

中文核心期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址: http://www.aes.org.cn

水分状况及温度对长江漫滩沉积物温室气体排放的影响:以南京绿水湾湿地为例

张丹奕, 刘艺轩, 周旭东, 唐珍妮, 于志国

引用本文:

张丹奕, 刘艺轩, 周旭东, 唐珍妮, 于志国. 水分状况及温度对长江漫滩沉积物温室气体排放的影响:以南京绿水湾湿地为例[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(10): 2358-2370.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1212

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响

李平,魏玮,郎漫

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 1124-1132 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1377

生物基包膜抑制型尿素对土壤温室气体排放及小青菜产量的影响

刘楚桐, 陈松岭, 邹洪涛, 叶旭红, 陈春羽, 雷洋, 张玉龙

农业环境科学学报. 2021, 40(3): 677-684 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0658

种植年限对京郊设施菜地温室气体排放的影响

王学霞, 张磊, 张卫东, 倪小会, 王甲辰, 曹兵, 刘东生

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1601-1610 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1276

厢作免耕下生态种养对稻田CH4和N2O排放的影响

陈璐, 陈灿, 黄璜, 任勃, 王忍, 梁玉刚, 周晶

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1354-1365 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0015

有机无机肥配施对苹果园温室气体排放的影响

马艳婷, 赵志远, 冯天宇, SOMPOUVISETThongsouk, 孔旭, 翟丙年, 赵政阳 农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2039–2048 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1477



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

Journal of Agro-Environment Science

张丹奕, 刘艺轩, 周旭东, 等. 水分状况及温度对长江漫滩沉积物温室气体排放的影响: 以南京绿水湾湿地为例[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42 (10): 2358-2370.

ZHANG D Y, LIU Y X, ZHOU X D, et al. Effects of moisture content and temperature on greenhouse gas emission from sediments in the Yangtze River floodplain; a case study of the Nanjing Lyshuiwan Wetland[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(10): 2358-2370.

水分状况及温度对长江漫滩沉积物温室 气体排放的影响:以南京绿水湾湿地为例

张丹奕1,2, 刘艺轩1,2, 周旭东3, 唐珍妮1,2, 于志国1,2*

(1.南京信息工程大学水文与水资源工程学院,南京 210044; 2.水利部水文气象灾害机理与预警重点实验室,南京 210044; 3.南 京水利科学研究院,南京 210000)

要: 为探究水文波动和气候变暖对河流漫滩温室气体排放的影响,选取南京长江绿水湾湿地漫滩表层 0~15 cm 沉积物为实验 对象,利用三维荧光光谱(3D-EEMs)等技术,结合室内培养实验,研究了2种水分状况(淹水和半淹水)和4种温度(5、15、20、 30 ℃)下二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)排放规律。结果表明:累积CO₂排放量随温度及水分含量升高而升高,温度 敏感系数 (O_0) 随温度升高而降低;淹水30 ℃处理下 CO_2 排放速率在培养25 d后受到抑制而逐渐下降。淹水 CH_4 累积排放量显著 高于半淹水,且随温度升高而增加。淹水显著降低了沉积物净硝化速率,5 ℃半淹水 N₂O 累积排放量显著高于淹水,但 30 ℃淹水 N₂O 累积排放显著高于半淹水。增温有利于加快淹水上覆水溶解性有机质(DOM)的腐殖化进程。研究表明,温度上升、水分含量 增加均将导致沉积物排放的温室气体增温潜势(GWP)提高。

关键词:水分状况;温度;温室气体;长江漫滩;沉积物;溶解性有机质;增温潜势

中图分类号:X143 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)10-2358-13 doi:10.11654/jaes.2022-1212

Effects of moisture content and temperature on greenhouse gas emission from sediments in the Yangtze River floodplain: a case study of the Nanjing Lyshuiwan Wetland

ZHANG Danyi^{1,2}, LIU Yixuan^{1,2}, ZHOU Xudong³, TANG Zhenni^{1,2}, YU Zhiguo^{1,2*}

(1. School of Hydrology and Water Resources, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2. Key Laboratory of Hydrometeorological Disaster Mechanism and Warning of Ministry of Water Resources, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 3. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210000, China)

Abstract: This study was conducted to explore the influence of hydrological fluctuations and global warming on the emission of greenhouse gases (GHGs) from river floodplains. Surface sediments (0-15 cm) from the Yangtze River floodplain within the Nanjing Lyshuiwan Wetland were collected, and an incubation experiment was conducted using two soil moisture levels (flooding and semi-flooding) and four temperature levels (5, 15, 20 °C, and 30 °C). Three-dimensional fluorescence spectroscopy (3D-EEMs) and other methods were employed to assess the emission patterns of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O) under the various conditions. The results showed that cumulative CO2 emission increased with increasing temperature and moisture content, and it showed a reciprocal result with the temperature sensitivity index (Q_{10}) . However, CO₂ emission in the 30 °C treatment under flooding conditions was lower for 25 days of incubation and then gradually decreased. Similarly, cumulative CH4 emission was significantly higher under flooding than under semi-

收稿日期:2022-11-26 录用日期:2023-03-03

作者简介:张丹奕(1998—),女,四川乐山人,硕士研究生,主要从事生态水文和生态气象研究。E-mail:zhangdanyi@nuist.edu.cn

^{*}通信作者: 于志国 E-mail: yuzhiguoiae@gmail.com

基金项目:国家自然科学基金项目(41877337)

flooding conditions, and it showed a positive correlation with temperature. The net nitrification rates of sediment were significantly reduced under flooding conditions, although the cumulative emission of N2O at 5 °C was significantly higher in the semi-flooding than that in the flooding treatments; however, at 30 °C, the cumulative emission of N2O was significantly higher in the flooding treatment. The findings of this study confirm that warming plays a crucial role to accelerates the humification process of overlying water-dissolved organic matter (DOM) under flooding conditions. The results indicate that warming and increased moisture will lead to an increase in the global warming potential (GWP) of GHGs emitted by sediments.

Keywords: moisture content; temperature; greenhouse gases (GHGs); Yangtze River floodplain; sediments; dissolved organic matter (DOM); global warming potential(GWP)

二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)是 大气中重要的3种温室气体,其在大气中浓度增加是 导致全球变暖的重要原因之一門。河漫滩是水陆生 态系统的交错地带,是重要的湿地生态系统类型之 一,可通过沉积物-水体界面向大气排放CO₂、CH₄和 N₂O等温室气体[2],受水文波动、气候变化等多重因素 影响,其温室气体排放规律及影响因素尚不清楚。

水分决定了微生物合成和分解代谢的氧化还原 条件[2],研究表明,淹水条件下产甲烷菌活性较强,有 利于CH4排放[3],而减弱CO2排放,CO2排放量仅为好 氧条件的80%[4];同时,水分状况会影响微生物的硝化 作用和反硝化作用过程,进而影响沉积物 N₂O 的排 放[5-6]。在一定范围内,水分含量与硝化速率及N₂O排 放成正比,当水分含量大于某一阈值时,硝化速率被 抑制的同时反硝化速率显著增加[7-8]。

温度是沉积物中温室气体产生和排放的重要驱 动因子,可通过影响微生物活性以及其在水中的溶解 度,进而影响其排放速率。研究表明,升温可促进电 子受体的氧化还原作用,降低气体在水中的溶解,从 而加快沉积物有机质分解,进而增加CO₂、CH₄、N₂O等 温室气体排放[9-10]。此外,温度还会影响反硝化细菌 群落结构组成,进而控制硝化与反硝化作用的强 度[11],影响 N₂O排放通量。

