

综 述

湿地生态系统影响气候变化的活性 气体交换通量的研究进展*

刘春颖, 丁喜菊, 谢丽君, 胡静文, 栗冰涵, 杨桂朋

(中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 化学化工学院, 山东 青岛 266100)

摘 要: 湿地生态系统是影响气候变化的活性气体重要“源”或“汇”, 随着人类活动的增加和气候变化的加剧, 湿地生态系统活性气体对全球气候变化的影响越来越受到关注。已开展的研究主要集中于二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)、氧化亚氮(N_2O)和二甲基硫(DMS)等活性气体。本文综述了湿地生态系统 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 DMS 的交换通量、时空变化特征以及影响因素。然而, 目前对湿地生态系统活性气体的研究还不够系统和深入, 对不同类型湿地的活性气体的源汇格局, 碳氮硫的耦合作用机制、人类活动和环境压迫的影响等开展系统地研究, 才能定量评价其对全球气候变化的贡献, 并阐明变化趋势。

关键词: 湿地生态系统; 活性气体; 交换通量; 变化特征; 影响因素

中图分类号: P734

文献标志码: A

文章编号: 1672-5174(2020)03-008-11

DOI: 10.16441/j.cnki.hdxh.20190401

引用格式: 刘春颖, 丁喜菊, 谢丽君, 等. 湿地生态系统影响气候变化的活性气体交换通量的研究进展[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2020, 50(3): 8-18.

LIU Chun-Ying, DING Xi-Ju, XIE Li-Jun, et al. Study progress on exchange fluxes of active gases effecting climate change in wetland ecosystems[J]. Periodical of Ocean University of China, 2020, 50(3): 8-18.

世界自然保护联盟(IUCN)将陆地生态系统划分为湿地生态系统、森林生态系统和农田生态系统^[1]。湿地生态系统位于岩石圈、生物圈、大气圈和水圈相互交汇的过渡地区, 独特的自然环境中进行着十分活跃的能量交换和物质迁移过程^[2]。全世界湿地约有 530~1 280 万 km^2 , 小于地球总面积的 9%^[3], 但湿地生态系统在保护生物多样性、治理环境污染和稳定全球气候等方面发挥着重要的作用, 并提供了显著的生态、经济和社会效益^[1], 因而世界各国的研究者相继开展了一系列有关湿地生态系统的研究。

在全球气候变化研究中, 广受人们关注的活性气体包括二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)、氧化亚氮(N_2O)、二甲基硫(DMS)、一氧化碳(CO)、氮氧化物(NO_x)和挥发性有机物(VOCs)等^[4], 据 1951—2012 年的观测, CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等温室气体使地面和大气对流层变暖, 导致全球温度上升了约 0.72 $^\circ\text{C}$ ^[5]。这类活性气体不仅是研究湿地生态系统中各元素循环和物质迁移的关键, 而且对研究大气环境和全球气候变化具有重

要意义。目前, 对于湿地生态系统活性气体的研究主要集中于 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 DMS 这四种气体^[5]。本文从它们在湿地生态系统的交换通量、时空变化特征和影响因素等方面对 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 DMS 进行了综述, 为以后进一步研究湿地生态系统中的活性气体交换通量及气候效应提供参考资料和依据。

1 湿地生态系统活性气体交换通量的测量及计算方法

1.1 测量方法

湿地生态系统中活性气体交换通量的测定方法主要包括静态箱法和涡动相关法。当前, 国内外最常用的测量方法为静态箱和气相色谱仪联用的方法, 该方法是在湿地土壤上方罩一固定面积的静态箱, 过一段时间后抽取气体, 通过气相色谱仪进行分析, 计算箱内活性气体浓度的变化速率, 得出活性气体的交换通量^[6]。这种方法的可行性较高, 并且具有操作简便、灵敏度高和成本较低等优点, 然而由于箱体覆盖面积小, 抽取气体的过程中可

* 基金项目: 国家自然科学基金项目(41676065); 国家重点基础研究发展计划项目(2016YFA0601301)资助

Supported by the National Natural Science Foundation of China(41676065); the National Key Research and Development Program of China(2016YFA060131)

收稿日期: 2019-11-30; 修订日期: 2020-01-06

作者简介: 刘春颖(1972-), 女, 教授, 博导。E-mail: roseliu@mail.ouc.edu.cn

能会产生负压,因而会造成一定误差。

涡动相关法是一种微气象学法,该方法通过测定大气中活性气体浓度脉动和垂直风速脉动来直接计算气体的交换通量^[7],并能够实时观测。用到的仪器包括气体分析仪、三维声波风速仪、涡旋真空泵、数据记录器和采样管等,在测量生态系统的呼吸时还需要搭建观测塔和微气象观测站,具有灵敏度低和仪器费用昂贵等缺点。

目前,国内外开展了许多利用静态箱法和涡动相关法共同测量活性气体交换通量的研究^[8-10],对两种测量方法的差异进行了比较。其中,涡动相关法在日间测量结果与静态箱法相差较小,但由于夜间的大气湍流较弱,涡动相关法在夜间的测量结果低于静态箱法,因此静态箱法在一定程度上弥补了涡动相关法在夜间观测的不足之处^[8]。

1.2 计算方法

1.2.1 线性模型法 线性模型法首先观测各类气体的浓度,然后按下列公式计算活性气体的通量^[6-7, 11-12]:

$$F = \frac{M}{V_0} \cdot \frac{P}{P_0} \cdot \frac{T_0}{T} \cdot \frac{dc}{dt} \cdot H。$$

式中: F —活性气体交换通量; M —活性气体摩尔质量; P —静态箱压力; T —静态箱温度; V_0 —活性气体标准状态下气体摩尔体积; P_0 —理想气体标准状态下压力; T_0 —理想气体标准状态下温度; dc/dt —活性气体浓度随时间变化的标准曲线斜率; H —静态箱高度。

线性模型法是计算交换通量常用的方法,适用范围较广,但 Livingston^[13]指出,即使气体浓度随时间的

变化曲线具有良好的线性关系,在计算交换通量时也可能出现误差。

1.2.2 非线性模型法 除线性模型法外,还可利用非线性模型法来计算湿地气体交换通量^[14-16],按下列公式进行计算^[14]:

$$F = \frac{H}{0.5t} \cdot \frac{(C_{t/2} - C_0)^2}{(2C_{t/2} - C_t - C_0)^2} \cdot \ln\left(\frac{C_{t/2} - C_0}{C_t - C_{t/2}}\right)$$

