

DOI: 10.5846/stxb201812302849

常怡慧, 牟长城, 彭文宏, 郝利, 韩丽冬. 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤温室气体排放特征. 生态学报, 2020, 40(7): 2333-2346.

Chang Y H, Mu C C, Peng W H, Hao L, Han L D. Characteristics of greenhouse gas emissions from seven swamp types in the permafrost region of Daxing'an Mountains, northeast China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(7): 2333-2346.

大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤温室气体排放特征

常怡慧^{1,2}, 牟长城^{1,*}, 彭文宏¹, 郝利¹, 韩丽冬¹

1 东北林业大学生态研究中心, 哈尔滨 150040

2 乌海职业技术学院, 乌海 010070

摘要: 气候变暖及永久冻土退化将会增加冻土湿地的温室气体排放, 但关于大兴安岭永久冻土区沼泽湿地温室气体通量及主控因子尚不明确。采用静态箱-气相色谱法, 同步原位观测大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型(草甸沼泽-C、灌丛沼泽-G、毛赤杨沼泽-M、白桦沼泽-B、落叶松苔草沼泽-LT、落叶松藓类沼泽-LX、落叶松泥炭藓沼泽-LN)土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 通量及土壤温度、水位、化冻深度及土壤碳氮含量、碳氮比、pH 值及含水量, 揭示永久冻土区沼泽土壤温室气体通量及其主控因子。结果表明: 1) 7 种沼泽类型土壤 CO₂ 年均通量(125.12—163.33 mg m⁻² h⁻¹) 相近; 2) CH₄ 年均通量(-0.007—0.400 mg m⁻² h⁻¹) 呈草甸显著高于其他沼泽 5.6—65.7 倍($P < 0.01$); 3) N₂O 年均通量(1.52—37.90 μg m⁻² h⁻¹) 呈阔叶林沼泽显著高于其他类型 2.0—23.9 倍, 针叶林沼泽显著高于草甸、灌丛沼泽 2.9—6.2 倍($P < 0.05$); 4) CO₂ 主控因子为土壤温度和水位; CH₄ 主控因子为土壤温度和化冻深度; N₂O 受到多种环境因子综合调控, 共同可以解释 N₂O 变化的 26%—99%; 5) 土壤增温潜势(11.05—15.37 t CO₂ hm⁻² a⁻¹) 相近, 且均以 CO₂ 占绝对优势地位, 但草甸以 CH₄ 占次要地位, 森林沼泽则以 N₂O 占次要地位。综合对比国内外现有研究结果发现目前大兴安岭永久冻土区沼泽土壤仍处于 CO₂、CH₄ 和 N₂O 低排放阶段。

关键词: 大兴安岭; 永久冻土区; 森林沼泽; 温室气体; 主控因子

Characteristics of greenhouse gas emissions from seven swamp types in the permafrost region of Daxing'an Mountains, northeast China

CHANG Yihui^{1,2}, MU Changcheng^{1,*}, PENG Wenhong¹, HAO Li¹, HAN Lidong¹

1 Center for Ecological Research, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

2 Wuhai Vocational and Technical College, Wuhai 010070, China

Abstract: Climate warming and permafrost degradation will increase greenhouse gas emissions from the permafrost swamps. However, the fluxes of these trace gases have been scarcely quantified in cold temperate zone continuous permafrost region. The seasonal variation and the influence factors (temperature, water level, depth of thawing, and soil organic carbon and nitrogen content) of emission fluxes of greenhouse gas including CO₂, CH₄, and N₂O from seven kinds of natural swamps (*Carex schmidtii* marsh-C, *Betula ovalifolia*-*C. schmidtii* shrub swamp-G, *Alnus sibirica*-*C. schmidtii* swamp-M, *B. platyphylla*-*C. schmidtii* swamp-B, *Larix gmelinii*-*C. schmidtii* swamp-LT, *Larix gmelinii*-moss swamp-LX, and *Larix gmelinii*-*Sphagnum* spp. swamp-LN) were studied over a one-year period by static chamber-GC technique in continuous permafrost region at the Daxing'an Mountains, northeast China. The results showed that: (1) the CO₂ annual average emission flux (125.12—163.33 mg m⁻² h⁻¹) was similar. (2) CH₄ annual average emission flux (-0.007—0.400 mg m⁻² h⁻¹) exhibited

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFA0600803); 国家自然科学基金项目(31370461)

收稿日期: 2018-12-30; 网络出版日期: 2019-12-26

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: muccjs@163.com

a different trend in C greater than that of others (5.6—65.7 times greater than the others, $P < 0.01$). (3) N_2O annual average emission flux ($1.52—37.90 \mu g m^{-2} h^{-1}$) had significant differences among all the sites (M, B was 2.0—23.9 times higher than that of others, $P < 0.05$, LT, LX and LN was 2.9—6.2 times greater than C and G, $P < 0.05$); (4) The three greenhouse gases emissions from seven kinds of wetlands were controlled partly by soil temperature, water level, thaw depth, soil organic carbon and nitrogen content, carbon to nitrogen ratio, pH value, and water content. The CO_2 emissions were mainly controlled by soil temperature, and that of B, LT, LX, and LN were also controlled by the water level. The CH_4 emissions were mainly controlled by soil temperature and thaw depth. The N_2O emissions were controlled partly by soil temperature, water level, thaw depth, soil organic carbon and nitrogen content, carbon to nitrogen ratio, pH value, and water content. Above environmental factors can explain the variation of soil N_2O flux by 26%—99%. (5) The global warming potential (GWP) of the seven natural wetland soils were similar ranged in $11.05—15.37 t CO_2 hm^{-2} a^{-1}$, which all were dominated by CO_2 . The C took CH_4 as the secondary position and forested wetlands took N_2O as the secondary position. Based on the results, it was found that these swamp soils in the permafrost region of Daxing'an Mountains are still in the low emission stage of CO_2 , CH_4 and N_2O .

Key Words: Daxing'an Mountains; permafrost region; forested swamp; greenhouse gas; effect factors

永久冻土区占地球陆地面积的 20% 以上, 主要分布于高纬度和高海拔区域, 对气候变化极为敏感。永久冻土储存着 1400—1800 Pg 碳, 占全球土壤有机碳 50% 以上且相当于大气碳库的 2 倍^[1-3], 并储有 40—60 Pg 氮^[4-6], 这使得冻土区在全球碳氮循环及气候变化中占有重要地位^[7-8]。但由于过去 30 年间, 高纬度地区升温较快, 是全球平均增幅的 2 倍^[9]。已引起冻土退化和活动层加深, 有机质的微生物分解过程加速, 促进了温室气体释放^[1,10]。预计下个世纪的平均温度会增加 4—8℃^[11], 温室气体排放量甚至可能会较预期更高^[12-13], 故永久冻土融化对气候变暖可能会起到正反馈作用^[14-16]。同时, 全球变暖将会改变冻土区环境条件, 改变植被物种组成和生产力^[17-18], 加之大气 CO_2 浓度升高的施肥作用, 进而促进植物的生产, 故永久冻土融化对气候变暖也可能起着负反馈作用^[19-20]。因此, 永久冻土区湿地温室气体排放对预测全球气候变化趋势具有重要作用^[21], 冻土退化将会如何影响温室气体排放是亟待解决的科学问题之一。