溶解性有机质(DOM)是水生生态系统有机组分 的重要组成,是微生物产能代谢的重要原料,与沉积 物温室气体产排密切相关[12]。三维荧光光谱技术 (3D-EEMs)可基于有机质的组分峰团等信息,确定 DOM 的荧光特性和来源。已有研究证实, DOM 与温 室气体排放之间联系紧密,如Zhou等凹的研究发现外 源 DOM 的输入和降解会导致太湖溶解性 CH4浓度的 增高, Amaral等[14]通过对西班牙Guadalete河的温室气 体排放研究发现CO2、CH4、N2O溶存浓度及排放与河 口 DOM 组成有关,因此,3D-EEMs技术是目前定量探 讨DOM对温室气体排放影响行之有效的方法。

现有研究主要关注河口海岸沉积物温室气体排

放通量观测[15-16]、产生机制[17,18]及影响因素[19-20]等。 Burgos等[17]发现西班牙南部海岸沉积物中反硝化作 用是N2O生成的主要过程;Stadmark等[19]的研究表明 温度、硝酸盐、季节是影响沉积物温室气体排放的重 要因素。国内学者在该领域的研究主要包括闽江河 口[21]、崇明东滩[20]、盐城滨海湿地[16]等,而关于长江漫 滩沉积物温室气体排放及影响机制的研究鲜有报道。

本研究将采集的长江中下游南京绿水湾湿地漫 滩的表层沉积物样品分别在不同水分状况和温度条 件下进行培养,通过3D-EEMs技术确定DOM组分特 征,阐明不同水分状况及温度下漫滩沉积物温室气体 排放特征和影响因素,探讨漫滩沉积物温室气体排放 与 DOM 特征之间的内在联系,以期为河流生态系统 碳排放核算提供重要理论依据。

材料与方法

1.1 研究区概况

选取南京绿水湾湿地(32°03′N,118°40′E)为 代表进行样品采集。绿水湾湿地位于南京市江北新 区沿江区域,总面积约为18.79 km²,长度约为14.1 km^[22],是长江中下游典型江滩湿地之一,受人为干扰 较少,是南京市重要生态屏障。湿地漫滩由长江泥沙 淤积而成,土质肥沃松软。该地区属于亚热带季风气 候,四季分明,冬夏温差显著,雨水充沛。春、夏、秋、 冬季平均气温分别为16.5、27.5、18.3、5.4 ℃,年平均 气温为 16.9 ℃。年平均降水量为 1 090.4 mm, 降水主 要集中在夏季,冬季降水较少。

1.2 样品采集

沉积物样品于2022年3月3日在研究区内的长 江漫滩上随机选择5处采样点采集获得,采样位置如 图1所示。表层沉积物中生物地球化学反应相较于 底层沉积物更为活跃,因此采用五点取样法采集表层 (0~15 cm)沉积物样品,装入聚乙烯自封袋,冷藏保 存,尽快运回实验室。将沉积物样品混合均匀后在避 光阴凉处自然风干,剔除植物根茎等杂质后,过2 mm **次业环境科学学报 第42卷第10期**

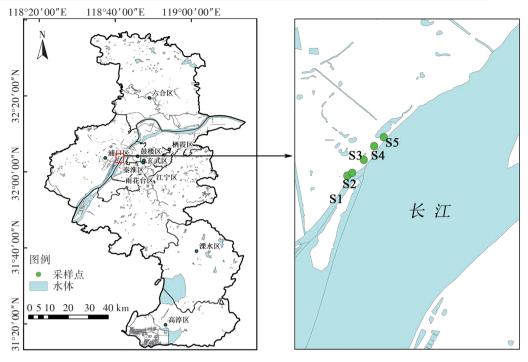


图1 研究区域及采样点位置

Figure 1 Locations of the study area and sampling sites

筛,用于培养实验,剩余部分于4℃冰柜保存备用。

培养前沉积物的理化性质: pH值为8.20,有机质含量为48.84 g·kg⁻¹,全碳(C)含量为24.41 g·kg⁻¹,DOC含量为50.60 mg·kg⁻¹,可溶性无机碳(DIC)含量为164.02 mg·kg⁻¹,全氮(N)含量为1.14 g·kg⁻¹,硝态氮(NO₃-N)含量为2.11 mg·kg⁻¹,氨氮(NH₄-N)含量为0.53 mg·kg⁻¹,用间最大持水量(WHC)为37.2%。

1.3 培养实验

根据研究区气候特点及原状沉积物水分状况,实验设置2种水分处理,即淹水(>100%WHC,过饱和)和半淹水(100%WHC,饱和),分别可近似代表雨水充沛的丰水期和雨水较少的枯水期;根据研究区各季节及年均温,设置5、15、20、30°4个温度处理。实验共8组处理,培养时间为68d。每组处理均设置4个重复,其中2个重复用于测定气体排放通量,其余用于测定上覆水及沉积物参数和气体排放通量。称取100.0g风干沉积物置于250mLGL45瓶中,淹水组加入150mL去离子水(上覆水深度约为3cm),半淹水组加入去离子水调节水分至100%WHC。瓶口覆盖PM996封口膜,在封口膜上均匀扎若干小孔以保持培养瓶内与外界大气连通。实验开始前,将培养瓶置于25°C培养箱中预培养5d,使沉积物中的微生物恢复活性。预培养结束后,培养瓶分别放置在对应温

度的恒温培养箱中避光培养,通过称质量的方法保持 瓶内水分恒定。

在培养后第1、6、11、18、25、32、39、46、53天采集气样、水样及沉积物样品,在第60天和第68天仅采集气样。采集气体样品前,将培养瓶上的封口膜取下并扰动瓶口空气,使瓶内外气体浓度一致。盖上橡胶塞,利用带有三通阀的注射器反复抽推3次将瓶内气体搅匀后,抽取10 mL气体样品注入预先抽好真空的取气瓶中,作为样品的初始浓度。取气结束后将培养瓶放回培养箱中,24 h后按照上述步骤再次抽取10 mL气体样品,通过前后气体浓度差计算气体排放速率和累积排放量。使用无菌勺取培养瓶内沉积物1.5 g用于测定DOC、DIC、总氮(TN)、NO5-N含量及DOM光谱数据。用带有一次性针头的注射器采集淹水组上覆水10 mL过0.45 μm滤膜用于DOM光谱测定。

1.4 样品分析

CO₂、CH₄、N₂O浓度使用气相色谱仪(GC, Agilent 7890B, 美国)测定。沉积物中元素含量使用元素分析仪(Vario MACRO cube, 德国)测定,有机质含量采用灼烧法^[23]测定,pH值使用pH计(Sartorius PB-10, 德国)测定。淹水组上覆水溶解氧(DO)浓度使用WTW 多参数测量仪(Multi 3630 IDS, 德国)测定。沉积物样品利用水提法^[24]提取后使用TOC分析仪(Shi-

madzu TOC-L, 日本)测定 DOC、DIC含量。沉积物 TN、NO;-N、NH;-N含量通过1 mol·L-1 KCl浸提[25]后 测定,其中TN含量使用TOC分析仪测定,NO3-N使用 紫外分光光度法[26]测定,NH2-N通过纳氏试剂比色 法[27]测定。沉积物有机质碳氮比(C/N)为DOC含量 与TN含量的比值。使用荧光光谱仪(Agilent Cary Eclipse,美国)测定沉积物经水提法得到的滤液以及 上覆水 DOM 的 3D-EEMs 信息并结合平行因子分析 (PARAFAC)对组分进行解析。

1.5 数据分析

沉积物 CO2、CH4、N2O 累积排放速率计算公式 为^[28]。

$$F = \frac{M}{V_0} \times \frac{V}{m} \times \frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t} \times \frac{T_0}{T} \tag{1}$$