式中: F —活性气体交换通量; H —静态箱高度; t —静态箱放置总时长; C_0 — $t=0$ 时静态箱内气体浓度; C_t — t 时静态箱内气体浓度; $C_{t/2}$ — $t=t/2$ 时静态箱内气体浓度。

非线性模型法可以提高气体交换通量在特定土壤和测量条件下的绝对精度,并将静态箱内部效应考虑在内,但同样会在计算时产生误差^[15]。

2 湿地生态系统中活性气体的交换通量

2.1 不同类型湿地 CO₂ 的交换通量

湿地土壤中 CO₂ 年交换通量约 (-250 ± 14.67) Pg^[16],为海洋 CO₂ 交换通量 (-8.07 Pg) ^[17]的 31 倍,因此湿地生态系统被广泛认为是大气 CO₂ 的重要碳汇。然而,受环境因素和优势植被种类的影响,不同类型湿地的 CO₂ 交换通量有所差异,诸多研究表明沿海湿地为明显的 CO₂ 净汇,而内陆湿地则为较小的 CO₂ 汇或几乎达到源汇平衡^[18]。据 Lu 等^[19]统计,在无人类干扰条件下,沿海湿地的 CO₂ 交换通量在 $-397.57 \sim -8.77 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间,内陆湿地 CO₂ 交换通量在 $-130.14 \sim 44.41 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间(见表 1)。

表 1 不同类型湿地生态系统 CO₂ 交换通量

Table 1 CO₂ exchange fluxes in different types of wetland ecosystems

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average fluxes /mg · m ⁻² · h ⁻¹	参考文献 References
美国伊利湖岸沼泽 Lake Erie coastal marsh, America	水烛(<i>Typha angustifolia</i>) 芙蓉葵 (<i>Hibiscus moscheutos</i>)	2011-03~2013-03	-8.79	[20]
加拿大温哥华岛 DF49 潮间带森林湿地 Intertidal forested wetlands in Vancouver Island DF49, Canada	花旗松 (<i>Douglas-fir</i>)	2002-05~12	-106.32	[21]
美国佛罗里达大沼泽地的 潮间带森林湿地 Intertidal forested wetlands in Florida Everglades, America	美洲红树 (<i>Rhizophora mangle</i>) 亮叶白骨壤 (<i>Avicennia germinans</i>)	2004-01~2005-08 2006-11~2009-12	-397.57	[22-23]

续表

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average fluxes /mg · m ⁻² · h ⁻¹	参考文献 References
若尔盖高原高寒湿地, 中国 Ruoergai plateau alpine wetland, China	藏嵩草(<i>Ktibetica</i>) 帕米尔苔草(<i>Carex pamirensis</i>)	2003-10~2006-12	44.41	[24]
丹麦斯基恩草地 Skjern meadows, Denmark	灯心草(<i>Juncus effuses</i>) 藨草(<i>Phalaris arundinacea</i>)	2009-04~2011-09	-59.44	[25]
澳大利亚福格坝湿地 Fogg Dam wetland, Australia	芦苇(<i>Phragmites</i>) 莎草(<i>Cyperus</i>)	2006-12~2007-04	-130.14	[26]

注: 通量为正表示释放, 通量为负表示吸收, 下同。Flux of CO₂ is positive for release and negative for absorption, the same below.

2.2 不同类型湿地 CH₄ 的交换通量

据文献报道, 湿地生态系统排放的 CH₄ 占全球天然 CH₄ 总排放量的 62%, 年释放量约 153~277 Tg^[27], 是大气 CH₄ 的主要自然源。由于气候、环境和测量方法的差异, 不同类型湿地的 CH₄ 交换通量也有所差异(见表 2), 其中, 泥炭湿地的碳储量为世界总碳储量的 33%^[28], CH₄

平均交换通量在 0.45~5.8 mg · m⁻² · h⁻¹ 之间, 占天然湿地总排放量的 50%~60%^[29-32]。滨海湿地位于陆地生态系统和海洋生态系统的交汇地带, CH₄ 平均交换通量在 0.02~32.5 mg · m⁻² · h⁻¹ 之间, 占海洋生态系统总释放量的 75%^[33-38]。

表 2 不同类型湿地生态系统 CH₄ 交换通量Table 2 CH₄ exchange fluxes in different types of wetland ecosystems

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average fluxes /mg · m ⁻² · h ⁻¹	参考文献 References
若尔盖泥炭湿地, 中国 (Zoige peat wetland, China)	矮嵩草(<i>Kobresia humilis</i>) 滨发草(<i>Deschampsia littoralis</i>)	2013-11~2014-07	0.45	[30]
大九湖泥炭湿地, 中国 (Dajiuhu peat wetland, China)	泥炭藓(<i>Sphagnum</i>) 紫羊茅(<i>Festuca rubra</i>)	2017-03~2018-02	0.96	[31]
(巴拿马共和国圣桑塘萨克泥炭湿地) San San Pond Sak peatland, Republic of Panama	拉非棕榈树(<i>Raphia taedigera</i>)	2007-02~11	5.80	[32]
辽河口滨海湿地, 中国 Liaohhekou coastal wetland, China	翅碱蓬(<i>Suaeda salsa</i>)	2016-06~11	0.17±0.16	[33]
盐城海滨湿地, 中国 Yancheng coastal wetland, China	芦苇(<i>Phragmites</i>)	2016-03~12	0.57	[34]
加利福尼亚萨克拉门托三角洲, 美国 Sacramento Delta, California, America	莹蔺(<i>Schoenoplectus</i> spp) 蒲菜(<i>Typha</i> spp)	2014-02-20~2015~02-20	0.33	[35]

续表

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average fluxes /mg · m ⁻² · h ⁻¹	参考文献 References
日本中尾湖海岸泻湖 Coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan	芦苇(<i>Phragmites</i>)	2003-08-19~22	32.5	[36]
印度东海岸 Eastern coast of India	红树林(<i>Mangroves</i>)	2005-09-11~12	0.090~3.230	[37]
澳大利亚昆士 兰红树林湿地 Mangrove wetland in Queensland, Australia	红树林(<i>Mangroves</i>)	1998-07~08 1999-09~10	0.020~0.350	[38]

2.3 不同类型湿地 N₂O 的交换通量

湿地生态系统作为 N₂O 的源、汇和转换器,能够保留并过滤大量的 N₂O,因而具有保护水质和大气层等重要功能。目前,国内外对湿地 N₂O 交换通量的研究

多集中于河口地区和潮间带等滨海湿地(见表 3)。滨海湿地中 N₂O 平均交换通量在-0.03~0.049 mg · m⁻² · h⁻¹ 之间^[35-42],占海洋总交换量的 50%以上^[43]。