现有研究结果表明: 气候变暖导致冻土消融可能会促进冻土区湿地的温室气体排放, 加拿大西部泥炭地冻土融化区域的 CO_2 排放量较冻土区增加 1.6 倍, CH_4 排放量增加 30 倍^[22]; 西伯利亚东北部冻土区夏季水淹沼泽在低纬度区 CH_4 排放量较高纬度增高 5.1 倍^[23]; 亚北极苔原和永久冻土区的高山草甸气候变暖能够促进 N_2O 排放^[24-25], 泥炭地生长季 N_2O 通量 ($31—31.4 mg m^{-2} d^{-1}$) 与热带雨林相近^[26-27], 且冻土融化区具有更大的 N_2O 排放潜力^[7,28]。室内培养试验也证明: 取自北美阿拉斯加和欧洲西伯利亚土样在控温 15℃ 条件下, 冻土融化在有氧环境中的碳排放量 (CO_2 和 CH_4) 较厌氧环境提高 3.9—10.0 倍^[29]; 取自大兴安岭的土样培养实验也得到随着未来气候的变化, 泥炭地土壤将成为大气潜在的 CO_2 排放源^[30]。由此可见, 气候变暖及冻土退化可能会导致冻土区湿地温室气体排放发生实质性改变, 但相关方面的研究仍很薄弱, 尚需要足够的野外观测证据加以验证。

大兴安岭位于欧亚大陆南缘, 是我国第二大永久冻土带, 也是气候变化最敏感区之一^[31-32]。在气候变暖的影响下, 致使永久冻土南部边界正向北推移, 永久冻土总面积减少了 20 世纪 70—80 年代估计值的 35%^[32]。冻土退化改变了永久冻土区湿地的水文、地形以及植被演替^[15], 进而影响到湿地碳氮循环过程及温室气体排放^[7,33]。然而, 目前有关大兴安岭永久冻土区沼泽湿地温室气体排放研究相对较少, 且主要集中在灌丛与草丛沼泽 N_2O ^[34]、 CH_4 ^[35] 及 CH_4 和 CO_2 ^[36-37] 研究, 而作为本区沼泽湿地主体的森林沼泽的温室气体排放情况仍不十分清楚, 仅见有落叶松苔草、杜香沼泽 N_2O 排放^[38] 的报道。加之这些研究多限于生长季且单一气体的观测数据, 尚难以对大兴安岭永久冻土区沼泽湿地温室气体排放的总体状态加以准确评估。

本研究以我国寒温带大兴安岭永久冻土区 7 种典型天然沼泽类型(草丛沼泽、灌丛沼泽、2 种阔叶林沼泽和 3 种针叶林沼泽)为研究对象,同步原位测定全年尺度上的 3 种温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)排放通量及相关环境因子(温度、水位、化冻深度及土壤碳氮含量等),揭示其土壤温室气体排放特征及其主控因子,并结合现有研究结果对其温室气体排放总体状态加以评价,探讨气候变暖对大兴安岭永久冻土区温室气体排放的影响规律,以便为永久冻土区湿地碳汇管理及探寻气候变化与冻土退化的反馈关系提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究地位于大兴安岭北部的黑龙江漠河森林生态系统国家定位研究站,是连续永久冻土带,地理坐标为 $122^{\circ}06'—122^{\circ}27'\text{E}$, $53^{\circ}17'—53^{\circ}30'\text{N}$ 。本区域属于寒温带大陆性季风气候,年平均气温为 -4.9°C 。冬季极寒而漫长,极端最低气温达到 -52.3°C ,夏季湿热,雨水充沛,年降水量约 430—550 mm,7—8 月份为降雨集中期,全年无霜期约为 80—90 d,该地区的植被属于欧亚寒温带针叶林的南部延伸,沼泽类型丰富,沿沼泽至森林方向过渡带依次分布有苔草(*Eriophorum vaginatum*)沼泽、柴桦苔草灌丛(*Betula fruticosa*)沼泽、毛赤杨苔草(*Alnus sibirica*)沼泽、白桦苔草(*Betula platyphylla*)沼泽、兴安落叶松苔草(*Larix gmelinii-Carex schmidtii*)沼泽、兴安落叶松藓类(*Larix gmelinii-moss*)沼泽和兴安落叶松泥炭藓(*Larix gmelinii-Sphagnum spp*)沼泽,且以森林沼泽为主体。灌木主要有油桦(*Betula ovalifolia*)、笃斯越橘(*Vaccinium uliginosum*)和细叶杜香(*Ledum palustre*),草本植物主要有薹草(*Carex schmidtii*)、小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)。地带性土壤为棕色针叶林土,其他非地带性土壤类型有草甸土、泥炭土和腐殖质沼泽土,泥炭层厚度 40—60 cm,永久冻土广泛分布于河流沟谷湿地中,故本区域是研究永久冻土退化与沼泽湿地温室气体排放关系的理想场所。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置

于 2016 年在实地踏查的基础之上沿着沟谷湿地水分环境梯度依次选择了 7 种天然沼泽湿地作为研究对象,即草丛沼泽-C、灌丛沼泽-G、毛赤杨沼泽-M、白桦沼泽-B、落叶松苔草沼泽-LT、落叶松藓类沼泽-LX、落叶松泥炭藓沼泽-LN,并在每个类型中各设置 20 m×30 m 样地 3 块,共设置 21 块样地(每个样地随机设置 1 个静态箱),共计设置 21 个静态箱。并于 2017 年 5 月至 2018 年 5 月(全年尺度)对各样地土壤温室气体及环境因子进行观测,以便揭示各沼泽类型土壤温室气体排放规律及其主控因子,评价永久冻土区沼泽湿地土壤温室气体排放的总体状况。

1.2.2 土壤表面温室气体和环境因子观测方法

温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)的测定使用静态暗箱-气象色谱法。取样时间为 09:00—12:00,全年共计采样 25 次。春季为 3 月下旬—6 月中旬,夏季为 6 月下旬—9 月中旬,秋季为 9 月下旬—12 月中旬,冬季为 12 月下旬—次年 3 月中旬;生长季为 5 月中旬—9 月下旬,非生长季为 10 月中旬—次年 5 月上旬。每个静态暗箱由 50 cm×50 cm×50 cm 的不锈钢箱体和 50 cm×50 cm×10 cm 的不锈钢底座 2 部分组成。为防止安插底座对样地土壤的扰动,首次取样前数天将底座插入土中 10 cm,切断底座周围根系及去除底座内植物,并在每次取样前 20 h 将底座内的植物去除,以确保对土壤异养呼吸的测定。为减少箱内温度波动在顶箱外部安装保温材料,箱内顶部设有两个小风扇,并配备 12V4A 蓄电池供电,用于使箱内的空气流通混合均匀。暗箱顶部有直径为 1 cm 且内置橡胶塞的 2 个口,分别用来采样和测量箱内温度。采集气体样品前,将静态暗箱两部分间用水密封,取样在暗箱顶部进行,用 60 mL 医用注射器通过三通阀连接针头进行取样,每间隔 10 min 采样 1 次,在 30 min 内取样 4 次,样品采集后装入 100 mL 的铝塑复合气袋中储存,并及时带入实验室,在 72 h 内进行分析。