式中:F为气体排放速率,CO2为mg·kg⁻¹·d⁻¹,CH4、N2O 为 ug·kg⁻¹·d⁻¹; M 为气体摩尔质量, g·mol⁻¹; V₀为标准 状态下的气体摩尔体积,22.4 L·mol⁻¹; V 为培养瓶内 气体所占的有效体积, m^3 ;m为土壤质量,kg; $\frac{dc}{dt}$ 为单 位时间瓶内气体浓度变化量,CO2为10⁻⁶·d⁻¹,CH4、 N_2O 为 $10^{-9} \cdot d^{-1}$; T_0 为标准状态下气体的绝对温度, K; T为培养温度、K。

沉积物 CO2、CH4、N2O 累积排放量计算公式为[28]:

$$F_{\mathbb{R}\mathbb{R}} = \sum_{i=1}^{n} (F_i \times D_i) \tag{2}$$

式中: F_{RR} 表示气体累积排放量, CO_2 为 $mg \cdot kg^{-1}$, CH_4 、 N_2O 为 $\mu g \cdot k g^{-1}$; F_i 表示相邻两次取样的气体平均排放 速率,CO₂为mg·kg⁻¹·d⁻¹,CH₄、N₂O为 μg·kg⁻¹·d⁻¹;D_i表 示采样间隔时间,d;n表示采样次数。

温度敏感系数 (O_{10}) 表示温度每上升10 ℃时,土 壤呼吸速率相对变化的比例,其计算公式为[29]:

$$Q_{10} = \left(\frac{C_h}{C_l}\right)^{\frac{10}{T_h - T_l}} \tag{3}$$

式中: T_h 和 T_l 分别表示较高温度和较低温度, \mathbb{C} ; C_h 和 C_t 分别为在 T_h 和 T_t 时的土壤呼吸累积量(CO₂排放累 积量),mg·kg⁻¹。

沉积物净硝化速率计算公式为^[8]:

$$n = \frac{N_t - N_0}{t} \tag{4}$$

式中:n为净硝化速率, $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$;t为培养时间,d;N为沉积物硝态氮含量,mg·kg⁻¹。

全球增温潜势(GWP)计算公式为[30]:

$$GWP = F_{CO_2} + F_{CH_4} \times 28 + F_{N_2O} \times 265$$
 (5)

式中: GWP为CO2、CH4、N2O3种温室气体的全球增温

潜势, mg CO₂e·kg⁻¹; F_{CO2}、F_{CH4}、F_{N,O}分别为CO2、CH4、 N₂O的累积排放量,mg·kg⁻¹。

使用ArcGIS 10.2绘制采样点位置图,利用MAT-LAB R2021b 中的 PARAFAC 处理 DOM 光谱数据;使 用 Origin Pro2022b 进行单因素 ANOVA 方差分析(P< 0.05表示显著差异)并绘图。图表中数据为平均值± 标准差。

结果与分析

2.1 不同水分状况及温度下沉积物温室气体排放特征

从CO₂排放情况来看,在淹水条件下,温度升高 促进CO₂累积排放量的快速增加,但30℃处理组在培 养第25天后排放速率逐渐降低(图2a),这与沉积物 中易分解的有效碳含量减少有关。培养结束时,淹水 条件下5、15、20、30 ℃处理组CO2累积排放量分别为 37.40、125.37、129.99、97.56 mg·kg⁻¹。在半淹水条件 下 $,CO_2$ 累积排放量随温度升高而增加(图 2b)。培养 结束时,半淹水条件下5、15、20、30℃处理组的CO2累 积排放量分别为12.98、43.71、62.35、101.63 mg·kg⁻¹。 由于在半淹水条件下有效碳消耗比淹水条件下更缓 慢,因此该水分条件下30℃处理组并未出现培养后 期有效碳不足而导致 CO₂排放受到抑制的现象,最终 累积排放量高于30℃淹水处理组。总体而言,淹水 显著促进了 CO_2 的排放(P<0.05),除30℃处理组外, 其余温度处理组在半淹水条件下CO2累积排放量仅 为淹水条件下的35%~48%。

如表1所示,不同水分状况及温度下微生物呼吸 温度敏感系数 Q_{10} 差异较大,其中 T_1 、 T_2 、 T_3 分别表示 5 ℃与 15 ℃、15 ℃与 20 ℃以及 20 ℃与 30 ℃的温差,

表1 不同水分状况及温度条件下沉积物微生物 呼吸温度敏感系数 010

Table 1 Sediment microbial respiratory temperature sensitivity coefficient O_{10} under different moisture contents and temperatures

水分状况 Moisture content	T_1Q_{10}	T_2Q_{10}	T_3Q_{10}
淹水 Flooding	5.87±1.36Aa	1.93±0.96Ab	1.73±0.36Ab
半淹水 Semi-flooding	2.32±0.47Ba	1.98±0.44Aa	$1.52 \pm 0.08 \mathrm{Ab}$

注: T₁指5℃与15℃的温差, T₂指15℃与20℃的温差, T₃指20℃ 与30℃的温差;不同大写字母表示不同水分状况间差异显著,不同小 写字母表示不同温度间差异显著(P<0.05)。下同。

Note: T_1 refers to the temperature difference between 5 °C and 15 °C, T_2 refers to the temperature difference between 15 °C and 20 °C, and T_3 refers to the temperature difference between 20 °C and 30°C. Different uppercase letters indicate significant differences for different moisture contents, and different lowercase letters indicate significant differences for different temperatures (P<0.05). The same below.

2362 农业环境科学学报 第42卷第10期

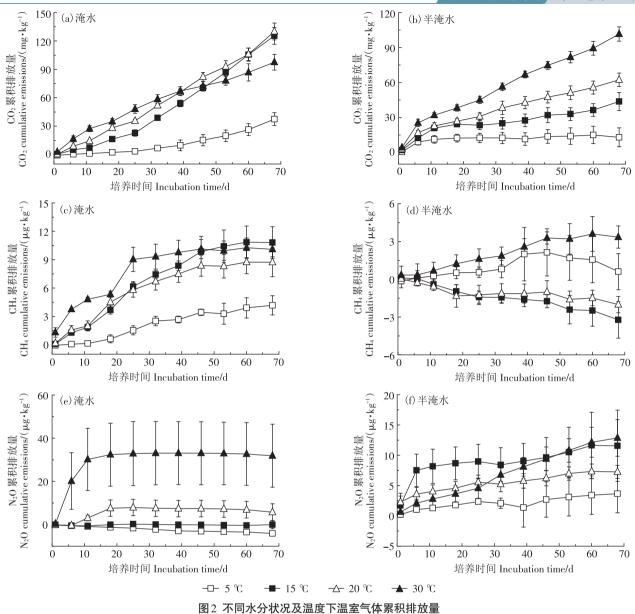


Figure 2 Greenhouse gas cumulative emissions under different moisture contents and temperature

 T_1Q_{10} 、 T_2Q_{10} 、 T_3Q_{10} 分别表示相应温差下的 Q_{10} 。淹水条件下, T_1Q_{10} 显著大于 T_2Q_{10} 和 T_3Q_{10} (P<0.05)。半淹水条件下, T_1Q_{10} 和 T_2Q_{10} 显著高于 T_3Q_{10} (P<0.05)。总体而言, Q_{10} 随温度升高而减小。相同温度梯度中,淹水条件下 T_1Q_{10} 显著大于半淹水条件(P<0.05), T_2Q_{10} 和 T_3Q_{10} 下无显著差异。

