分类号: Q178.51+3, S153.6, S154.1 文献标识码: A

在湿地生态系统中,水分不仅是维持其生态环境的必要条件,而且也是影响其植物生产力和凋落物分解的关键环境因子之一。一般认为淹水(嫌气条件)条件下,土壤中新鲜有机质的矿化速率低,腐殖化系数较旱地(好气条件)高,从而形成大量有机碳的积累^[1, 2]。但¹⁴C-示踪技术的试验结果对此观点提出了质疑^[3, 4];也有一些砂滤管法的腐解试验结果表明水田与旱作土壤有机质的腐殖化系数和残留量并无明显差异^[5, 6]。湿地生态系统中,有机碳的分解矿化存在好氧和厌氧两种方式。Clymo^[7]在其泥炭模型中将泥炭沉积剖面分为表层的快速好氧分解层和表层以下的缓慢厌氧分解层。据估计,泥炭地每年凋落物的80%~90%是在好氧分解层损失的,输入厌氧分解层的有机碳只占整个植被生产力的10%~20%,但其分解速率也只相当于好氧层的0.1%^[8]。白光润等^[9]的研究结果也表明,积水条件并非泥炭形成和积累的充分条件,相同积水条件下,当空气湿度低,温度高时,有机碳的分解亦很快;而当空气湿度过高,温度较低,使沼泽水中溶氧量减少,好气微生物活动受限制时,才会抑制有机碳的分解。由此可见,含水量对有机碳分解的影响仍是一个值得进一步深入探讨的问题。本研究的主要目的是以天然湿地沉积物为材料,以CO₂-C释放量作为指标,探讨含水量对湿地有机碳矿化的影响。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试材料取自于黑龙江省三江平原的沼泽化草甸和泥炭沼泽湿地表层(0~40 cm)的沉积物。样品采回后用手选法挑去活体根系,部分样品风干、剪碎并过20目筛,其基本性状见表1。

表 1 培养试验样品基本性状

Table 1 Properties of the incubation samples

供试样品 Samples	水文状况 Hydrologic condition	总有机碳 Total organic C (g/kg)	轻组碳 Light fraction organic C (%)	C/N 比 C : N ratio	最大持水量 Water holding capacity (g/kg)
沼泽化草甸沉积物 Sediment in marshy meadow	季节性积水 Seasonal waterlogged	52	14	24	977
泥炭沼泽沉积物 Sediment in fen	常年积水 Perennial Waterlogged	389	77	39	6403

* 最大持水量的单位以烘干基计 The unit of water holding capacity were calculated as oven-dried matter basis

1.2 试验设计

培养试验装置: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,桶的螺旋口处涂上真空密封硅胶,以保持培养瓶的绝对密封性。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,每次换气时鼓风1min。

根据两种湿地沉积物最大持水量的差别(表1),沼泽化草甸沉积物设置24%、43%、66%、95%和146%WHC(最大持水量)共5个水分梯度;泥炭沼泽沉积物设置16%、30%、50%、63%和104%WHC共5个水分梯度,并设置空白对照,每个处理4次重复。培养时将一定质量的沉积物样品(烘干基计,沼泽化草甸沉积物100 g,泥炭沼泽沉积物25 g)装入小烧杯,同时放置一盛有50 ml 1mol/L NaOH(吸收液)的磨口小玻璃瓶以吸收释放的CO₂-C,并在塑料桶底部定期补充少量蒸馏水以维持空气饱和湿度。整个装置在25℃下密闭、恒温、避光培养130d。培养期间,每3d换1次气,前30d每10d更换1次吸收液,后100d每20d换吸收液1次。

1.3 分析方法

有机碳¹⁴C每采用元素分析仪(Vario MAX CN,德国)测定。轻组碳采用比重为1.7的NaI重液分离测定^[10]。吸收的CO₂-C用TOC自动分析仪(Phoenix 8000,美国)测定^[11],测定前将吸收液用无CO₂-C蒸馏水稀释至含碳量20~200μg C/ml。其余