表 3 不同类型湿地生态系统 N₂O 交换通量
Table 3 N₂O exchange fluxes in different types of wetland ecosystems

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average fluxes /mg · m ⁻² · h ⁻¹	参考文献 References
美国加利福尼亚 萨克拉门托三角洲 Sacramento Delta, California, America	茭蔺 (<i>Schoenoplectus</i> spp) 蒲菜(<i>Typha</i> spp)	2014-02-20~2015-02-20	0.007 1	[35]
日本中尾湖海岸泻湖 Coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan	芦苇(<i>Phragmites</i>)	2003-08-19~22	-0.030~0.001	[36]
印度东海岸 Eastern coast of India	红树林(<i>Mangroves</i>)	2005-09-11~12	0.026	[37]
澳大利亚昆士兰 红树林湿地 Mangrove wetland in Queensland, Australia	红树林(<i>Mangroves</i>)	1998-07-08	-0.002~0.014	[38]
黄河口滨岸 潮滩湿地,中国 (Yellow River estuary tidal flat wetland,China)	翅碱蓬(<i>Suaeda salsa</i>)	2009-08-23~24	-0.002 0	[39]
美国路易斯安那州 的三角洲微咸沼泽 Deltaic brackish marsh in Louisiana, America	獐牙菜(<i>Swertia patens</i>)	2011-10~2012-12	0.035	[40]
胶州湾河口湿地,中国 (Jiaozhou Bay estuary wetland,China)	芦苇(<i>Phragmites</i>)	2009-09~2009-11	0.011	[41]
闽江口道庆洲湿地,中国 (Minjiangkou daqingzhou wetland,China)	短叶茳芏 (<i>Cyperus malaccensis</i>)	2013-11~2014-10	0.049±0.009 0	[42]

2.4 不同类型湿地 DMS 的交换通量

DMS 作为一种“负温室气体”,可以减缓全球变暖的趋势。我国对湿地 DMS 交换通量的研究主要集中于黄、东海附近的盐沼湿地和潮滩湿地^[44-46],平均交换通量一般小于黄、东海的 DMS 海-气交换通量(0.035

$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[47]。国外对湿地 DMS 的研究也主要集中于河口三角洲等沿海地区,通量范围在 $3.3 \times 10^{-4} \sim 0.58 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间^[48-50](见表 4)。不同类型湿地生态系统 DMS 释放通量有较大差异,其中互花米草覆盖的湿地具有很高的通量。

表 4 不同类型湿地生态系统 DMS 交换通量

Table 4 DMS exchange fluxes in different types of wetland ecosystems

湿地类型 Wetland types	典型植被 Typical vegetation	测量时间 Measuring time	平均交换通量 Average Fluxes / $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	参考文献 References
黄河三角洲潮滩湿地 Tidal flat wetland in the Yellow River Delta	翅碱蓬(<i>Suaeda salsa</i>) 芦苇(<i>Phragmites</i>)	2012-04~12	3.3×10^{-4}	[44]
盐城海岸带盐沼湿地 Salt marsh in Yancheng Coastal Zone	互花米草 (<i>Spartina alterniflora</i>)	2013-07~2013-12	1.59 ± 0.37	[45]
盐城丹顶鹤自然保护区 Yancheng Red Crowned Crane Nature Reserve	芦苇(<i>Phragmites</i>)	2005 夏	0.14 ± 0.040	[46]
葡萄牙西北海岸 Northwest coast of Portugal	/	1996-10~1997-09	3.3×10^{-4} (冬) 0.0017 (夏)	[48]
美国密西西比河三角洲平原 Mississippi River Deltaic Plain, America	互花米草 (<i>Spartina alterniflora</i>) 狐米草(<i>Spartina patens</i>)	2005~2006-04	0.11	[49]
美国查普曼沼泽 Chapman's Marsh, America	互花米草 (<i>Spartina alterniflora</i>)	1987-08~1988-06	0.58	[50]
美国查普曼沼泽 Chapman's Marsh, America	狐米草(<i>Spartina patens</i>)	1987-08~1988-06	0.0045	[50]

3 湿地生态系统中活性气体交换通量的变化特征

众多研究表明,湿地活性气体的交换通量具有强烈的时空变化特点,不仅表现为明显的日变化和季节变化^[51-52],而且在空间上也表现出很大的差异^[53-54]。

Mcnicol 等^[35]对美国加利福尼亚 Sacramento 三角洲的观测发现, CO_2 交换通量从春季到冬季逐渐升高, CH_4 和 N_2O 的排放通量则分别在夏、秋季达到峰值。李永福等^[31]在神农架大九湖泥炭湿地发现, CO_2 交换通量的日变化为 $-256.61 \sim 449.86 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,月变化为从 2017 年 3~7 月逐渐下降至最低,后在

2018 年 1 月达到最高。Chu 等^[20]对美国伊利湖沿岸沼泽和附近农田湿地的研究均表明, CH_4 交换通量具有明显的季节变化特征,在夏季达到峰值,在冬季出现最小值,并与温度密切相关。李新华等^[44]测定了黄河三角洲潮滩湿地的 DMS,结果显示 DMS 的交换通量在植物生长季达到最大值。牛翠云等^[55]在白洋淀湿地研究发现, N_2O 交换通量在 3~4 月份上升后在 5 月份下降,之后在 8 月份达到峰值 $0.14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,随后在 9~11 月份迅速下降。

Morse 等^[56]对美国北卡罗来纳州海岸的研究表明,恢复湿地的温室气体通量明显低于农田湿地和未经开采的森林湿地。Czöbe 等^[57]在 Pannonia 盆地的研

究显示,水甜茅湿地中 CH_4 和 N_2O 的交换通量均高于同一地区的杨树林湿地。Bubier 等^[53] 对美国 Sallies Fen 泥炭湿地和 Hemes 等^[58] 对萨克拉门托—圣华金三角洲的研究发现,即使在湿地气候、水文和植物群落几乎相同的情况下, CO_2 和 CH_4 的交换通量在空间尺度上仍存在差异。Swan 等^[59] 在澳大利亚 Cudgen 湖附近的酸性硫酸盐土壤中发现,DMS 的垂直浓度从 0.6 m 深的土壤到表层呈指数增长,表层交换通量为 $1.51 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,低于其他盐沼湿地和酸性泥炭沼泽。李新华等^[44] 对黄河三角洲潮滩湿地的研究表明,高、中、低潮滩 DMS 交换通量的平均值分别为 3.3×10^{-4} 、 9.5×10^{-4} 和 $2.18 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,明显低于美国密西西比河三角洲盐沼的 $0.057 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