从 CH4排放情况来看,淹水条件下,各温度处理组累积排放量均为先上升后趋于平稳(图 2c)。淹水条件下环境温度越高, CH4累积排放量趋于平稳的时间越早,30、20、15℃处理组 CH4累积排放量分别在培养第 25、46 天和第 60 天开始趋于平稳。培养结束时,淹水条件下 5、15、20、30 ℃处理组的 CH4累积排放量

分别为 4.17、10.82、8.72、10.09 $\mu g \cdot k g^{-1}$ 。 15 ℃处理组由于排放速率相对较高且趋于稳定时间最晚,因此最终 CH_4 累积排放最高。半淹水条件下,5 ℃和 30 ℃处理组表现为 CH_4 期放,15 ℃和 20 ℃处理组表现为 CH_4 吸收(图 2d)。培养结束时,30 ℃处理组 CH_4 累积排放量(3.35 $\mu g \cdot k g^{-1}$)显著高于 5 ℃处理组(0.61 $\mu g \cdot k g^{-1}$)(P < 0.05),15、20 ℃处理组累积排放量分别为-3.22 $\mu g \cdot k g^{-1}$ 和-2.01 $\mu g \cdot k g^{-1}$ 。淹水促进沉积物中 CH_4 的排放,相同温度环境下半淹水处理组的 CH_4 排放量显著低于淹水处理组(P < 0.05)。

从 N₂O 排放情况来看,淹水条件下,20 ℃和 30 ℃ 处理组累积排放量呈现先上升再平稳后轻微下降的

变化趋势,15 ℃处理组几乎无明显变化趋势,5 ℃处 理组呈现轻微下降趋势(图 2e)。培养结束时,5、15、 20、30 ℃处理组 N₂O 累积排放量分别为-4.08、-0.04、 5.78、31.90 μg·kg⁻¹,温度升高显著促进了 N₂O 的排放 (P<0.05)。半淹水条件下,培养前期,15 ℃处理组 N₂O排放量最高,5℃处理组排放量最低(图 2f)。随 着培养时间变化,30 ℃处理组 N₂O 排放速率逐渐上 升,最终累积排放量超过15℃处理组。培养结束时, 5、15、20、30 ℃处理组 N₂O 累积排放量依次为 3.66、 11.57、7.25、12.86 µg·kg⁻¹。此外,30 ℃处理组在淹水 情况下 N₂O 累积排放量显著大于半淹水条件,但5 ℃ 和15 ℃处理组在半淹水条件下N2O排放量显著大于 淹水条件(P<0.05)。

2.2 不同水分状况及温度下沉积物理化性质变化特征

培养过程中淹水条件下沉积物DOC平均含量为 39.80 mg·kg⁻¹,小于半淹水条件下的 DOC 平均含量 (43.19 mg·kg⁻¹)(图 3a),这表明淹水条件更有利于 DOC 分解。从温度来看,两种水分状况下5℃处理组DOC 平均含量均为最高,这说明5℃环境下DOC分解程度 相对较低。淹水条件下沉积物 DIC 平均含量(164.60 mg·kg⁻¹)显著大于半淹水条件(128.10 mg·kg⁻¹)(P< 0.05,图3b)。淹水条件下DOC平均含量低于半淹水条 件,但DIC平均含量高于半淹水条件,这表明淹水处理 组中DOC分解矿化程度更高,导致大量DOC转化为 DIC或生成CO₂、CH₄等含碳温室气体释放到空气中。

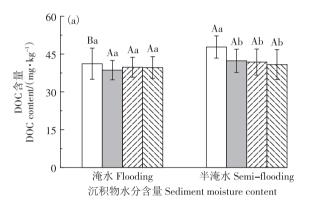
整个培养期间,淹水条件下平均净硝化速率随温 度上升而上升(图 3c),30 ℃处理组净硝化速率为 0.43 mg·kg⁻¹·d⁻¹,显著高于淹水条件下其余温度处理 组(P<0.05)。半淹水条件下,净硝化速率显著高于淹 水条件(P<0.05),其中20 ℃处理组净硝化速率最高, 为 2.17 mg·kg⁻¹·d⁻¹; 其次是 30 ℃和 15 ℃处理组, 分别 为 1.68、1.46 mg·kg⁻¹·d⁻¹; 5 ℃处理组净硝化速率最 低,为0.36 mg·kg⁻¹·d⁻¹。

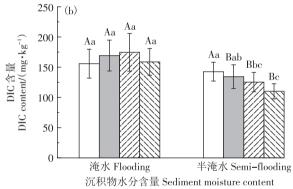
淹水条件与半淹水条件下沉积物有机质 C/N 存 在不同的变化趋势(图4)。淹水条件下,培养前期各 温度处理组 C/N 呈波动状变化,5 ℃处理组 C/N 最高 (图 4a)。培养第 25 天时, 30 ℃处理组 C/N 为 1.55, 达 到最低,之后开始逐渐上升,这表明其有机质分解速 率开始下降,这与该处理组CO₂排放速率变化一致。 半淹水条件下,各温度处理组 C/N 均呈现下降趋势, 各组间存在 C/N 随温度升高而降低的变化特征(图 4b)。5 ℃处理组 C/N 平均值为 1.89, 显著高于其余温 度处理组(P<0.05)。这表明温度升高导致 C/N 降低,

有机质分解程度增大,这与CO₂累积排放量变化规律 较为一致。

2.3 不同水分状况及温度下上覆水及沉积物 DOM 荧 光组分特征

上覆水及沉积物 DOM 组分解析结果如图 5 所 示。其中C1组分主要为富里酸类疏水性物质(图 5a),属于陆生腐殖质成分;C1组分存在两个明显激 发波长(Ex),分别位于235 nm和325 nm处,最大发射 波长(Em)位于424 nm(图5d)。C2组分主要为酪氨酸 类物质和蛋白质等微生物副产物(图5b),是微生物的





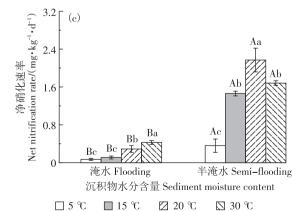


图3 不同水分状况及温度下沉积物中 DOC 平均含量、DIC 平 均含量及平均净硝化速率

Figure 3 Average DOC, DIC and net nitrification rate in sediments under different moisture contents and temperatures

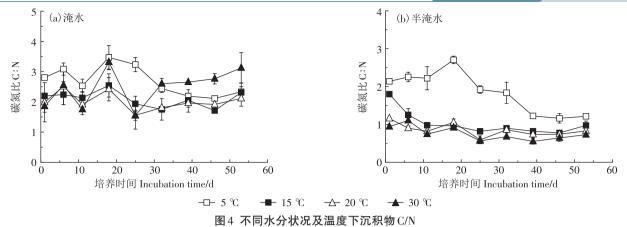


Figure 4 C/N in sediments under different moisture contents and temperatures

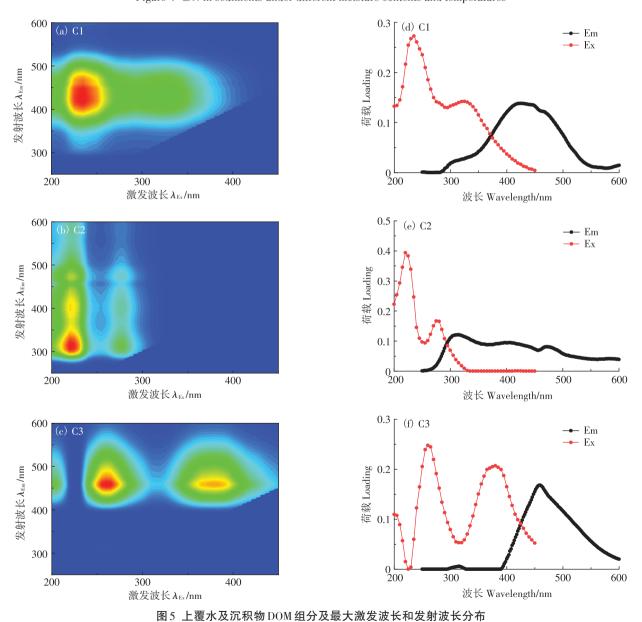


Figure 5 DOM fluorescence components of overlying water and sediment and maximum excitation wavelength and emission wavelength distribution