指标采用常规方法^[12]。CO₂-C 释放速率为各个培养时段内平均速率。

2 结果与讨论

2.1 水分对沼泽化草甸有机碳矿化的影响

沼泽化草甸沉积物在培养前期(0~30 d)有机碳矿化速率不稳定,在第一时段(0~10 d)内的矿化速率较高(图 1)。这可能与风干样品重新加水后使微生物在短期内产生的激发效应^[13]有关。在 11~30d,5 个水分梯度下的有机碳矿化速率均存在一定程度下降,30 d 后,处理间差异随着培养时间的延长而减小,有机碳矿化速率基本稳定。这与人人的研究结果基本一致^[4, 14]。

沼泽化草甸在 24%WHC 含水量下,0~130 d CO₂-C 累积矿化量为 15.8±1.1 g/kg C,在设置的 5 个水分梯度中处于最低值(图 2)。说明在这一水分条件下,沼泽化草甸有机碳的矿化受到水分的影响。当含水量提高到 43%WHC 和 66%WHC 时,其 CO₂-C 累积矿化量分别增加了 82.6%和 121%。但当含水量达到 95%WHC 和 146%WHC(淹水状态)时,同期内 CO₂-C 累积矿化量与 66%WHC 含水量下并无明显差异(图 2)。这说明当水分达到一定含水量后,沼泽化草甸有机碳的矿化已不受水分变化的影响,矿化速率基本稳定在一个较高的水平。这与水稻土(人工湿地)CO₂-C 释放量随含水量增加而增加的研究结果存在明显差异^[15]。

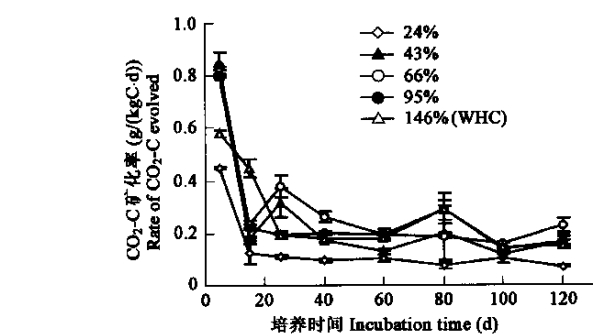


图 1 水分对沼泽化草甸沉积物有机碳矿化速率的影响

Fig. 1 Effects of water on organic C mineralization rate of marshy meadow

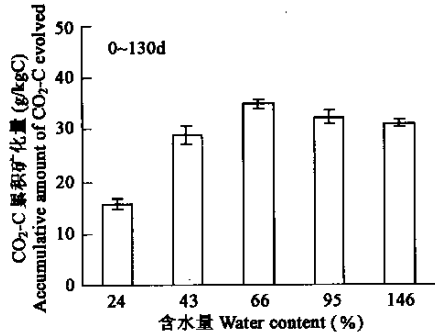


图 2 水分对沼泽化草甸沉积物 CO₂-C 累积矿化量的影响

Fig. 2 Effects of water on the accumulative amount of CO₂-C evolved from marshy meadow

沼泽化草甸有机碳的这种矿化特征可能与其有机碳组成和沉积物本身的特性密切相关。沼泽化草甸沉积物有机碳含量低(表 1),矿物含量相对较高,样品的前处理(风干和碾碎混匀的机械作用)以及风干样品重新加水可能在一定程度上破坏矿物对有机碳的物理性保护作用^[16],促进有机碳的矿化,表现出明显的“激发效应”。此外,沼泽化草甸易分解的轻组碳(比重<1.7)较少,C/N 比也较适中(表 1),培养初期有机碳的矿化速率主要受含水量控制,经过一定时间后,易分解的有机碳组分被微生物利用完,微生物转向利用较难分解的有机碳组分。此时有机碳的矿化速率则是由营养源供应与环境条件共同控制的,处于较低的稳定水平。