温度测定用 JM624 型便携数字温度计,在每次取样时于静态箱附近安置温度计,测定 10 cm 土壤温度。土壤采集于每月中旬,取 0—30 cm 土壤,置于密封袋中,带回实验室测定土壤成分。水位测定于每次取样时,

在采样箱附近挖井,用钢尺测量。永久冻土活动层深度测定于每次取样时用土钻测量。

1.2.3 气体样品和土壤样品分析方法

温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)浓度分析用 Agilent 7890A 气相色谱仪(GC)分析。 CO_2 和 CH_4 分析由前检测器氢火焰离子检测器(FID)进行测定,FID 温度为 250°C , N_2O 分析由后检测器电子捕获检测器(ECD)进行测定,ECD 温度为 330°C 。色谱柱的温度为 55°C ,镍转化炉温度为 375°C 。气体样品的载气为高纯氮气。3 种温室气体同时测定,测定时间为 4.5 min。10 h 内的 CV 值分别小于 68%、26%和 88%,30 min 内采集的 4 个气体样品浓度与采样时间间隔存在线形相关的关系, CO_2 和 CH_4 样品的相关系数均在 $R^2>0.95$ 时视为有效, N_2O 样品的相关系数在 $R^2>0.70$ 时视为有效,计算公式如下^[36]:

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

式中, F 为单位时间单位面积静态箱内某种温室气体通量($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 或 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$),正值为排放,负值为吸收; P_0 、 V_0 、 T_0 分别为标准状态下的标准大气压(101325 Pa)、气体摩尔体积($22.4 \text{ m}^3/\text{mol}$)和空气绝对温度(273.15 K); dc/dt 为采样时气体浓度随时间变化的直线斜率($\mu\text{mol}/\text{mol}/\text{h}$); M 为温室气体的摩尔质量(g/mol); P 、 T 为采样时采样箱内的实际大气压(Pa)和温度(K); H 为采样箱有效高度(m)。

温室气体排放总量估算:用全年观测数据对全年温室气体排放总量进行估算,公式如下^[39]:

$$M = \frac{\sum (F_{i+1} + F_i)}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 24$$

式中, M 为温室气体累积通量(kg/hm^2); F_i 和 F_{i+1} 为第 i 次和 $i+1$ 次取样气体通量($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 或 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$); t_i 和 t_{i+1} 为第 i 次和 $i+1$ 次取样日期。

增温潜势估算:结合 100 年尺度上的全球增温潜势(global warming potential, GWP), CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的增温潜势值依次为其排放总量的 1、28 倍和 265 倍^[9],估算各处理样地的增温效果,计算公式如下:

$$\text{GWP} = F'_{\text{CO}_2} + F'_{\text{CH}_4} \times 28 + F'_{\text{N}_2\text{O}} \times 265$$

式中, F' 代表各温室气体年排放总量

土壤含水量采用烘干法测定;采用环刀(100 cm^3)法测量各土层土壤容重;使用 HANNA pH211 型 pH 计测定土壤 pH 值;使用 Multi N/C 3000 分析仪 (Analytik Jena AG, Germany) 利用燃烧法测定干土中有机碳(TOC)浓度;利用 KjeltacTM 8400 凯氏定氮仪 (Foss Teactor AB, Sweden) 测定土壤全氮浓度。各沼泽类型的土壤状况见表 1。

1.2.4 数据分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 20.0 软件对数据进行统计分析。采用单因素(one-way ANOVA)方差分析对土壤理化性质、温室气体通量及 GWP 进行单因素方差分析,采用 Duncan 进行多重比较($\alpha=0.05$)。采用逐步多元回归模型对 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的月平均通量与相应月份的环境因子均值进行分析,筛选主要影响因子。SigmaPlot 12.5 软件作图,图表中数据为平均值 $\pm$ 标准差。

2 结果与分析

2.1 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 CO_2 通量及其季节变化

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型的土壤 CO_2 年均通量相近(表 2)。其土壤 CO_2 年均通量分布在 $125.12\text{--}163.33 \text{ mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 之间,其中,C、B、LX、LN 略高于 G、M、LT 9.3%—30.5%,但各沼泽类型间差异性均不显著($P>0.05$),故大兴安岭永久冻土区沼泽土壤 CO_2 排放与沼泽类型关系并不大。

表 1 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤理化性质

Table 1 Soil physicochemical property from seven kinds of natural swamp in the continuous permafrost region of the Daxing'an Mountains

土壤性质 Soil characteristics	土层 Depth/cm	样地类型 Site						
		C	G	M	B	LT	LX	LN
水位 Water level/cm		-7.31±0.80bc	-14.53±2.49ab	-5.84±3.88c	-10.49±3.15abc	-13.87±3.67ab	-15.96±0.97a	-8.09±0.95bc
化冻深度 Thaw depth/cm		-138.80±6.3b	-141.30±3.8b	-153.80±6.3a	-151.00±2.0a	-153.00±2.0a	-155.50±7.5a4a	-153.00±6.0a
土壤温度 Soil temperature/℃	10	-1.67±0.02a	-1.29±0.07b	-1.27±0.01b	-1.32±0.03b	-0.39±0.04d	-0.60±0.06c	-0.66±0.01c
土壤 pH 值 Soil pH	0—30	5.36±0.04b	5.11±0.18a	5.21±0.11a	5.22±0.20a	5.24±0.14a	5.24±0.21a	5.11±0.11a
土壤容重 Soil bulk density/ (g/cm ³)	0—30	0.88±0.31a	1.15±0.29a	0.95±0.33a	0.92±0.34a	0.88±0.31a	0.79±0.16a	0.89±0.36a
有机碳 Soil organic carbon/ (mg/g)	0—30	117.20±62.2abc	103.40±39.8ab	166.80±120.7c	169.30±130.6c	112.70±81.9abc	88.70±71.3a	161.30±78.1bc
全氮 Total nitrogen/(mg/g)	0—30	8.83±3.98abcd	8.24±1.15ab	12.76±7.70cd	13.11±9.78d	8.53±6.21abc	4.81±3.97a	10.01±3.4bcd
碳氮比 C/N ratio	0—30	13.37±1.05a	13.96±3.01a	12.98±1.89a	12.93±0.57a	14.78±1.65a	19.65±0.40b	15.96±2.47a
含水量 Soil water content/ (cm ³ /cm ³)	0—30	1.59±0.52a	1.50±0.24a	2.12±0.79a	1.10±0.46a	0.88±0.28a	0.82±0.26a	1.85±0.56a

同一行不同小写字母表示同一土壤性质不同样地类型间差异显著 ($P<0.05$)。C: 草丛沼泽 *Eriophorum vaginatum*; G: 灌丛沼泽 *Betula fruticosa*; M: 毛赤杨沼泽 *Alnus sibirica*; B: 白桦沼泽 *Betula platyphylla*; LT: 落叶松苔草沼泽 *Larix gmelinii-Carex schmidtii*; LX: 落叶松藓类沼泽 *Larix gmelinii-moss*; LN: 落叶松泥炭藓沼泽 *Larix gmelinii-Sphagnum* spp