产能代谢原料; C2组分在220 nm 和275 nm 处存在两 个明显激发波长,其最大发射波长位于314 nm(图 5e)。C3组分主要为胡敏酸类亲水性物质(图5c),一 般通过陆源植物降解及人类活动产生,也属于腐殖质 成分;C3组分两个明显激发波长分别位于260 nm和 380 nm处,最大发射波长位于458 nm处(图5f)。

不同温度环境下淹水处理组上覆水DOM组分相 对丰度随着培养时间增加有明显变化(图6)。4种温 度环境下上覆水DOM组分相对丰度具有相似的变化 趋势,即随着培养时间的增加,C1组分相对丰度不断 上升,C2组分不断下降,C3组分较为稳定。这可能是 由于在培养初期,腐殖质含量相对较低,上覆水中 DOM 组分以酪氨酸和蛋白质等微生物副产物为主; 随着培养时间的延长,沉积物 DOM 不断腐殖化,微生 物在腐殖化过程中降解酪氨酸、蛋白质等组分,产生 高分子量的腐殖质,导致富里酸类物质增多。温度升 高则有利于加快 DOM 的腐殖化进程,从而促进温室 气体排放。水分状况对沉积物 DOM 组成影响较小, 淹水及半淹水条件下沉积物 DOM 组分在不同温度环 境中相对丰度变化规律相似,即C1组分相对丰度最

高,其次是C3组分,C2组分相对丰度最低。

2.4 不同水分状况及温度下沉积物温室气体排放的 全球增温潜势

利用培养结束时各处理组的3种温室气体累积 排放量计算得到其GWP,结果如表2所示。淹水条件 下,温度从5℃上升至20℃时,GWP增加为原来的3.6 倍(P<0.05);而由于后期30℃处理组CO2、CH4排放速 率降低,温度从20 ℃上升至30 ℃时, GWP 仅为20 ℃ 时的80.7%。半淹水条件下, GWP 随温度升高而显 著升高(P<0.05),30 ℃处理组的 GWP 达到 5 ℃处理 组的7.5倍。从不同水分条件来看,除30℃外,相同 温度下淹水处理组的GWP均显著大于半淹水处理组 (P<0.05)。此外,高温(30 ℃)下淹水环境中沉积物 GWP可达到低温(5 $^{\circ}$ C)半淹水条件下的7.6倍,其影 响不容小觑。

讨论

3.1 水分状况及温度对CO₂排放的影响

本研究中CO₂排放对水分状况及温度变化的响 应有所不同。在淹水条件下,培养前期CO2累积排放

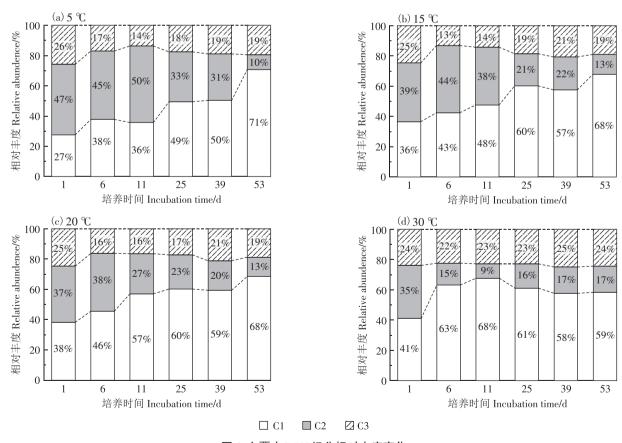


图 6 上覆水 DOM 组分相对丰度变化

Figure 6 Changes in relative abundance of DOM components in overlying water

1日子 2366 农业环境科学学报 第42卷第10期

表 2 不同水分状况及温度条件下沉积物温室气体排放的全球增温潜势 $(mg\ CO_2e \cdot kg^{-1})$

 $Table\ 2\ Global\ warming\ potential (mg\ CO_2e \cdot kg^{-1})\ for\ greenhouse\ gas\ emissions\ from\ sediments\ under$

different moisture contents and temperatures

水分状况 Moisture content	5 ℃	15 ℃	20 ℃	30 ℃
淹水 Flooding	36.44±6.52Ac	125.66±8.65Aa	131.77±9.76Aa	106.29±11.31Ab
半淹水 Semi-flooding	13.96±7.64Bd	46.69±6.27Bc	64.21±5.75Bb	105.13±5.39Aa

量随温度升高而增加;培养后期,30℃处理组CO₂排放受到抑制,排放速率降低。这表明温度升高在短期内可促进沉积物排放CO₂,而当沉积物长期处于较高温度环境中时,CO₂排放会被抑制,这与胡汗等凹的研究结果一致。这是由于在培养前期,较高温度下大量大分子有机碳被快速消耗,因此CO₂排放量出现快速增长。而在实验室环境下培养瓶中无外源碳输入,微生物呼吸消耗的碳无法得到补充。随着培养时间延长,沉积物中易被分解的有效碳不断减少,难矿化的惰性碳不断累积^[31],因此较高温度环境下CO₂排放速率逐渐减缓。

半淹水条件下,CO₂累积排放量始终随温度升高而增加,这与前期研究结果一致[11,32-33]。研究表明水位较低时土壤呼吸随温度升高而显著升高[32],温度上升使土壤微生物活性增强,促进土壤中碳的分解,导致 CO₂排放量增多[33]。本研究中由于在半淹水条件下有机碳消耗比淹水条件下更为缓慢,因此该水分条件下 30 ℃处理组在培养后期并未出现有机碳不足而导致 CO₂排放受到抑制的现象。

现有关于水分状况对 CO₂排放影响的研究结果存在一定差异,许多研究认为淹水条件下土壤 CO₂排放将减少,如沙晨燕等^[34]通过对美国 Olentangy 河湿地的观测实验发现土壤含水率与 CO₂通量呈反比关系,而李平等^[8]认为浅层淹水条件并非完全厌氧状态,因此在此淹水条件下 CO₂排放量仍较高。本研究中淹水处理组上覆水中 DO 平均浓度在实验前及实验结束后分别为 1.5、0.9 mg·L⁻¹,而通常将水体中 DO 低于 2.0 mg·L⁻¹定义为缺氧状态^[35],低于 0.2 mg·L⁻¹定义为厌氧状态^[36]。因此淹水处理组属于缺氧环境,而并未达到厌氧状态的标准,大气中少量氧气依然可渗入沉积物中,从而促进了 CO₂的排放。此外,淹水条件会导致部分微生物死亡,其死亡后释放的 DOC 可为其余微生物提供大量有效碳,导致微生物呼吸显著增加^[8]。

本研究中微生物呼吸温度敏感系数 Q_{10} 随温度升高而降低,这与前期研究结果一致[31]。这是由于温度

升高导致沉积物中微生物呼吸底物由较易分解的活性有机质向较难分解的惰性有机质转化^[37],加上微生物对较高温度环境产生生理适应^[38],因此温度敏感性逐渐下降。