2.2 水分对泥炭沼泽有机碳矿化的影响

泥炭沼泽有机碳在 5 个水分梯度下的矿化速率随培养时间变化趋势与沼泽化草甸存在明显差异(图 3)。培养的 0~30 d,有机碳矿化速率比较平稳,16%WHC 和 104%WHC(淹水)处理的有机碳矿化速率均低于 30%WHC、50%WHC 和 63%WHC 处理。这可能是由于泥炭沼泽沉积物有机碳含量高,矿物含量低,大部分是未完全分解的植物残体,样品风干、剪碎和加水过程对有机碳的矿化影响较小^[17],复水对有机碳矿化的“激发效应”不明显。16%WHC、63%WHC 和 104%WHC 处理间的差异随培养时间的延长而减小,且矿化速率基本稳定至培养结束。而 30%WHC 和 50%WHC 在培养 30 d 后出现明显的快速矿化期,其中 30%WHC 处理的快速矿化期延长至培养结束时(共计 100 d);50%WHC 处理的快速矿化期相对较短(约 60d),在培养 90 d 后下降至与 16%WHC、63%WHC 和 104%WHC 3 个水分处理相当的水平。厌氧微生物的生长繁殖可能是培养中期 CO₂-C 释放量增加的原因之一^[18]。这可能与自然条件下该类型湿地长期处于积水环境,适应较低湿度条件下的微生物原有种群数量较少,需要经过一段时间后才能形成有关。

在设置的 5 个水分梯度中,泥炭沼泽沉积物在 30%WHC 含水量下 130 d 的 CO₂-C 累积矿化量最高(94.18±0.6 g/kg C),相当于 16%WHC 水分处理下的 4 倍以上(图 4)。当含水量增加到 50%WHC 和 63%WHC 后,130 d 的 CO₂-C 累积矿化量分别下降了 33.1%和 54.1%,而 104%WHC 条件下 130 d 的 CO₂-C 累积矿化量只相当于 30%WHC 下的 22%。这些结果反映出泥炭沼泽沉积物有机碳的矿化过程对水分变化反应十分敏感,当含水量超过其适宜含水量(30%WHC 左右)后,有机碳的矿化明

显受到水分过多的限制,130 d 内的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积矿化量随着含水量升高(50%WHC~104%WHC)而递减。这不仅说明了常年积水的环境有利于该类型湿地有机碳的积累,也反映出人为干预活动导致积水环境的消失将对湿地的有机碳积累产生严重影响。

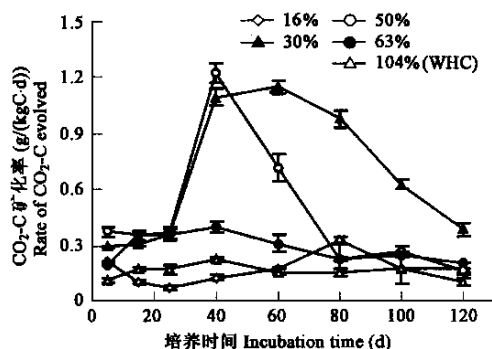


图3 水分对泥炭沼泽沉积物有机碳矿化速率的影响

Fig. 3 Effects of water on organic C mineralization rate of fen

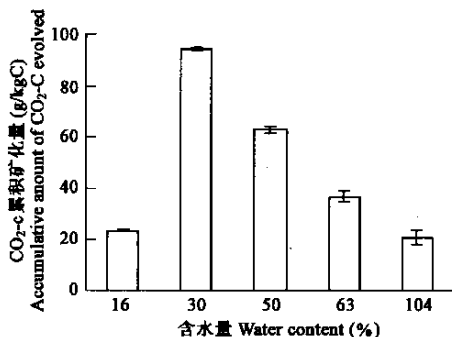


图4 水分对泥炭沼泽沉积物的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 累积矿化量的影响

Fig. 4 Effects of water on the accumulative amount of $\text{CO}_2\text{-C}$ evolved from fen