不同沼泽类型土壤 CO₂ 排放通量的季节变化趋势一致 (图 1), 即由早春开始波动升高, 进入夏季达到排放峰值, 且在 6 月下半月 (424.3—509.2 mg m⁻² h⁻¹) 及 7 月下半月或 8 月上半月 (377.5—491.8 mg m⁻² h⁻¹) 呈现出 2 个排放峰值, 夏末秋初开始波动下降, 直至整个冬季维持低排放 (<85 mg m⁻² h⁻¹)。但各沼泽类型土壤 CO₂ 通量季节格局却不同 (表 2), 可分为 3 种类型: LT、LX 呈夏>春>秋>冬型分布 (夏季高于其他 3 季 41.9%—654.4%, $P<0.05$); G、B 呈夏>春>秋≈冬型分布 (夏季高于其他 3 季 65.5%—545.8%, $P<0.05$); C、M 和 LN 呈夏>春≈秋≈冬型分布 (夏季高于其他 3 季 52.9%—743.2%, $P<0.05$)。此外, 各沼泽类型生长季土壤 CO₂ 通量均显著高于非生长季 168.5%—311.4% ($P<0.05$)。因此, 大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型的土壤 CO₂ 通量均呈现出双峰型季节动态趋势, 但其季节格局却存在 3 种类型。

2.2 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 CH₄ 通量及其季节变化

大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤 CH₄ 年均通量存在显著差异性 (表 2)。其土壤 CH₄ 年均通量分布在 -0.007—0.400 mg m⁻² h⁻¹ 之间, 其中, C 为 CH₄ 强排放源, 显著高于其他 5 种沼泽类型 5.6—65.7 倍 ($P<0.05$) (LT 为弱汇除外), 其他 6 种沼泽类型为 CH₄ 的弱排放源或弱吸收汇且差异性均不显著。因此, 大兴安岭永久冻土区仅草丛沼泽为 CH₄ 的强排放源, 其他 6 种沼泽类型为 CH₄ 的弱排放源或弱吸收汇。

7 种沼泽类型 CH₄ 通量季节动态趋势及季节格局不同 (图 1)。其中, 草丛、灌丛及 2 种阔叶林 (M 和 B) 沼泽的 CH₄ 通量自早春开始逐渐缓慢升高, 进入夏季波动升高, 至夏末、秋初出现 1—3 个排放峰值 (分别为 1.61—2.71、0.26、0.24—0.29、0.42 mg m⁻² h⁻¹), 秋末迅速波动下降, 整个冬季维持低吸收或低排放; 而 3 种针叶林沼泽 LT、LX 和 LN 的 CH₄ 通量在全年观测期间均呈排放与吸收交替出现的季节变化趋势。此外, 7 种沼泽类型 CH₄ 通量季节格局各不相同 (表 2): C 呈夏>秋>春≈冬型; G 呈秋>春≈冬>夏型; M 呈夏≈秋>春≈冬型; B 呈秋>春≈夏≈冬型; LT 呈冬>秋≈夏>春型; LX 呈夏>春≈秋≈冬型; LN 呈秋>夏≈冬>春型。因此, 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型 CH₄ 通量季节动态呈现出单峰型、多峰型和排放吸收交替型 3 种类型及季节分布格局各不相同。

表 2 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤 CO₂、CH₄和 N₂O 排放通量
Table 2 Carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions fluxes from seven natural swamps in the continuous permafrost region of Daxing'an Mountains

气体 Gas	观测时期 Observation period	样地类型 Site						
		C	G	M	B	LT	LX	LN
CO ₂ /(mg m ⁻² h ⁻¹)	春季	153.13±57.71Ab	117.18±20.99Ab	125.07±26.38Ab	162.34±11.06Ab	138.17±4.27Ac	179.67±11.68Ac	155.68±33.53Ab
	夏季	327.23±5.41Ac	243.96±37.96Ac	261.22±66.44Ac	268.61±65.07Ac	228.62±42.47Ad	254.87±15.11Ad	238.00±30.42Ac
	秋季	109.01±12.64Ab	84.63±9.20Aab	67.53±13.31Aab	91.74±32.59Aa	89.11±16.31Ab	100.30±25.71Ab	103.87±40.98Ab
	冬季	48.14±19.69Aa	44.01±3.79Aa	30.98±3.62Aa	41.59±3.65Aa	30.31±5.60Aa	35.00±5.85Aa	31.86±9.60Aa
	生长季	284.07±31.12Ab	210.72±34.97Ab	226.42±48.75Ab	235.37±55.99Ab	205.96±20.86Ab	255.25±18.18Ab	232.66±33.99Ab
	非生长季	82.83±5.38BCa	68.13±3.58ABa	55.03±5.19Aa	87.67±4.74Ca	73.58±7.35BCa	79.39±3.84BCa	75.29±22.80BCa
	年平均值	163.33±15.22A	125.16±16.10A	125.12±22.37A	146.75±21.43A	126.53±12.75A	149.74±6.82A	138.24±26.27A
CH ₄ /(mg m ⁻² h ⁻¹)	春季	0.131±0.085Ba	-0.003±0.000Ab	0.015±0.012Aa	-0.005±0.010Aa	-0.013±0.002Aa	-0.009±0.007Aa	0.013±0.002Aa
	夏季	1.025±0.283Bc	-0.016±0.001Aa	0.105±0.030Ab	0.003±0.008Aa	-0.009±0.001Aab	0.037±0.008Ab	0.026±0.004Ab
	秋季	0.469±0.115Cb	0.047±0.011ABc	0.125±0.032 Bb	0.075±0.025ABb	-0.005±0.004Ab	0.003±0.016Aa	0.055±0.009ABc
	冬季	-0.001±0.013Aa	-0.004±0.003Ab	0.008±0.013Aa	0.002±0.006 Aa	0.002±0.004Ac	-0.004±0.008Aa	0.028±0.003Bb
	生长季	0.852±0.208Bb	-0.014±0.001Aa	0.091±0.032Ab	0.004±0.012Aa	-0.009±0.002Aa	0.027±0.010Ab	0.018±0.003Aa
	非生长季	0.099±0.055Ca	0.019±0.006ABb	0.042±0.013Ba	0.027±0.010ABa	-0.006±0.002Aa	-0.009±0.008Aa	0.037±0.003Bb
	年平均值	0.400±0.115B	0.057±0.003A	0.061±0.020A	0.018±0.008A	-0.007±0.001A	0.006±0.008A	0.029±0.003A
N ₂ O/(μg m ⁻² h ⁻¹)	春季	9.60±1.59Ac	5.73±1.85Ab	60.45±16.27Bc	73.87±13.69Bc	22.23±6.30Ab	16.05±4.58Ab	19.16±3.66Ab
	夏季	-6.45 ±5.17Aa	-0.53±1.18ABa	23.33±5.60Cb	26.48±6.08Cb	6.42±1.49Ba	3.19±1.96Ba	0.33±0.73ABa
	秋季	-1.13±3.99Aab	1.96±1.80Aa	29.22±7.24Bb	28.30±9.62Bb	8.12±1.11Aa	6.35±2.64Aa	3.99±5.43Aa
	冬季	1.33±3.08Ab	-0.30±3.23Aa	1.00±3.58Aa	5.56±4.00Aa	1.45±2.38Aa	6.05±1.30Aa	4.59±2.49Aa
	生长季	-0.95±3.38Aa	1.59±1.65Aa	32.30±4.80Ba	35.56±11.17Ba	8.47±1.47Aa	5.53±1.87Aa	3.67±1.01Aa
	非生长季	3.16±2.84ABa	2.44±2.29Aa	32.09±9.79Da	39.45±2.97Da	12.51±2.42Ca	10.70±1.76BCa	11.03±2.70BCa
	年平均值	1.52±1.75A	2.10±1.46A	32.17±7.36C	37.90±2.81 D	10.89±2.03B	8.63±0.90B	8.09±1.20B