综上所述,湿地生态系统 CO_2 交换通量一般在冬季达到最大值, CH_4 、 N_2O 交换通量在夏、秋季出现峰值,而 DMS 交换通量最大值的出现时间与植物生长密切相关。此外,这 4 种活性气体的交换通量均会受到湿地、盐沼所处位置及土壤深度的综合影响,因而具有强烈的时空变化特点。

4 影响湿地生态系统中活性气体交换通量的因素

湿地生态系统中活性气体交换通量受到各种因子的交互影响,包括湿地植被、湿地水位、土壤理化性质、微生物作用和温度、光照、风速等环境要素。

4.1 湿地植被对活性气体交换通量的影响

湿地植物的类型和生物量、高等植物地上部分及其沉积物都是影响湿地活性气体释放的主要因素。Krauss 等^[40] 在美国路易斯安那三角洲的研究发现,狐米草湿地中的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 交换通量均高于慈姑湿地和蓉草湿地。宋鲁萍等^[60] 研究黄河三角洲滨海盐沼地的结果表明,裸地为 CH_4 的源,而怪柳、碱蓬和芦苇群落均为 CH_4 的汇。Jørgensen 等^[61] 研究丹麦湿地的结果显示,藓草在该湿地向大气排放 N_2O 的过程中发挥了重要作用,并指出植物地上部分对湿地 N_2O 交换通量具有重要意义。互花米草是一种生物量相对较高的植物,能够在土壤中固定更多的可利用性基质,改善产生活性气体时所需的底物,从而增加活性气体的交换通量。Cheng 等^[62] 在中国东部滨海湿地进行的对比研究表明,互花米草湿地的 N_2O 交换通量为 $0.0022 \sim 0.018 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,高于芦苇湿地的 $0.0017 \sim 0.015 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。颜文^[45] 与周长芳^[46] 对海岸带盐沼的研究均表明 DMS 气体在互花米草滩涂具有最高交换通量。

4.2 湿地水位对活性气体交换通量的影响

湿地水位对活性气体交换通量的影响主要表现为

两点:一是土壤中的水分影响着植物的生长过程,而植物可以控制活性气体向大气的排放;二是水分淹没着产生活性气体所必须的各种沉积物。对于不同的活性气体,湿地水位的影响也不同,水位升高造成的厌氧环境会使 CO_2 的交换通量下降^[18, 63], CH_4 的交换通量升高^[64-65],而 N_2O 和 DMS 的交换通量与湿地水位的相关性并不明显^[36, 66-67]。

Huertas 等^[18] 对地中海沿岸 Doñana 湿地的研究发现, CO_2 平均释放量在严重潮湿的月份为 $9.68 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$,明显低于干燥月份的 $(47.37 \pm 34.83) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。吕海波等^[63] 对黄河蒲草湿地的研究同样表明,水位上升会导致湿地 CO_2 交换通量的下降。Dai 等^[64] 观测了美国南卡罗来纳州湿地,指出 CH_4 交换通量与年降水量显著相关,丰水年 2003 年比其他年份 CH_4 交换通量高出 80%。Gatland 等^[65] 研究表明,在洪水期间,从洪泛区排放到大气中的 CH_4 是洪水过后的 170 倍。解成杰等^[66] 对纳帕海湿地的研究认为,淹水土壤的 N_2O 释放速率低于非淹水土壤,高水位会抑制湿地中 N_2O 的排放量。然而,Hirota^[36] 的研究和 Hawkins^[67] 的模拟实验均表明水位升高会增加 N_2O 的交换通量。Jørgensen 等^[68] 对丹麦河口的研究显示,DMS 的交换通量会因潮汐作用在晚上达到峰值,颜文等^[45] 测定了苏北海岸带盐沼的 DMS,发现平潮时期的 DMS 交换通量大于涨、落潮时期。

4.3 土壤理化性质对活性气体交换通量的影响

首先,土壤盐度的增加会提高湿地土壤有机质的碳矿化水平,即盐度水平可以在短期内改变湿地 CO_2 交换通量。Helton^[69] 的对比实验和 Neubauer^[70] 的模拟实验均表明土壤盐度升高会抑制湿地 CO_2 的释放,而王江涛等^[71] 的研究却指出湿地土壤的高盐度会增加净生态系统 CO_2 交换。Purdy^[72] 研究英国 Clone 河口湿地发现,有机质矿化产生的电子仅有 2% 可用于生成 CH_4 。

其次,湿地土壤 pH 会影响产甲烷菌的活性,进而影响 CH_4 的交换通量。研究表明,有 68 种产甲烷菌可以忍受的最低土壤 pH 为 5.6^[73],最适宜的 pH 范围为 6.80~7.20,并且在该范围内 CH_4 的生成率随 pH 的升高而增加^[74]。袁晓敏等^[33] 对辽河口翅碱蓬湿地的研究发现,pH 在 6.94~7.90 时,产甲烷菌的活性处于最佳水平。

此外,土壤中的氮化物和硫化物等营养物质也是影响湿地活性气体交换通量的重要因素。研究表明,湿地 CO_2 和 N_2O 的交换通量与土壤碳氮比(C/N)有关, CO_2 浓度升高会促进土壤中微生物的反硝化作用,氮肥的输入会加强植物对 CO_2 的吸收^[75-76],湿地中的 C、N 含量整体上成正相关关系。此外,硫化氢可作为

自养反硝化过程中的电子供体,增加湿地中 N_2O 的排放量^[77]。饶清华等^[78]对闽江河口潮滩湿地的研究发现,增加湿地中氮、硫的输入,会从总体上促进 N_2O 的排放。

4.4 微生物作用对活性气体交换通量的影响

4.4.1 甲烷菌和甲烷氧化菌 湿地生态系统中影响 CH_4 交换通量的微生物主要是产甲烷菌和甲烷氧化菌,前者的活动会生成 CH_4 ,而后者能通过氧化 CH_4 来有效地减少 CH_4 向大气的排放。陈颖等^[79]对桂林会仙岩溶湿地的研究发现,乙酸型产甲烷途径的速率为 $(1.02 \pm 0.45) \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,高于氢型产甲烷途径的速率 $(0.65 \pm 0.16) \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。Zhang 等^[80]对若尔盖高寒湿地中甲烷氧化菌的最新研究表明,反硝化型甲烷厌氧氧化菌的氧化速率可达 $(10.97 \pm 1.42) \text{ nmol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

4.4.2 硝化-反硝化作用 Byres^[87]研究认为土壤的硝化-反硝化过程中产生的 N_2O 可占湿地 N_2O 总量的 90%,但对于不同类型的湿地, N_2O 的主要来源不尽相同。Law^[88]对英国 Tamar 河口潮间带的研究发现,反硝化过程对 N_2O 的排放量起决定性作用。然而,杨曲等^[89]在扎龙盐碱湿地的研究表明,盐碱地的 N_2O 交换通量主要受硝化作用的影响。