尽管湿地的积水环境是其有机碳大量积累的必要条件,但水分对湿地有机碳积累的影响机制如何,即含水量与有机碳分解矿化的关系,并未作深入的研究。以往在耕作土壤(包括水田和旱地)及草地的研究表明,土壤有机碳分解矿化最适宜含水量约为45%WHC^①。本研究结果反映了两种湿地沉积物有机碳分解矿化对含水量变化的反应存在两个明显的差异。第一,沼泽化草甸有机碳分解的适宜含水量(66%WHC左右)明显高于耕作土壤;相反,泥炭沼泽有机碳矿化适宜含水量(30%WHC左右)明显低于耕作土壤。第二,沼泽化草甸沉积物水分状况超过适宜含水量后,有机碳的矿化不受水分过多限制,矿化速率基本稳定;而泥炭沼泽沉积物水分状况超过适宜含水量后,其有机碳的矿化对水分过多非常敏感,矿化速率明显下降。这说明水分状况对两类湿地生态系统有机碳积累的影响机制存在明显的差别。造成这一差异的原因可能与两种沉积物中水分的存在状态有关。由于部分有机质含量较高的沉积物中的水是与有机物质结合在一起而形成的结合水^[19],这部分结合水在泥炭沼泽沉积物有机碳矿化过程中的作用机理是一个值得进一步探讨的问题。

三江平原的沼泽化草甸和泥炭沼泽这两类湿地的有机碳积累量存在显著差异,后者单位面积碳储量是前者的4倍以上^[20],除植被生产力和沉积年代可能存在的差异外,水分对两种湿地有机碳分解矿化影响机制的不同可能是造成有机碳积累量差异的主要原因。沼泽化草甸湿地生态系统的显著特征是季节性积水,即其沉积物剖面一直处于枯水季节水分不饱和的湿润状态(低于最大持水量,但含水量一般超过66%WHC)或积水时的淹水状态。研究表明,在处于水分不饱和的湿润状态和淹水状态下,沼泽化草甸有机碳的分解矿化不受水分限制,矿化较快,因而其沉积物中有机碳积累少。而泥炭沼泽湿地生态系统处于常年积水状态,淹水条件下的植物残体分解矿化非常缓慢。很显然,这是导致泥炭沼泽有机碳大量积累的主要原因之一。本研究结果不仅为这一观点提供了充分的证据,而且也说明,积水环境减弱或排水疏干等干扰措施将大大加快常年积水沼泽湿地有机碳的分解矿化,导致湿地碳库的大量损失,这必将对大气 CO_2 的浓度产生重要影响。

3 结论

湿地有机碳矿化对含水量变化反应的差异是影响其有机碳积累量的重要环境机制之一。沼泽化草甸有机碳矿化的适宜含水量(66%WHC左右)相对较高,且超过这一含水量时,有机碳矿化对含水量变化不敏感,有机碳矿化稳定在较高水平,自然条件下的沼泽化草甸无论是处于枯水季节的湿润状态还是积水时期的淹水状态,每年输入的有机碳的矿化都较快,积累少。泥炭沼泽有机碳矿化的适宜含水量相对较低(30%WHC左右),有机碳矿化速率对含水量变化反应敏感,水分过多明显抑制其有机碳的矿化。在自然条件下常年淹水的泥炭沼泽中,每年输入的有机碳矿化缓慢,未完全分解的植物残体逐年堆积,从而形成有机碳的大量累积。而泥炭沼泽常年积水的水文状况一旦改变,将会导致其有机碳的大量损失,对大气 CO_2 浓度产生重要影响。

References:

- [1] Stevenson F J. *Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley & Sons, 1986. 1~44.
- [2] Xu X C, Zhang J H, Tong G L. Study on decomposition of organic matter in different soils. *Chinese Journal of Soil Science*, 1999, 1985,

① Wu, J., The turnover of Organic C in soil. Ph. D thesis, University of Reading, U. K., 1991

16(1): 21~26.