同一行不同大写字母表示同一时期不同类型间的差异显著,同一列不同小写字母表示同一类型不同时期间的差异显著(P<0.05)

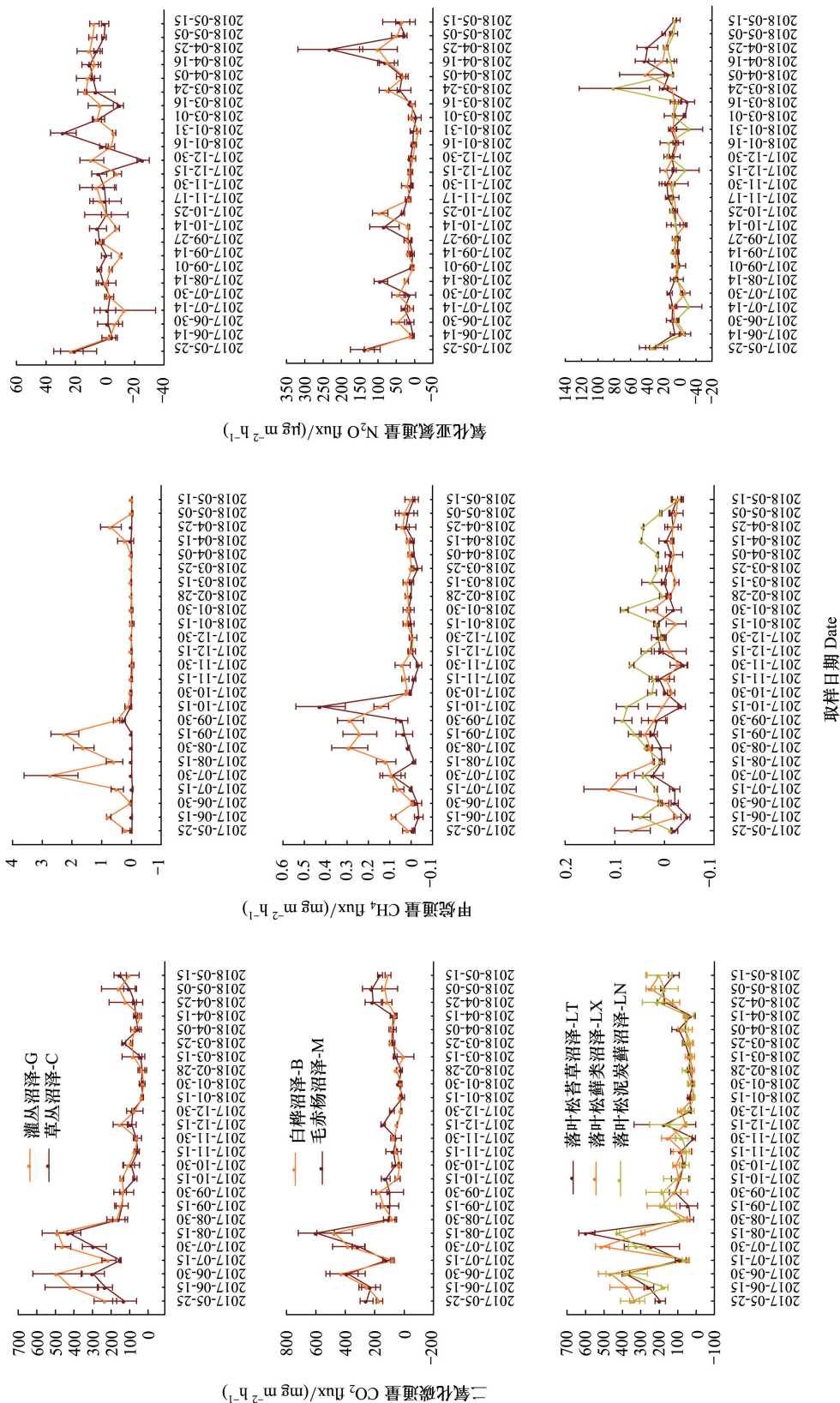


图 1 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放季节动态
 Fig.1 Seasonal dynamics of carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions fluxes from seven natural swamps in the continuous permafrost region of Daxingan Mountains
 C: 草甸沼泽 *Eriophorum vaginatum*; G: 灌丛沼泽 *Betula fruticosa*; M: 毛赤杨沼泽 *Alnus sibirica*; B: 白桦沼泽 *Betula platyphylla*; LT: 落叶松沼泽 *Larix gmelinii*-*Carex schmidtii*; LX: 落叶松沼泽 *Larix gmelinii*-*Sphagnum* spp

2.3 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 N_2O 通量及季节变化

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型土壤 N_2O 年均通量不同(表 2)。其土壤 N_2O 年均通量分布在 $1.52\text{--}37.90\ \mu\text{g m}^{-2}\text{ h}^{-1}$, 其中, B 和 M 最高(显著高于其他 5 种类型 2.0—23.9 倍, $P<0.05$), LT、LX 和 LN 居中(显著高于 G 和 C 2.9—6.2 倍, $P<0.05$), G 和 C 最低且相近。因此, 大兴安岭永久冻土区天然沼泽湿地土壤 N_2O 年平均通量呈现阔叶林沼泽>针叶林沼泽>灌丛沼泽和草丛沼泽的变化规律性。

7 种天然沼泽土壤 N_2O 通量季节动态趋势有所不同(图 1)。其中, B 和 M 从早春起迅速升高, 分别在 4 月和 5 月出现排放峰值(230.3 、 $123.9\ \mu\text{g m}^{-2}\text{ h}^{-1}$), 进入夏、秋季直至冬季一般均维持较低排放; 其余 5 种沼泽类型早春迅速升高, 3 月至 5 月也出现各自排放峰值(22.6 、 20.2 、 42.2 、 40.8 、 $79.9\ \mu\text{g m}^{-2}\text{ h}^{-1}$), 但自夏季开始、经秋季直至冬季一般均维持低吸收与低排放交替的变化趋势。此外, 各沼泽类型 N_2O 通量季节格局也不同(表 2), 可分为 4 种类型: C 呈春>秋 $\approx$ 冬>夏型; G 呈春>秋 $\approx$ 夏 $\approx$ 冬型; M 和 B 呈春>夏 $\approx$ 秋>冬型; LT、LX 和 LN 呈春>秋 $\approx$ 冬 $\approx$ 夏型。因此, 大兴安岭永久冻土区天然沼泽湿地土壤 N_2O 通量呈现 2 种季节动态趋势及 4 种季节分布格局且均以春季排放最高。