CO₂是沉积物分解过程中的重要产物,其中有机质 C/N 是反映沉积物有机质分解程度的重要指标^[39]。本研究中 CO₂累积排放量随沉积物 C/N 下降而上升,这与李彬彬等^[28]的研究结果一致。在有机质分解过程中,碳不断矿化,氮相对富集,因此当沉积物分解程度增大时,沉积物 C/N 也随之下降。C/N 下降使微生物对氮素的利用更为充分^[40],微生物活性增强,导致CO₂排放增多。

3.2 水分状况及温度对 CH4排放的影响

淹水条件下,CH₄累积排放量随温度变化规律与CO₂相似,即30℃处理组在培养前期CH₄排放较多,到培养后期排放受到抑制。大量研究表明,随着环境温度升高,CH₄排放也增多^[41-43]。产甲烷菌活动最适宜的温度是35~37℃^[44],较高温度有利于产甲烷菌分解有机质,进而促进CH₄产生。在本实验中,温度升高会促进有机质更快分解,而当有机质分解到一定程度后,由于培养瓶内无外源碳的输入,可利用的有效碳减少,导致后期较高温度下CH₄的排放速率减缓,并且温度越高,CH₄累积排放量趋于平稳的时间越早。

半淹水条件下,5℃和30℃处理组 CH4累积排放大于0,而15℃和20℃处理组 CH4累积排放量小于0。这是由于半淹水处理组表层无上覆水存在,可与大气直接接触,因此在该水分条件下产生的 CH4容易被氧化。仝川等^[43]发现10℃以上的环境会发生湿地 CH4被氧化的情况,而温度上升至30℃时,CH4产生量才开始大于氧化量^[45]。因此推断漫滩沉积物在半淹水条件下同样存在类似现象:5℃环境下,CH4排放较少但相对而言不易被氧化,因此呈现少量 CH4排放;15℃和20℃环境下,CH4氧化量大于产生量,因此出现 CH4吸收的现象;30℃环境下,CH4产生量大于氧化量,CH4排放量较高。

淹水条件下CH4排放量显著高于半淹水条件,这

是由于淹水处理组属于缺氧环境,有利于CH4的产生 与排放。大量研究表明,水位深度与CH4排放量呈正 相关关系,水分状况对CH4产生与排放具有决定性作 用[3,42]。产甲烷菌为厌氧细菌,因此淹水条件更有利 于其生长繁殖。此外,淹水条件降低了氧化还原电 位^[8],进一步有利于CH₄的产生和排放。

沉积物中DOC对于CH4排放有着重要作用,可为 产甲烷菌提供能源[46]。许多研究表明,DOC含量与 CH4排放量呈正相关关系[42,46],但本研究中DOC平均 含量与CH4排放量并未呈现正相关关系,这是由于实 验室培养过程中没有外源有机碳输入,因此仅能通过 DOC 矿化分解为产甲烷微生物提供营养基质[47]。 DOC被消耗得更多表明其矿化程度更高,因此排放 的CH4也就更多。

3.3 水分状况及温度对 N₂O 排放的影响

沉积物排放 N₂O 主要通过硝化作用和反硝化作 用进行,硝化作用一般在好氧环境中产生,而反硝化 作用则需要厌氧条件[11]。淹水条件下,净硝化速率显 著低于半淹水条件,沉积物处于缺氧状态,硝化作用 受到抑制,但同时也促进了反硝化作用的进行[8]。因 此,在30℃环境下淹水处理组虽然净硝化速率很低, 但由于反硝化作用较强,其N₂O累积排放量达到同温 度下半淹水处理组的2.5倍。在本研究中,随着温度 升高,淹水条件下N2O累积排放量增加。前期研究表 明,反硝化作用可在5~70℃的温度范围内进行且强 度随温度上升而增加^[11],进而促进N₂O排放。在5℃ 淹水环境中,沉积物硝化作用与反硝化作用强度均较 低,导致N₂O排放较少;随着温度升高,淹水条件下反 硝化作用强度逐渐增加,促进N₂O排放增多。

半淹水条件下,硝化速率相较于淹水环境更高。 前期有研究认为当水分为100%WHC时 N₂O 排放主 要来自反硝化作用,硝化作用的贡献相对较小[48];但 也有研究认为在通气性较好的土壤中,N₂O排放在土 壤含水量特别高的情况下仍主要来源于硝化作用[49]。 本研究中,半淹水条件下氧气可渗入表层沉积物孔隙 中,有利于硝化作用的进行,N₂O主要来源于硝化作 用。在该水分条件下培养前期 15 ℃处理组 N₂O 排放 量最高,后期30℃处理组排放量最高。前期研究表 明,当土壤温度在15~20℃范围内时,稻麦轮作周期 内生态系统 N₂O 排放通量最高[50], 而当研究地区受到 氮限制时,温度对 N₂O 排放影响较小[41]。本研究中, 由于在实验室培养环境下无外源氮输入,该水分条件 下 15 ℃处理组在培养后期受到氮含量限制,导致 N₂O 排放速率减小。

此外,本研究还发现30℃处理组在淹水条件下 N₂O 累积排放量显著大于半淹水条件,但5℃和15℃ 处理组则在半淹水条件下的排放量显著大于淹水条 件(P<0.05)。这是因为5 ℃和15 ℃环境下的温度较 低,淹水及半淹水处理组反硝化作用强度均较低,而 半淹水处理组由于硝化作用相较于淹水处理组更强, 因此 N₂O 排放量相对更高; 而在 30 ℃环境下, 淹水处 理组反硝化作用增强,导致N₂O排放增多。

3.4 水分状况及温度对 DOM 的影响以及对温室气体 排放的影响

本研究中上覆水及沉积物 DOM 主要由3种组分 构成,其中C1、C3组分为腐殖质类物质,C2为蛋白质 与酪氨酸类物质。本研究发现,水分状况对于DOM 组分的变化没有明显影响,但温度升高则加速了 DOM的腐殖化进程。随着温度升高,C2组分相对丰 度不断降低,C1组分不断升高。增温会使土壤中芳 香性组分比例降低,富里酸物质含量逐渐超过胡敏 酸,土壤DOM结构变得简单[51],这与本研究中上覆水 DOM组分相对丰度变化规律一致。

DOM 可为微生物生长、代谢提供养分及能量,影 响微生物活性及群落结构,对于温室气体的产生和排 放具有重要影响[52]。本研究中,随着C2组分相对丰 度的降低,CO₂排放量逐渐增多。C2组分是微生物的 产能代谢原料,微生物将其矿化分解为小分子有机物 的过程中产生CO2[12],这是沉积物中CO2排放的主要 来源。现有研究表明 DOM 矿化会消耗更多溶解氧, 进而提高CH4溶存浓度[13]。朱俊羽等[53]认为CH4通量 与DOM中腐殖质类组分关系更为密切。本研究发现 增温使上覆水中C2组分更快地向C1组分的转化,加 快了 DOM 的矿化速率,有利于产生更多的 CH₄。 DOM 矿化会使 N₂O 释放到水体中,进而导致 N₂O 排放 增多。研究发现溶解性N₂O与蛋白质类以及腐殖质 类 DOM 有关[14], 蛋白质类 DOM 中氮元素丰富, 有利 于N₂O的排放。本研究中培养初期上覆水 DOM 中 C2 组分含量较多,较高温度下其矿化分解速率更快,因 此导致了30℃条件下淹水处理组N₂O排放量更高。 总体而言,本研究中DOM的C2组分是影响温室气体 排放的关键组分。

4 结论

(1)沉积物累积CO₂排放量在淹水及半淹水条件 下均随温度升高而显著增加,而温度敏感系数随温度 升高而降低;累积CH4排放量淹水处理显著高于半淹水处理且随温度升高而显著增加;同时,N2O排放量在淹水和半淹水条件下随温度上升而显著增加。温度上升、水分含量增加均导致温室气体增温潜势提高。