4.5 环境要素对活性气体交换通量的影响

温室气体 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和负温室气体 DMS 在影响全球气候变化的同时,其源汇过程也会受到各类环境要素的影响,如温度、光照、风速和热对流等。诸多研究表明,在一定范围内, CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的交换通量随湿地温度的升高而增加^[2, 84-85]。温度主要通过影响土壤中的微生物作用来影响湿地活性气体的释放。生成 CH_4 的产甲烷菌对温度较为敏感,在 $20 \sim 40^\circ\text{C}$ 时活性较高^[86],而甲烷氧化菌对温度的敏感度则相对较低。Carrera 等^[87]研究表明,在 $25 \sim 35^\circ\text{C}$ 时土壤中的硝化作用最强烈,温度过高或过低均会抑制硝化作用的进行,而反硝化作用的温度较为广泛,在 $-2 \sim 70^\circ\text{C}$ 之间均可进行。光照通过影响植物光合作用,进而影响湿地土壤对 CH_4 的吸收能力。孙善彬等^[88]研究发现,光照条件下土壤-植物系统对 CH_4 的吸收明显高于黑暗条件。此外,Poindexter 等^[89]研究了风和热对流对湿地温室气体的影响,在植被覆盖条件下,热对流对气体排放通量的影响要高于风速的影响。

5 结论与展望

由于湿地生态系统中活性气体对全球气候变化和大气环境有重要影响,因此受到越来越多的关注,成为人们研究湿地生态系统的一项重要内容。但目前对湿地生态系统活性气体的研究不够系统和深入,许多重

要的研究手段和科学问题尚待解决。

(1)湿地生态系统中活性气体交换通量的测量方法主要为静态箱法和涡动相关法,在采集和分析时具有测量误差大或灵敏度低等缺点,应逐步完善活性气体交换通量的测量方法,才能精确地评估湿地生态系统对大气活性气体源汇的贡献。

(2)以往的研究只针对某一特定区域的湿地进行观测,未能系统开展不同类型湿地的同步观测及对比研究;研究的气体也主要集中于 CO_2 、 CH_4 和 N_2O ,对其他活性气体的研究较少。只有开展更广泛的活性气体交换通量的分布及规律研究,才能估算不同湿地生态系统对大气活性气体源汇的贡献,评估它们对全球气候变化的影响。

(3)作为一个连接陆地和水体,能量交换和物质迁移十分活跃的特殊地带,湿地生态系统中活性气体产生释放和迁移转化过程非常复杂,碳氮硫的交互影响及机理有待进一步深入研究。在气候变化和环境胁迫加剧的背景下,摸清活性气体吸收或释放过程中碳氮硫的耦合作用机制,才能评估湿地生态系统活性气体交换通量的变化趋势。

(4)人类对湿地土壤的大肆开垦和利用改变了其中的植被、水文等环境因子,但目前针对人类活动如何影响湿地活性气体的研究较少。可通过现场观测和实验室模拟,进一步研究不同人类活动影响下湿地生态系统活性气体交换通量的变化趋势。

参考文献:

- [1] 陈宜瑜, 吕宪国. 湿地功能与湿地科学的研究方向[J]. 湿地科学, 2003, 1(1): 7-11.
Chen Y Y, Lv X G. Wetland function and research direction of wetland science[J]. Wetland Science, 2003, 1(1): 7-11.
- [2] 白军红, 欧阳华, 邓伟, 等. 湿地氮素传输过程研究进展[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 326-333.
Bai J H, Ouyang H, Deng W, et al. Research progress of wetland nitrogen transport process[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(2): 326-333.
- [3] Zedler J B, Kercher S. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability[J]. Annual Review of Environment and Resources, 2005, 15(30): 39-74.
- [4] Rosswall, Thomas. Greenhouse gases and global change: international collaboration[J]. Environmental Science & Technology, 1991, 25(4): 567-573.
- [5] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Sweden Stockholm: [s. n.], 2013.
- [6] 张振超, 王金牛, 孙建, 等. 土壤温室气体测定方法研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2019, 25(5): 1228-1243.
Zhang Z C, Wang J N, Sun J, et al. Research progress of soil greenhouse gas determination methods[J]. Chinese Journal of Ap-