2.4 大兴安岭永久冻土区沼泽湿地土壤温室气体通量的主控因子

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型土壤 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放与环境因子的多元逐步回归分析结果表 3 显示, 土壤 CO_2 通量影响因子方面, C 与土壤温度显著正相关, 可以解释 CO_2 排放的 58%; G 和 M 均与土壤温度、pH 值显著相关, 两者可解释 CO_2 通量的 68%—80%; LT 与土壤温度正相关但与水位显著负相关, 可解释 CO_2 通量的 67%; B、LX 与土壤温度正相关但与水位、土壤碳氮比负相关, 三者可以解释 CO_2 通量的 89%—93%; LN 与土壤温度正相关但与水位、土壤化冻深度负相关, 三者可以解释 CO_2 通量的 88%。永久冻土区沼泽土壤 CO_2 通量主控因子存在 2 种类型草丛、灌丛、毛赤杨沼泽为土壤温度、pH 值(C 除外); 森林沼泽(M 除外)为土壤温度、水位、化冻深度(B、LX)及碳氮比(LN)。因此, 大兴安岭永久冻土区沼泽土壤 CO_2 通量主控因子为土壤温度和水位。

土壤 CH_4 通量影响因子方面, C 和 M 与土壤化冻深度负相关, 可以解释土壤 CH_4 通量的 45%—84%; LX 与土壤温度显著正相关, 可以解释土壤 CH_4 通量的 73%; G 与土壤温度和 pH 值正相关, 两者可以解释土壤 CH_4 通量的 54%; B 与土壤温度、pH 值、化冻深度、全氮、碳氮比、含水量正相关, 与有机碳含量负相关, 共同可以解释土壤 CH_4 通量的 99%; LT、LN 与各环境因子相关性均不显著。因此, 土壤 CH_4 通量主控因子为土壤温度和化冻深度。

土壤 N_2O 通量影响因子方面, C 与土壤碳氮比成负相关, 可以解释土壤 N_2O 通量的 26%; M 与土壤温度负相关, 与有机碳含量和碳氮比正相关, 三者可以解释土壤 N_2O 通量的 83%; LT 与碳氮比负相关, 与土壤温度、pH 值、化冻深度正相关, 共同可以解释土壤 N_2O 通量的 79%; B 与土壤有机碳含量负相关, 与土壤温度、pH 值、全氮、碳氮比正相关, 共同可以解释土壤 N_2O 通量的 93%; G 与有机碳含量负相关, 与土壤温度、含水量、pH 值、全氮、碳氮比正相关, 共同可以解释土壤 N_2O 通量的 97%; LN 与水位、pH 值、有机碳含量、含水量负相关, 与土壤温度、化冻深度、碳氮比正相关, 共同可以解释土壤 N_2O 通量的 99%; LX 与土壤温度、pH 值、化冻深度、水位、全氮负相关, 与有机碳含量、碳氮比、含水量正相关, 共同可以解释土壤 N_2O 通量的 99%。沼泽类型改变了 N_2O 通量与土壤温度、pH 值、化冻深度、有机碳氮含量、碳氮比、含水量的相关性, 8 种环境因子共同可以解释土壤 N_2O 通量变化达 26%—99%。

2.5 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤温室气体年排放量及其增温潜势

大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤 3 种温室气体年排放量不同(表 4)。各沼泽类型土壤 CO_2 年排放量分布在 $10.99\text{--}14.35\ \text{t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$, 其中, C 高于其他 6 种沼泽 9.1%—30.6% ($P>0.05$), B、LX、LN 高于 G、M、LT 9.3%—19.7% ($P>0.05$), 但各沼泽类型间差异性均不显著; CH_4 年排放量分布在 $-0.61\text{--}35.16\ \text{kg hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$, C 为 CH_4 的强排放源(显著高于其他 5 种沼泽 5.5—69.3 倍 ($P<0.05$)) (LT 为弱汇除外), 其他 5 种沼泽为 CH_4 的弱排放源; N_2O 年排放量分布在 $0.13\text{--}3.33\ \text{kg hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$, 均表现为 N_2O 排放源, M 和 B 显著高于其他 5 种沼

表 3 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量与环境因子的逐步多元线性回归分析

Table 3 The stepwise multiple linear regression model between environment factors and the emissions fluxes of greenhouse gas from seven kinds of natural swamp in the continuous permafrost region of Daxing'an Mountains												
气体 Gas	样地类型 Site	土壤温度 Soil temperature/℃	土壤 pH 值	化冻深度 Thaw depth/cm	水位 Water level/cm	环境因子 Environmental factors				常量 Intercept	R ²	P
						有机碳 SOC/(mg/g)	全氮 Total nitrogen/(mg/g)	碳氮比 C/N ratio	含水量 Soil water content/(cm ³ /cm ³)			
CO ₂	C	12.07**								188.57***	0.58	<0.01
	G	39.00***	-377.42*							1986.9*	0.80	<0.001
	M	34.51**	300.95*							-1505.7+	0.68	<0.01
	B	76.65**			-21.32***			-56.23**		567.01**	0.93	<0.001
	LT	9.36**			-6.27*					49.33	0.67	<0.01
	LX	11.99*			-7.49*			-3.65+		87.75+	0.89	<0.01
	LN	20.61**		-0.67+	-9.56**					-3.36	0.88	<0.01
CH ₄	C			-0.02***						0.04	0.84	<0.001
	G	0.005*	0.43*							-2.12**	0.54	<0.1
	M			-0.001*						0.028	0.45	<0.05
	B	0.03**	0.01**	0.004**		-0.01**	0.17***	0.23**	0.045*	-2.96**	0.99	<0.01
	LT								0.018	-0.024+	0.20	=0.15
	LX	0.007***								-0.008	0.73	<0.001
	LN							0.005		-0.05	0.17	=0.18
N ₂ O	C							-0.003+		0.047+	0.26	<0.1
	G	0.003**	0.047*			-0.001*	0.006*	0.002**	0.013**	-0.273*	0.97	<0.05
	M	-0.004**				0.000**		0.011**		-0.062	0.83	<0.01
	B	0.02**	0.28**			-0.007***	0.10***	0.07***		-2.48***	0.93	<0.01
	LT	0.003*	0.08**	0.000+				-0.002*		-0.40**	0.79	<0.05
	LX	-0.005**	-0.05*	-0.001**	-0.004**	0.000*	-0.02**	0.001**	0.04**	0.29*	0.99	<0.01
	LN	0.002*	-0.19**	0.000**	-0.001**	-0.000*		0.006*	-0.002*	0.90**	0.99	<0.01

+;代表 P<0.1; *;代表 P<0.05; **;代表 P<0.01; ***;代表 P<0.001

泽类型 1.9—24.6 倍 ($P<0.05$), LT、LX 和 LN 显著高于 G、C 2.9—6.4 倍 ($P<0.05$), 而 G、C 最低且相近。因此, 寒温带大兴安岭永久冻土区天然沼泽湿地土壤 CO_2 排放量并无显著差异性; 但 CH_4 排放量呈草丛沼泽>其他 6 种沼泽类型, N_2O 排放量呈阔叶林沼泽>针叶林沼泽>灌丛和草丛沼泽的变化规律性。