- (2)温度升高、水分含量增多促进了沉积物中可溶性有机碳的分解,从而显著增加CO₂、CH₄排放量,但淹水条件下净硝化速率显著降低,硝化作用受到抑制。
- (3)沉积物温室气体排放与溶解性有机质中蛋白质类组分减少、腐殖质类组分增加有关,增温会加快溶解性有机质的腐殖化进程。

参考文献:

- [1] 孙颖. 人类活动对气候系统的影响:解读IPCC第六次评估报告第一工作组报告第三章[J]. 大气科学学报, 2021, 44(5):654-657. SUN Y. Impact of humanactivities on climate system: an interpretation of Chapter Ⅲ of WG I report of IPCC AR6[J]. *Transactions of Atmospheric Sciences*, 2021, 44(5):654-657.
- [2] 杨平, 仝川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展[J]. 生态学报, 2015, 35(20):6868-6880. YANG P, TONG C. Emission paths and measurement methods for greenhouse gas fluxes from freshwater ecosystems: a review[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(20):6868-6880.
- [3] DENDOOVEN L, ANDERSON J M. Maintenance of denitrification potential in pasture soil following anaerobic events[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(10):1251-1260.
- [4] DUAN X, WANG X, MU Y, et al. Seasonal and diurnal variations in methane emissions from Wuliangsu Lake in arid regions of China[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(25):4479–4487.
- [5] SCHUSTER M, CONRAD R. Metabolism of nitric oxide and nitrous oxide during nitrification and denitrification in soil at different incubation conditions[J]. FEMS Microbiology Letters, 1992, 101(2):133-143.
- [6] 黄国宏, 陈冠雄, 韩冰, 等. 土壤含水量与 N₂O 产生途径研究[J]. 应 用生态学报, 1999, 10(1):53-56. HUANG G H, CHEN G X, HAN B, et al. Relationships between soil water content and N₂O production [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10(1):53-56.
- [7] KHALIL K, MARY B, RENAULT P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(4):687–699.
- [8] 李平, 魏玮, 郎漫. 不同水分对半干旱地区砂壤土温室气体排放的短期影响[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5):1124-1132. LI P, WEI W, LANG M. Short-term effects of different soil moisture contents on greenhouse gas emissions from sandy loam soil in semi-arid regions[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(5):1124-1132
- [9] SOUMIS N, DUCHEMIN É, CANUEL R, et al. Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2004, 18(3): GB3022.
- [10] DING W, CAI Z. Methane emission from natural wetlands in China: summary of years 1995—2004 studies[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(4):

475-486

- [11] 王洋, 刘景双, 窦晶鑫, 等. 温度升高对湿地系统温室气体排放的影响[J]. 安全与环境学报, 2010, 10(5):122-126. WANG Y, LIU J S, DOU J X, et al. Impact of global warming on the emission of greenhouse gases in the wetland system[J]. Journal of Safety and Environment, 2010, 10(5):122-126.
- [12] 李宇阳, 朱俊羽, 俞晓琴, 等. 巢湖二氧化碳排放特征及其潜在影响因素[J]. 中国环境科学, 2022, 42(1): 425-433. LI Y Y, ZHU J Y, YU X Q, et al. Emission of carbon dioxide from Lake Chaohu and the potential influencing factors[J]. China Environmental Science, 2022, 42(1): 425-433.
- [13] ZHOU Y, XIAO Q, YAO X, et al. Accumulation of terrestrial dissolved organic matter potentially enhances dissolved methane levels in eutrophic Lake Taihu, China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(18):10297-10306.
- [14] AMARAL V, ORTEGA T, ROMERA-CASTILLO C, et al. Linkages between greenhouse gases (CO₂, CH₄, and N₂O) and dissolved organic matter composition in a shallow estuary[J]. Science of the Total Environment, 2021, 788:147863.
- [15] SUN H, YU R, LIU X, et al. Drivers of spatial and seasonal variations of CO₂ and CH₄ fluxes at the sediment water interface in a shallow eutrophic lake[J]. Water Research, 2022, 222:118916.
- [16] 许鑫王豪, 邹欣庆, 吴丹丹, 等. 盐城滨海湿地春季温室气体通量及影响因素[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(1):5-11. XU X W H, ZOU X Q, WU D D, et al. Analysis of greenhouse gas flux and its influence factors in Yancheng coastal wetland in spring[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 36(1):5-11.
- [17] BURGOS M, ORTEGA T, BOHÓRQUEZ J, et al. Seasonal variation of early diagenesis and greenhouse gas production in coastal sediments of Cadiz Bay: influence of anthropogenic activities[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2018, 200:99-115.
- [18] 谭永洁, 王东启, 周立旻, 等. 河流氧化亚氮产生和排放研究综述 [J]. 地球与环境, 2015, 43(1):123-132. TAN Y J, WANG D Q, ZHOU L M, et al. Review on the production and emission of nitrous oxide from rivers[J]. Earth and Environment, 2015, 43(1):123-132.
- [19] STADMARK J, LEONARDSON L. Greenhouse gas production in a pond sediment; effects of temperature, nitrate, acetate and season[J]. Science of the Total Environment, 2007, 387(1):194-205.
- [20] 李小飞, 林贤彪, 程吕, 等. 崇明东滩沉积物胞外酶活性与温室气体排放潜力及其影响因素[J]. 水土保持学报, 2015, 29(3):202-207. LI X F, LIN X B, CHENG L, et al. Extracellular enzyme activity and greenhouse gases emission potential in sediments of Chongming Dongtan Wetland and their influencing factors[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(3):202-207.
- [21] 李玲, 杨平, 谭立山, 等. 闽江河口短叶茳芏湿地及围垦养虾塘的 沉积物 CH₄和 N₂O 产生潜力[J]. 生态学杂志, 2020, 39(2):645– 654. LI L, YANG P, TAN L S, et al. CH₄ and N₂O production potentials of sediments in *Cyperus malaccensis* marsh and reclaimed shrimp pond of Minjiang River estuary[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, 39(2):645–654.
- [22] 刘云, 李升峰, 李沛泽. 南京市河流湿地生态健康评价与生态对策