- plied & Environmental Biology, 2019, 25(5): 1228-1243.
- [7] 王跃思, 刘广仁, 王迎红, 等. 一台气相色谱仪同时测定陆地生态系统 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(10): 86-92.
- Wang Y S, Liu G R, Wang Y H, et al. Simultaneous determination of CO_2 , CH_4 and N_2O emissions in terrestrial ecosystems by a gas chromatograph[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2003, 4(10): 86-92.
- [8] 郑泽梅, 于桂瑞, 孙晓敏, 等. 涡度相关法和静态箱/气相色谱法在生态系统呼吸观测中的比较[J]. 应用生态学报, 2008(2): 68-76.
- Zheng Z M, Yu G R, Sun X M, et al. Comparison of vorticity correlation and static box/gas chromatography in ecosystem respiration observations[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008(2): 68-76.
- [9] Griffis T J, Black T A, Gaumont-Guay D, et al. Seasonal variation and partitioning of ecosystem respiration in a southern boreal aspen forest[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2004, 125: 207-223.
- [10] Wohlfahrt G, Anfang C, Bahn M, et al. Quantifying nighttime ecosystem respiration of a meadow using eddy covariance, chambers and modeling[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2005, 128: 141-162.
- [11] Denmead O T. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere[J]. Plant Soil, 2008, 309(1): 5-24.
- [12] Flesch T K, Wilson J D, Harper L A, et al. Estimating gas emissions from a farm with an inverse-dispersion technique[J]. Atm Environ, 2005, 39(27): 4863-4874.
- [13] Livingston G P, Hutchinson G L, Spitalier K. Trace gas emission in chambers[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(5): 1459-1469.
- [14] 石书静, 高志岭. 不同通量计算方法对静态箱法测定农田 N_2O 排放通量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(10): 2060-2065.
- Shi S J, Gao Z L. Effects of different flux calculation methods on the determination of N_2O emission flux from farmland by static box method[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(10): 2060-2065.
- [15] Venterea R T. Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes[J]. Journal of Environment Quality, 2010, 39(1): 126-135.
- [16] Raich J W, Schelesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. Tellus, 1992, 44B: 81-99.
- [17] Sabine C L, Feely R A. The oceanic sink for carbon dioxide. In Greenhouse Gas Sinks[M]. Oxfordshire: CABI Publishing, 2007: 31-49.
- [18] Huertas E, Flecha S, Figuerola J, Costas E, et al. Effect of hydroperiod on CO_2 fluxes at the air-water interface in the Mediterranean coastal wetlands of Doñana[J]. Journal of Geophysical Research, 2017, 122: 1615-1631.
- [19] Lu W, Xiao J, Liu F, et al. Contrasting ecosystem CO_2 fluxes of inland and coastal wetlands: A meta-analysis of eddy covariance data[J]. Global Change Biology, 2016; DOI:10.1111/gcb.13424.
- [20] Chu H, Chen J, Gottgens J F, et al. Net ecosystem methane and carbon dioxide exchanges in a Lake Erie coastal marsh and a nearby cropland[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2014, 119(5): 722-740.
- [21] Humphreys E R, Black T A, Morgenstern K, et al. Carbon dioxide fluxes in coastal *Douglas-fir* stands at different stages of development after clearcut harvesting[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2006, 140: 6-22.
- [22] Barr J G, Engel V, Fuentes J D, et al. Controls on mangrove forest-atmosphere carbon dioxide exchanges in western Everglades National Park[J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 2010, 115(G2)DOI:10.1029/2009.jq001186.
- [23] Barr J G, Engel V, Smith T J, et al. Hurricane disturbance and recovery of energy balance, CO_2 fluxes and canopy structure in a mangrove forest of the Florida Everglades[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2012, 153: 54-66.
- [24] Zhao L, Li J, Xu S, et al. Seasonal variations in carbon dioxide exchange in an alpine wetland meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Biogeosciences, 2010, 7(4): 1207-1221.
- [25] Herbst M, Friberg T, Schelde K, et al. Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland[J]. Biogeosciences, 2013, 10(1): 39-52.
- [26] Beringer J, Livesley S J, Randle J, et al. Carbon dioxide fluxes dominate the greenhouse gas exchanges of a seasonal wetland in the wet-dry tropics of northern Australia[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2013, 182-183: 239-247.
- [27] Bloom A A, Palmer P I, Fraser A, et al. Large-scale controls of methanogenesis inferred from methane and gravity spaceborne data[J]. Science, 2010, 327(5963): 322-325.
- [28] Joosten H, Clarke D. Wise Use of Mires and Peatlands Background and Principles Including a Framework for Decision Making [M]. Finland: International Peat Society, 2002.
- [29] 宋长春. 湿地生态系统甲烷排放研究进展[J]. 生态环境学报, 2004(1): 73-77.
- Song C C. Research progress of methane emission from wetland ecosystem[J]. Ecology and Environment, 2004(1): 73-77.
- [30] 王晓龙, 张寒, 姚志生, 等. 季节性冻结高寒泥炭湿地非生长季甲烷排放特征初探[J]. 气候与环境研究, 2016, 21(3): 282-292.
- Wang X L, Zhang H, Yao Z S, et al. Preliminary study on off-season methane emission characteristics of seasonal frozen alpine peat wetlands[J]. Climate and Environmental Research, 2016, 21(3): 282-292.
- [31] 李永福, 葛继稳, 翁闻畅, 等. 神农架大九湖泥炭湿地二氧化碳和甲烷排放化学计量比研究[J]. 安全与环境工程, 2019, 26(4): 21-28.
- Li Y F, Ge J W, Weng W C, et al. Study on the chemometrics ratio of carbon dioxide and methane emissions in the Dajiuhe peat wetland, Shennongjia[J]. Safety and Environmental Engineering, 2019, 26(4): 21-28.
- [32] Wright E L, Black C R, Turner B L, et al. Environmental controls of temporal and spatial variability in CO_2 and CH_4 fluxes in a neotropical peatland[J]. Global Change Biology, 2013, 19(12): 3775-3789.
- [33] 袁晓敏, 杨继松, 刘凯, 等. 辽河口滨海湿地 CH_4 排放特征及其