表 4 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤温室气体排放总量及 GWP 值

Table 4 Fluxes and GWP of greenhouse gas in the seven kinds of natural swamp at cold temperate zone continuous permafrost region at the Daxing'an Mountains

样地类型 Site	CO_2 排放总量 Total flux/ ($\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	GWP_{CO_2} GWP $_{\text{CO}_2}$ / ($\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	CH_4 排放总量 Total flux/ ($\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	GWP_{CH_4} GWP $_{\text{CH}_4}$ / ($\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	N_2O 排放总量 Total flux/ ($\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	$\text{GWP}_{\text{N}_2\text{O}}$ GWP $_{\text{N}_2\text{O}}$ / ($\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)	GWP 总和 Total GWP/ ($\text{t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)
C	14.35±1.34a	14.35±1.34a	35.16±10.12b	0.98±0.28b	0.13±0.15a	0.04±0.04a	15.37±1.56a
G	10.99±1.41a	10.99±1.41a	0.50±0.26a	0.01±0.01a	0.18±0.13a	0.05±0.03a	11.05±1.44a
M	10.99±2.17a	10.99±2.17a	5.39±1.77a	0.15±0.05a	2.83±0.65c	0.75±0.17c	11.89±2.29a
B	12.89±1.83a	12.89±1.83a	1.54±0.70a	0.04±0.02a	3.33±0.25d	0.88±0.07d	13.82±1.80a
LT	11.11±1.12a	11.11±1.12a	-0.61±0.07a	-0.02±0.00a	0.96±0.18b	0.25±0.05b	11.34±1.08a
LX	13.15±0.60a	13.15±0.60a	0.51±0.70a	0.01±0.02a	0.76±0.08b	0.20±0.02b	13.37±0.58a
LN	12.14±2.31a	12.14±2.31a	2.57±0.22a	0.07±0.01a	0.71±0.11b	0.19±0.03b	12.40±2.32a

同一列不同小写字母表示不同样地类型间差异显著 ($P<0.05$); GWP: 全球增温潜势 Global warming potential

七种沼泽类型土壤温室气体增温潜势 (GWP) 相近。各沼泽类型 GWP 分布在 11.05—15.37 $\text{t CO}_2 \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 之间, C 最高 (高于其他 6 种沼泽 11.2%—39.1%, $P>0.05$), B、LX 居中 (高于其他 4 种沼泽 7.8%—25.1%, $P>0.05$), 后四者相对较低, 但各沼泽类型间差异性均不显著。此外, 7 种沼泽类型土壤温室气体增温潜势的组成结构均以 CO_2 占绝对优势地位 (92.4%—99.5%), 且草丛沼泽以 CH_4 占次要地位 (6.4%), 5 种森林沼泽以 N_2O 占次要地位 (1.5%—6.4%), 灌丛沼泽 CH_4 和 N_2O 仅占极次要地位 (0.1%—0.4%)。

3 讨论与结论

3.1 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 CO_2 通量季节变化及其主控因子

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型的土壤 CO_2 年均通量 (125.12—163.33 $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 无显著差异性, 与现有结论不同沼泽类型土壤 CO_2 排放相近^[37,40] 相一致。且其土壤 CO_2 年均通量与德国南部沼泽湿地 (80.00—162.92 $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)^[41] 相近; 但低于小兴安岭季节性冻土区森林沼泽 (157.40—231.06 $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)^[42] 及三江平原草丛沼泽 (281.13—428.81 $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)^[43]。故大兴安岭永久冻土区沼泽湿地土壤应属于 CO_2 弱排放源。

7 种天然沼泽土壤 CO_2 排放量相近, 可能与永久冻土区土壤温度相对较低 (-0.39—-1.67℃) 有关 (表 1)。此外, 7 种沼泽类型土壤 CO_2 通量存在 3 种季节分布格局 (夏>春>秋>冬型、夏>春>秋≈冬型及夏>春≈秋≈冬型) 与现有结论沼泽湿地土壤 CO_2 排放呈夏季高于其他季节^[40,42,44] 基本一致, 且进一步发现其季节动态趋势呈双峰型。其原因在于温度^[37,44-45] 和水位^[40,42,46] 是土壤 CO_2 排放的重要影响因子, 土壤 CO_2 排放总体上与温度变化趋势相一致, 各沼泽类型夏季土壤温度高于春、秋和冬季 (6.8—9.9、7.7—21.1、16.5—32.0℃), 较高土壤温度能够增加土壤微生物生物量和活性, 增强土壤酶活性和酶对底物的亲和力^[47] 从而促进土壤 CO_2 排放, 故夏季排放通量高; 但由于夏季又是本区降水相对集中期, 夏季平均水位相对较高且波动性较大 (高于春、秋季 0.5—13.5 cm 和 2.3—8.1 cm) (表 1), 高水位时抑制了土壤微生物的有氧呼吸, 结果导致其夏季土壤 CO_2 排放呈现出双峰型变化趋势。

3.2 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 CH_4 通量季节变化及其主控因子

大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型土壤 CH_4 年均通量 (-0.007—0.400 $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 呈现草丛沼泽显著高于灌丛沼泽和森林沼泽的变化规律性。其 CH_4 年均通量仅接近小兴安岭季节性冻土区森林沼泽及欧洲南部

泥炭地 CH_4 年均通量 ($0.006\text{—}7.756 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ^[42] 和 $0.03\text{—}5.83 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ^[40-41]) 的下限值,故大兴安岭永久冻土区除 LT 为弱汇外,其他 6 种沼泽类型均为 CH_4 的弱排放源。

至于草丛沼泽 CH_4 通量显著高于其他类型的原因,主要在于其地处过渡带的下部生境地段,生长季平均水位高于其他 5 种类型 $0.8\text{—}8.7 \text{ cm}$ (表 1),厌氧反应空间较大,故产生 CH_4 相对较多。此外,永久冻土区沼泽 CH_4 排放季节动态呈现单峰型、多峰型和交替吸收排放型与现有研究结论^[37,42,45] 一致。其原因在于 CH_4 排放是由产甲烷菌和甲烷氧化菌综合作用的结果^[37,48],温度升高产甲烷菌和甲烷氧化菌的代谢加快,有利于甲烷的产生。但由于各沼泽类型沿过渡带水分环境梯度分布的位置不同,C、G 处于过渡带下部生境地段,生长季水位相对较高 ($-22.67\text{—}6.67 \text{ cm}$),夏季泥炭层经常处于水淹厌氧状态,故 CH_4 排放通量随温度的季节变化趋势近乎一致,秋季温度降低且波动较大导致 CH_4 排放呈单峰型和双峰型;M、B 处于过渡带的中下部生境地段,生长季水位有所降低 ($-30.0\text{—}6.0 \text{ cm}$),且经常发生上下波动,进而引起土壤有氧环境与厌氧环境转化,故两者 CH_4 通量呈多峰型;而 LT、LX、LN 处于过渡带中上部生境地段,生长季水位相对较低 ($-36.7\text{—}0.7 \text{ cm}$) 且波动频率高,使得有氧环境与厌氧环境频繁转换,进而引起 CH_4 吸收与排放交替发生。同时,永久冻土化冻深度最大值出现在秋季,此时的温度已开始降低,且水位因降水减少也已降低 (15 cm 以下),故抑制 CH_4 产生。