- 研究: 以绿水湾湿地为例[J]. 现代城市研究, 2016(5): 10-15. LIU Y, LI S F, LI P Z. Ecological health assessment and bionomic strategies of riverine wetlands in Nanjing: a case research on the Lyshuiwan wetland for order[J]. Modern Urban Research, 2016(5):10-15.
- [23] 朱广伟, 秦伯强, 高光, 等. 灼烧对沉积物烧失量及铁、磷测定的影 响[J]. 分析试验室, 2004, 23(8): 72-76. ZHU G W, QIN B Q, GAO G, et al. Effects of ignition on determination of loss on ignition, iron and phosphorus in sediments[J]. Chinese Journal of Analysis Laboratory, 2004, 23(8):72-76.
- [24] 申钊颖, 弓晓峰, 江良, 等. 不同条件对湿地土壤溶解性有机质提 取的影响[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(1): 39-43. SHEN ZY, GONG X F, JIANG L, et al. The effects of different conditions on extraction of dissolved organic matter from wetland soil[J]. Environmental Pollution & Control, 2020, 42(1):39-43.
- [25] 林素梅, 王圣瑞, 金相灿, 等. 湖泊表层沉积物可溶性有机氮含量 及分布特性[J]. 湖泊科学, 2009, 21(5):623-630. LIN S M, WANG S R, JIN X C, et al. Contents and distribution characteristics of soluble organic nitrogen in surface sediments of lake[J]. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(5):623-630.
- [26] 国家环境保护总局. 水质 硝态氮的测定 紫外分光光度法(试 行): HJ/T 346-2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007. State Environmental Protection Administration. Water quality-determination of nitrate-nitrogen-ultraviolet spectrophotometry: HJ/T 346-2007[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2007.
- [27] 王文雷. 纳氏试剂比色法测定水体中氨氮影响因素的探讨[J]. 中 国环境监测, 2009, 25(1):29-32. WANG W L. Discussion about factors influencing in determination of ammonia-nitrogen by Nessler's reagent colorimetry method[J]. Environmental Monitoring in China, 2009, 25(1):29-32.
- [28] 李彬彬, 武兰芳. 土壤温室气体排放对 C/N 的响应[J]. 农业环境科 学学报, 2018, 37(9): 2067-2078. LIBB, WULF. Soil greenhouse gases emission in response to the C/N[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(9):2067-2078.
- [29] WANG Q, ZHAO X, CHEN L, et al. Global synthesis of temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition; latitudinal patterns and mechanisms[J]. Functional Ecology, 2019, 33(3):514-523.
- [30] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis[M]. Cambridge and New York: Cambridge University Press, 2013.
- [31] 胡汗, 马寰菲, 白红英, 等. 秦岭太白山不同林带土壤微生物呼吸 速率及其影响因素[J]. 生态学报, 2021, 41(1):135-148. HU H, MA H F, BAI H Y, et al. The soil microbial respiration rate and its influencing factors in different forest belts of Taibai Mountain, Qinling Mountains[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(1):135-148.
- [32] MOORE T R, KNOWLES R. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils[J]. Canadian Journal of Soil Science, 1989, 69(1):33-38.
- [33] 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(2):313-324.
- [34]沙晨燕, 谭娟, 王卿, 等. 不同类型河滨湿地甲烷和二氧化碳排放 初步研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(7):1182-1190. SHA CY,

- TAN J, WANG Q, et al. Methane and carbon dioxide emissions from different types of riparian wetland[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(7):1182-1190.
- [35] BEUTEL M W. Hypolimnetic anoxia and sediment oxygen demand in California drinking water reservoirs[J]. Lake and Reservoir Management, 2003, 19(3):208-221.
- [36] 中华人民共和国生态环境部. 厌氧-缺氧-好氧活性污泥法 污水 处理工程技术规范: HJ 576-2010[S]. 北京: 中国环境科学出版 社, 2010. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Technical specifications for anaerobic-anoxic-oxic activated sludgeprocess: HJ 576-2010[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2010.
- [37] 罗光强, 耿元波. 温度和水分对羊草草原土壤呼吸温度敏感性的 影响[J]. 生态环境学报, 2009, 18(5): 1938-1943. LUO G Q, GENG Y B. Effect of temperature and moisture on temperature sensitivity of soil respiration of Leymus chinensis steppe[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009, 18(5):1938-1943.
- [38] LUO Y, WAN S, HUI D, et al. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie[J]. Nature, 2001, 413(6856):622-625.
- [39] DROLLINGER S, KUZYAKOV Y, GLATZEL S. Effects of peat decomposition on δ¹³C and δ¹⁵N depth profiles of Alpine bogs[J]. CATE-NA, 2019, 178:1-10.
- [40] 高焕平, 刘世亮, 赵颖, 等. 秸秆与氮肥调节 C/N 比对潮土 CH4, CO2 和 N₂O 排放/吸收的影响[J]. 土壤通报, 2019, 50(1):157-164. GAO H P, LIU S L, ZHAO Y, et al. Effects of straw and nitrogen fertilizer on emission and absorption of CH4, CO2 and N2O in alluvial soil [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2019, 50(1):157-164.
- [41] 韩雪, 陈宝明. 增温对土壤 N2O和 CH4排放的影响与微生物机制研 究进展[J]. 应用生态学报, 2020, 31(11): 3906-3914. HAN X, CHEN B M. Progress in the effects of warming on soil N2O and CH4 emission and the underlying micro-bial mechanisms[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(11):3906-3914.
- [42] 葛瑞娟, 宋长春, 王丽丽. 湿地甲烷生物化学过程及影响因素的研 究进展[J]. 土壤通报, 2011, 42(1): 229-235. GERJ, SONGCC, WANG L L. Review on biochemical processes of methane and its impacting factors in wetlands[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2011, 42(1):229-235.
- [43] 仝川, 王维奇, 雷波, 等. 闽江河口潮汐湿地甲烷排放通量温度敏 感性特征[J]. 湿地科学, 2010, 8(3): 240-248. TONG C, WANG W Q, LEI B, et al. Characteristics of temperature sensitivity of methane flux from the Shanyutan Tidal Wetlands in Min River Estuary[J]. Wetland Science, 2010, 8(3):240-248.
- [44] 王玲, 魏朝富, 谢德体. 稻田甲烷排放的研究进展[J]. 土壤与环境, 2002, 11(2):158-162. WANG L, WEI CF, XIE DT. Research advances on methane emission from rice paddy[J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(2):158-162.
- [45] 郭家宏, 范熠, 张西美. 温度对不同生态系统土壤甲烷氧化过程和 甲烷氧化细菌的影响[J]. 中国农业气象, 2022, 43(6):427-439. GUO J H, FAN Y, ZHANG X M. Effect of temperature on soil methane oxidation and methanotrophs in different ecosystems[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2022, 43(6):427-439.

次业环境科学学报 第42卷第10期

- [46] 李玲, 仇少君, 刘京涛, 等. 土壤溶解性有机碳在陆地生态系统碳循环中的作用[J]. 应用生态学报, 2012, 23(5):1407-1414. LI L, QIU S J, LIU J T, et al. Roles of soil dissolved organic carbon in carbon cycling of terrestrial ecosystems: a review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(5):1407-1414.
- [47] YAO H, CONRAD R, WASSMANN R, et al. Effect of soil characteristics on sequential reduction and methane production in sixteen rice paddy soils from China, the Philippines, and Italy[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 47(3):269–295.
- [48] CHENG Y, CAI Z C, ZHANG J B, et al. Soil moisture effects on gross nitrification differ between adjacent grassland and forested soils in central Alberta, Canada[J]. *Plant and Soil*, 2012, 352(1):289–301.
- [49] PIHLATIE M, SYVÄSALO E, SIMOJOKI A, et al. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2004, 70(2):135-141.
- [50] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 华东稻麦轮作生态系统的 N₂O 排放 研究[J]. 应用生态学报, 1997, 8(5): 495-499. ZHENG X H, WANG M X, WANG Y S, et al. N₂O emission from rice wheat ecosys-

- tem in southeast China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1997, 8 (5):495-499.
- [51] 李啸灵. 增温对亚热带常绿阔叶林不同深度土壤温室气体通量的影响[D]. 福州:福建师范大学, 2021:32-33. LI X L. Effects of warming on soil greenhouse gas fluxes at different soil depths in a subtropical evergreen broad leaved forest[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2021:32-33.
- [52] 吴东梅, 郭剑芬, 张政, 等. DOM 对米槠次生林不同土层土壤微生物呼吸及其熵值的影响[J]. 生态学报, 2018, 38(11):3806-3815. WU D M, GUO J F, ZHANG Z, et al. Effects of dissolved organic matter addition on soil microbial respiration and quotient values in a secondary *Castanopsis carlesii* forest[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38 (11):3806-3815.
- [53] 朱俊羽, 彭凯, 李宇阳, 等. 南水北调东线枢纽湖泊表层水体甲烷释放特征及潜在影响因素[J]. 环境科学, 2022, 43(4): 1958-1965. ZHU J Y, PENG K, LI Y Y, et al. Emission of methane from a key lake in the Eastern Route of the South-to-North Water Transfer Project and the corresponding driving factors[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(4):1958-1965.