- 影响因素[J]. 生态学报, 2019, 39(5): 349-357.
- Yuan X M, Yang J S, Liu K, et al. CH₄ emission characteristics and influencing factors of the Liaohu estuary coastal wetland[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(5): 349-357.
- [34] 徐杰. 不同盐沼土壤温室气体排放用量及其影响因素研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2017.
- Xu J. Study on Greenhouse Gases Emission Amount of Different Salt Marsh Soils and Its Influencing Factors[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2017.
- [35] McNicol G, Sturtevant C S, Knox S H, et al. Effects of seasonality, transport-pathway, and spatial structure on greenhouse gas fluxes in a restored wetland[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23: 2768-2782.
- [36] Hirota M, Senga Y, Seike Y, et al. Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(3): 597-603.
- [37] Chauhan R, Ramanathan A, Adhya T K. Assessment of methane and nitrous oxide flux from mangroves along Eastern coast of India[J]. *Geofluids*, 2010, 8(4): 321-332.
- [38] Kreuzwieser J, Buchholz J, Rennenberg H. Emission of methane and nitrous oxide by Australian mangrove ecosystems[J]. *Plant Biology*, 2003, 5(4): 423-431.
- [39] 王玲玲, 孙志高, 牟晓杰, 等. 黄河口滨岸潮滩湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 通量特征初步研究[J]. 草业学报, 2006, 17(3): 51-61.
- Wang L L, Sun Z G, Mu X J, et al. Characteristics of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in coastal tidal flats of the Yellow River estuary[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2006, 17(3): 51-61.
- [40] Krauss K W, Holm G O, Perez B C, et al. Component greenhouse gas fluxes and radiative balance from two deltaic marshes in Louisiana: Pairing chamber techniques and eddy covariance[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2016, 121(6): 1503-1521.
- [41] 谢文霞, 赵全升, 张芳, 等. 胶州湾河口湿地秋冬季 N₂O 气体排放通量特征[J]. 地理科学, 2011, 31(4): 464-469.
- Xie W X, Zhao Q S, Zhang F, et al. Characteristics of N₂O emission fluxes in autumn and winter in the Jiaozhou Bay estuary wetland[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2011, 31(4): 464-469.
- [42] 汪旭明. 闽江口淡水和半咸水短叶荇菜潮汐湿地 N₂O 通量研究[D]. 福建: 福建师范大学, 2015.
- Wang X M. Fresh Water and Brackish Water Short Leaf Cyperus Malaccensis Tidal Wetland N₂O Flux Study Master Thesis in the Minjiang River Estuary[D]. Fujian: Fujian Normal University, 2015.
- [43] Bange H W, Rapsomanikis S, Andreae M O. Nitrous oxide in coastal waters[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10(1): 197-207.
- [44] 李新华, 孙志高, 孙文广, 等. 黄河三角洲潮滩湿地系统二甲基硫排放通量的时空变化[J]. 环境科学学报, 2015, 35(12): 3947-3955.
- Li X H, Sun Z G, Sun W G, et al. Spatiotemporal variation of dimethyl sulfur emission flux in tidal wetland system of the Yellow River delta[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(12): 3947-3955.
- [45] 颜文, 郭楠, 王进欣. 潮水影响下苏北海岸带盐沼 DMS 通量变化特征研究[J]. 海洋湖沼通报, 2016(6): 38-44.
- Yan W, Guo N, Wang J X. Characteristics of DMS flux change in salt marshes of north Jiangsu coastal zone under tidal influence[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2016(6): 38-44.
- [46] 周长芳, 安树青, 赵聪蛟, 等. 互花米草入侵对海岸盐沼二甲基硫及氧化亚氮气体释放的影响[J]. 海洋科学, 2009, 33(2): 17-21.
- Zhou C F, An S Q, Zhao C J, et al. Effects of interflower grass invasion on release of dimethyl sulfur and nitrous oxide gas in coastal salt marshes[J]. *Marine Sciences*, 2009, 33(2): 17-21.
- [47] Yang G P, Zhuang G C, Zhang H H, et al. Distribution of dimethylsulfide and dimethylsulfoniopropionate in the Yellow Sea and the East China Sea during spring: Spatio-temporal variability and controlling factors[J]. *Marine Chemistry*, 2012, 138-139: 21-31.
- [48] Cerqueira M A, Pio C A. Production and release of dimethylsulfide from an estuary in Portugal[J]. *Atmospheric Environment*, 1999, 33(20): 3355-3366.
- [49] Delaune R D, Devai I, Lindau C W. Flux of reduced sulfur gases along a salinity gradient in Louisiana Coastal Marshes[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, 54(6): 1003-1011.
- [50] Morrison M C, Hines M E. The variability of biogenic sulfur flux from a temperate salt marsh on short time and space scales[J]. *Atmospheric Environment Part A General Topics*, 1990, 24(7): 1771-1779.
- [51] Law B E, Ryan M G, Anthoni P M. Seasonal and annual respiration of a ponderosa pine ecosystem[J]. *Global Change Biology*, 1999, 5(2): 169-182.
- [52] Elberling B. Seasonal trends of soil CO₂ dynamics in a soil subject to freezing[J]. *Journal of Hydrology*, 2003, 276(1): 159-175.
- [53] Bubier J, Crill P, Mosedale A, et al. Peatland responses to varying interannual moisture conditions as measured by automatic CO₂ chambers[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 17(2): 1066-1081.
- [54] Larmola T, Jukka A, Sari J, et al. Contribution of vegetated littoral zone to winter fluxes of carbon dioxide and methane from boreal lakes[J]. *Journal of Geophysical Research Atmosphere*, 2004, 109(D19): 4099-4107.
- [55] 牛翠云, 王树涛, 郭艳杰, 等. 白洋淀湿地芦苇型水陆交错带土壤氮素形态变化和 N₂O 排放特征及氮储量研究[J]. 河北农业大学学报, 2017, 40(3): 72-9.
- Niu C Y, Wang S T, Guo Y J, et al. Study on soil nitrogen morphology and N₂O emission characteristics and nitrogen reserves in reedy-type water and land ecotone in the Baiyangdian wetland[J]. *Journal of Agricultural University of Hebei*, 2017, 40(3): 72-79.
- [56] Morse J L, Marcelo Ardón, Emily S. Bernhardt. Greenhouse gas fluxes in southeastern U. S. coastal plain wetlands under contrasting land uses[J]. *Ecological Applications*, 2012, 22(1): 264-280.
- [57] Czóbel S, Horváth L, Szirmai O, et al. Comparison of N₂O and CH₄ fluxes from Pannonian natural ecosystems[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61(5): 671-682.
- [58] Hemes K S, Chamberlain S D, Eichelmann E, et al. A biogeochemical compromise: The high methane cost of sequestering carbon in restored wetlands[J]. *Geophysical Research Letters*, 2018, 45: 6081-6091.