- [3] Neue H U. A holistic view of the chemistry of flooded soils in soil management for sustainable rice production in the tropic. *IBSRAM Monograph*, 1988, (2): 5~32.
- [4] 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.
- [5] Lin X X, Wen Q X. Effects of straw utility on soil fertility. In: *Prospect and Actuality of Soil Science in China*. Nanjing: Jiangsu Scientific & Technological Press, 1991. 122~131.
- [6] Che Y P, Lin X X. Decomposition and accumulation of organic matter in Chao soil. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 1995, **9**(2): 95~101.
- [7] Clymo R S. Models of peat growth. *Suo.*, 1992, **43**: 127~136.
- [8] Frolking S, N T Roult, T R Moore, *et al.* Modeling Northern Peatland decomposition and Peat accumulation. *Ecosystems*, 2001, (4): 479~498.
- [9] Bai G R, Wang S Z, Leng X T, *et al.* Bio-environmental mechanism of herbaceous peat forming. *Acta Geographica Sinica*, 1999, **54**(3): 247~254.
- [10] Janzen H H, Campbell C A, Brandt S A. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, **56**: 1799~1806.
- [11] Wu J, O'Donnell A G. Procedure for the simultaneous analysis of total and radioactive carbon in soil and plant materials. *Soil Biology & Biochemistry*, 1997, **29**(2): 199~202.
- [12] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science. *Physical and Chemical Analysis Methods of Soils*. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978.
- [13] Sparling G P, Speir T W, Whale K N. Changes in microbial biomass C, ATP content, soil phospho-monoesterase and phospho-diesterase activity following air-drying of soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 1985, **18**: 363~370.
- [14] 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.
- [15] Cai Z C, Mosier A R. Inference of soil moisture on the CH₄ oxidation and emission of N₂O and CO₂. *Soil Journal*, 1999, (6): 289~298.
- [16] Wu J S. Soil organic matter and its kinetics of turnover. In: He Dian-yuan, ed. *Soil fertility in South China and fertilization of plant cultivation*. Beijing: Science Press, 1994. 28~62.
- [17] Vestergaard P, Rønn R, Christensen S. Reduced particle size of plant material does not stimulate decomposition, but affects the microbivorous microfauna. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, **33**: 1805~1810.
- [18] Cai Z C. Effects of water regime on CO₂, CH₄ and N₂O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, **36**(4): 484~490.
- [19] Christensen B E, Characklic W G. Physical and chemical properties of biofilms. In: Characklis W G, Marshal K C, eds. *Biofilms*. New York: John Wiley & Sons Inc., 1990. 93~130.
- [20] Zhang W J, Wu J S, Xiao H A, *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.

参考文献:

- [2] 须湘成, 张继宏, 佟国良, 等. 有机物料在不同土壤中腐解残留率研究. *土壤通报*, 1985, **16**(1): 21~26.
- [4] 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.
- [5] 林心雄, 文启孝. 秸秆利用对土壤肥力影响. 见: 中国土壤科学的现状与展望. 南京: 江苏科技出版社, 1991. 122~131.
- [6] 车玉萍, 林心雄. 潮土中有机物质的分解与腐殖质积累. *核农学报*, 1995, **9**(2): 95~101.
- [9] 白光润, 王升忠, 冷雪天, 等. 草本泥炭形成的生物环境机制. *地理学报*, 1999, **54**(3): 247~254.
- [12] 中国科学院南京土壤研究所. *土壤理化分析*. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [14] 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.
- [15] 蔡祖聪, Mosier A R. 土壤水分状况对 CH₄ 氧化、N₂O 和 CO₂ 排放的影响. *土壤*, 1999, (6): 289~298.
- [16] 吴金水, 土壤有机质及其周转动力学. 见: 何电源主编. 中国南方土壤肥力与作物栽培施肥. 北京: 科学出版社, 1994. 28~62.
- [18] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响. *土壤学报*, 1999, **36**(4): 484~490.
- [20] 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.