- [59] Swan H B, Deschaseaux E S M, Eyre B D, et al. Surface flux and vertical profile of dimethyl sulfide in acid sulfate soils at Cudgen Lake, northern New South Wales, Australia[J]. *Chemosphere*, 2019, 228: 309-317.
- [60] 宋鲁萍, 张立华, 邵宏波. 黄河三角洲滨海盐沼 CO₂, CH₄ 通量特征及其影响因素[J]. *武汉大学学报*, 2014, 60(4): 349-355.
Song L P, Zhang L H, Shao H B. Characteristics and influencing factors of CO₂ and CH₄ flux in coastal salt marsh of the Yellow River delta[J]. *Journal of Wuhan University*, 2014, 60(4): 349-355.
- [61] Jørgensen C J, Struwe S, Elberling B. Temporal trends in N₂O flux dynamics in a Danish wetland-effects of plan-mediated gas transport of N₂O and O₂ following changes in water level and soil mineral-N availability[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(1): 210-222.
- [62] Cheng X, Peng R, Chen J, et al. CH₄ and N₂O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(3): 420-427.
- [63] 吕海波, 张虹. 水位变化对黄河中游蒲草湿地 CO₂ 排放速率的影响[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(10): 1943-1948.
Lv H B, Zhang H. Influence of water level change on CO₂ emission rate of pucca wetland in the middle reaches of the Yellow River[J]. *Ecology and Environment*, 2018, 27(10): 1943-1948.
- [64] Dai Z, Trettin C C, Li C, et al. Effect of assessment scale on spatial and temporal variations in CH₄, CO₂, and N₂O fluxes in a forested wetland[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2012, 223: 253-265.
- [65] Gatland J R, Santos I R, Maher D T, et al. Carbon dioxide and methane emissions from an artificially drained coastal wetland during a flood: Implications for wetland global warming potential [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2014, 119(8): 1698-1716.
- [66] 解成杰, 余磊朝, 王山峰, 等. 滇西北高原纳帕海湿地 N₂O 排放特征[J]. *湖北农业科学*, 2016, 55(6): 1410-1416.
Xie C J, Yu L C, Wang S F, et al. N₂O emission characteristics in the Napa sea wetland, northwest Yunnan plateau[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2016, 55(6): 1410-1416.
- [67] Hawkins J E, Freeman C. Rising sea levels-potential effects upon terrestrial greenhouse-gas production[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1994, 26(3): 325-329.
- [68] Jørgensen B B, Okholm-Hansen B. Emissions of biogenic sulfur gases from a Danish estuary[J]. *Atmospheric Environment* (1967), 1985, 19(11): 1737-1749.
- [69] Helton A M, Ardón, Marcelo, et al. Hydrologic context alters greenhouse gas feedbacks of coastal wetland salinization[J]. *Ecosystems*, 2019, 22(5): 1108-1125.
- [70] Neuberger S C. Ecosystem responses of a tidal freshwater marsh experiencing saltwater intrusion and altered hydrology[J]. *Estuaries and Coasts*, 2013, 36(3): 491-507.
- [71] 王江涛, 仲启铖, 欧强, 等. 崇明东滩滨海围垦湿地生长季 CO₂ 通量特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(3): 416-425.
Wang J T, Zhong Q C, Ou Q, et al. Characteristics of CO₂ flux in the growing season of coastal reclaimed wetlands in Chongming dongtan[J]. *Resources and Environment in The Yangtze Basin*, 2015, 24(3): 416-425.
- [72] Purdy K J, Nedwell D B, Embley T M. Analysis of the sulfate-reducing bacterial and methanogenic archaeal populations in contrasting Antarctic sediments[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(6): 3181-3191.
- [73] Garcia J L, Patel B K C, Ollivier B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic archaea[J]. *Anaerobe*, 2000, 6(4): 205-226.
- [74] 王纯, 张璟钰, 黄佳芳, 等. 盐度对感潮区淡水沼泽土壤甲烷产生潜力的影响[J]. *湿地科学*, 2015, 13(5): 593-601.
Wang C, Zhang J Y, Huang J F, et al. Effects of salinity on methane potential in freshwater marsh soils in tide-sensing areas [J]. *Wetland Science*, 2015, 13(5): 593-601.
- [75] Arnone Iii J A, Bohlen P J. Stimulated N₂O flux from intact grassland monoliths after two growing seasons under elevated atmospheric CO₂[J]. *Oecologia*, 1998, 116(3): 331-335.
- [76] Drury C F, Oloya T O, Tan C S, et al. Long-term effects of fertilization and rotation on denitrification and soil carbon[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1998, 62(6): 1572-1579.
- [77] Bartacek J, Manconi I, Sansone G, et al. Divalent metal addition restores sulfide-inhibited N₂O reduction in *Pseudomonas aeruginosa*[J]. *Nitric Oxide*, 2010, 23(2): 101-105.
- [78] 饶清华, 李家兵, 胡敏杰, 等. 亚热带河口潮滩湿地 N₂O 排放对氮硫增强输入的响应[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(5): 2045-2054.
Rao Q H, Li J B, Hu M J, et al. Response of N₂O emissions from tidal shoal wetlands in subtropical estuaries to enhanced nitrogen and sulfur input[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(5): 2045-2054.
- [79] 陈颖, 邱凯瑞, 吴麒, 等. 桂林会仙岩溶湿地产甲烷菌的数量、群落组成和活性[J]. *应用与环境生物学报*, 2017, 23(6): 959-967.
Chen Y, Qiu K R, Wu Q, et al. Quantity, community composition and activity of metogens in the Huixian karst wetland, Guilin [J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2017, 23(6): 959-967.
- [80] Zhang Y F, Ma A Z, Liu W Z, et al. The occurrence of putative nitric oxide dismutase (Nod) in an alpine wetland with a new dominant subcluster and the potential ability for a methane sink [J]. *Archaea*, 2018, 3: 1-7.
- [81] Byrnes B H. Environmental effects of N fertilizer use—A review [J]. *Fertilizer Research*, 1990, 26(1-3): 209-215.
- [82] Law C S, Rees A P, Owens J P. Temporal variability of denitrification in estuarine sediments[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1991, 33(1): 37-56.
- [83] 杨曲, 高伟峰, 刘凤琴, 等. 硝化作用对盐碱湿地 N₂O 排放的影响及其环境因子分析[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 876-884.
Yang Q, Gao W F, Liu F Q, et al. Effects of nitrification on N₂O emission in saline-alkali wetlands and analysis of environmental factors[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(2): 876-884.
- [84] Hamada Y, Tanaka T. Dynamics of carbon dioxide in soil profiles based on long-term field observation[J]. *Hydrological Processes*, 2001, 15(10): 1829-1845.
- [85] Freeman C, Nevison G B, Kang H, et al. Contrasted effects of simulated drought on the production and oxidation of methane in a mid-Wales wetland[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(1): 61-67.

- [86] 沙晨燕, 王敏, 王卿, 等. 湿地碳排放及其影响因素[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 2072-2079.
Sha C Y, Wang M, Wang Q, et al. Wetland carbon emission and its influencing factors[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(9): 2072-2079.
- [87] Carrera J, Vicent T, Lafuente F J. Influence of temperature on denitrification of an industrial high-strength nitrogen wastewater in a two-sludge system[J]. Water SA, 2003, 29(1): 11-16.
- [88] 孙善彬, 李俊, 陆佩玲, 等. 小麦植株在麦田 CH_4 交换中的作用及光照的影响[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(3): 495-499.
Sun S B, Li J, Lu P L, et al. Effects of wheat plants on CH_4 exchange and illumination in wheat fields[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(3): 495-499.
- [89] Poindexter C M, Variano E A. Gas exchange in wetlands with emergent vegetation: The effects of wind and thermal convection at the air-water interface[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2013, 118(3): 1297-1306.

Research Progress on Exchange Fluxes of Active Gases Effecting Climate Change in Wetland Ecosystems

LIU Chun-Ying, DING Xi-Ju, XIE Li-Jun, HU Jing-Wen, LI Bing-Han, YANG Gui-Peng

(The Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Abstract: Wetland ecosystems are important "source" or "sink" of active gases that affect climate change. With the increase of human activities and the intensification of climate change, the impact of wetland active gases on global climate change has attracted more and more attention. Many researches on carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4), nitrous oxide (N_2O) and dimethyl sulfur (DMS) have been carried out. The study progress of wetland active gases, including exchange fluxes, variation characteristics and influencing factors of CO_2 , CH_4 , N_2O and DMS are summarized in this paper. However, the researches on wetland active gas are not systematic and in-depth. The source and sink patterns of active gases from different types of wetlands, the coupling mechanism of carbon, nitrogen and sulfur, the impact of human activities and environmental stress etc. should be systematically studied in order to quantitatively evaluate their contribution to global climate change and put forward the change trend.

Key words: wetland ecosystems; active gases; exchange fluxes; variation characteristics; influencing factors

责任编辑 徐 环