3.3 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤 N_2O 通量季节变化及其主控因子

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽类型土壤 N_2O 年平均通量 ($1.52\text{—}37.90 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 呈现出阔叶林沼泽>针叶林沼泽>灌丛沼泽和草丛沼泽的变化规律性。其 N_2O 年均通量仅接近欧洲南部泥炭地 N_2O 年均通量 ($4.0\text{—}610.0 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 下限值;其生长季平均通量 ($-0.95\text{—}35.56 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 与小兴安岭季节性冻土区森林沼泽 ($3.7\text{—}31.0 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)^[49] 相近,略低于同区的落叶松苔草、杜香沼泽 ($29.56\text{—}40.76 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)^[38]。故大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽类型 N_2O 通量与小兴安岭季节性冻土区森林沼泽相近,且两者均应属于 N_2O 的弱排放源。

同时,其土壤 N_2O 通量呈阔叶林沼泽>针叶林沼泽>灌丛和草丛沼泽变化规律与西伯利亚中部及小兴安岭生长季土壤 N_2O 通量呈草地<针叶林<落叶林^[46,50-51] 研究结论基本一致。其原因在于毛赤杨沼泽和白桦沼泽土壤有机碳和全氮含量高于其他 5 种沼泽类型 (表 1),充足的底物能够促进硝化或反硝化细菌活动,故两者 N_2O 排放量相对较高^[33]。 N_2O 排放受多因子综合调控,发现不同沼泽类型与环境因子的相关性并不一致。可能由于各沼泽类型沿过渡带水分环境梯度分布的位置不同,样地间微环境改变了 N_2O 与环境因子间的相关性。此外,7 种沼泽类型 N_2O 通量均呈现春季显著高于其他 3 季的季节动态趋势与现有研究结论 N_2O 通量春季出现排放峰值基本一致^[40,52-53]。其原因在于 N_2O 排放源于微生物调控土壤中氮的硝化和反硝化过程^[54],春季出现 N_2O 爆发式排放可能是由于春季永久冻土开始解冻使得冬季未冻结低层土壤中储存的 N_2O 快速释放^[34],也可能是由于春季冻土融化释放出更多可利用的碳氮底物^[55],促进了反硝化微生物的活性。

3.4 大兴安岭永久冻土区 7 种沼泽土壤温室气体排放增温潜势

大兴安岭永久冻土区 7 种天然沼泽土壤温室气体增温潜势相近且分布在 $11.05\text{—}15.37 \text{ t CO}_2 \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 之间,其值低于小兴安岭季节性冻土区生长季 6 种沼泽类型增温潜势 ($15.31\text{—}22.22 \text{ t CO}_2 \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^[46,49,56],说明大兴安岭永久冻土区沼泽湿地土壤温室气体增温潜势仍处于相对较低状态。

至于永久冻土区 7 种天然沼泽类型土壤温室气体增温潜势相近的原因,则主要在于沼泽土壤 CO_2 排放占其土壤温室气体增温潜势的优势地位^[49],本研究得到同样结论 ($92.4\%\text{—}99.5\%$),且 7 种沼泽类型土壤 CO_2 排放量又相近 (表 4),故增温潜势也相近。而草丛沼泽 CH_4 排放尽管较高也仅占土壤温室气体增温潜势的 6.4% ,5 种森林沼泽 N_2O 排放也较高,但仅占土壤温室气体增温潜势 $1.5\%\text{—}6.4\%$,故永久冻土区沼泽湿地 CH_4 和 N_2O 排放仅占次要地位,对其增温潜势的贡献率相对较低。

参考文献 (References):

- [1] Schuur E A G, McGuire A D, Schädel C, Grosse G, Harden J W, Hayes D J, Hugelius G, Koven C D, Kuhry P, Lawrence D M, Natali S M,

- Olefeldt D, Romanovsky V E, Schaefer K, Turetsky M R, Treat C C, Vonk J E. Climate change and the permafrost carbon feedback. *Nature*, 2015, 520(7546): 171-179.
- [2] Hugelius G, Strauss J, Zubrzycki S, Harden J W, Schuur E A G, Ping C L, Schirmer L, Grosse G, Michaelson G J, Koven C D, O'Donnell J A, Elberling B, Mishra U, Camill P, Yu Z, Palmtag J, Kuhry P. Estimated stocks of circumpolar permafrost carbon with quantified uncertainty ranges and identified data gaps. *Biogeosciences*, 2014, 11(23): 6573-6593.
- [3] Tarnocai C, Canadell J G, Schuur E A G, Kuhry P, Mazhitova G, Zimov S. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(2): GB2023.
- [4] Harden J W, Koven C D, Ping C L, Hugelius G, McGuire A D, Camill P, Jorgenson T, Kuhry P, Michaelson G J, O'Donnell J A, Schuur E A G, Tarnocai C, Johnson K, Grosse G. Field information links permafrost carbon to physical vulnerabilities of thawing. *Geophysical Research Letters*, 2012, 39(15): L15704.
- [5] Weintraub M N, Schimel J P. Interactions between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in arctic tundra soils. *Ecosystems*, 2003, 6(2): 129-143.
- [6] Jonasson S, Michelsen A, Schmidt I K. Coupling of nutrient cycling and carbon dynamics in the Arctic, integration of soil microbial and plant processes. *Applied Soil Ecology*, 1999, 11(2/3): 135-146.
- [7] Abbott B W, Jones J B. Permafrost collapse alters soil carbon stocks, respiration, CH₄, and N₂O in upland tundra. *Global Change Biology*, 2015, 21(12): 4570-4587.
- [8] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 2006, 440(7081): 165-173.
- [9] IPCC. Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014: 1535-1535.
- [10] Schuur E A G, Bockheim J, Canadell J G, Euskirchen E, Field C B, Goryachkin S V, Hagemann S, Kuhry P, Lafleur P M, Lee H, Mazhitova G, Nelson F E, Rinke A, Romanovsky V E, Shiklomanov N, Tarnocai C, Venevsky S, Vogel J G, Zimov S A. Vulnerability of permafrost carbon to climate change: implications for the global carbon cycle. *Bioscience*, 2008, 58(8): 701-714.
- [11] Brooks P D, Grogan P, Templer P H, Groffman P, Öquist M G, Schimel J. Carbon and nitrogen cycling in snow-covered environments. *Geography Compass*, 2011, 5(9): 682-699.
- [12] Kim Y. Effect of thaw depth on fluxes of CO₂ and CH₄ in manipulated Arctic coastal tundra of Barrow, Alaska. *Science of the Total Environment*, 2015, 505: 385-389.
- [13] Song C C, Wang X W, Miao Y Q, Wang J Y, Mao R, Song Y Y. Effects of permafrost thaw on carbon emissions under aerobic and anaerobic environments in the Great Hing'an Mountains, China. *Science of the Total Environment*, 2014, 487: 604-610.
- [14] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1991, 1(2): 182-195.
- [15] Updegraff K, Bridgman S D, Pastor J, Weishampel P, Harth C. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications*, 2001, 11(2): 311-326.
- [16] Glatzel S, Basiliko N, Moore T. Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites, eastern Québec, Canada. *Wetlands*, 2004, 24(2): 261-267.
- [17] Christensen T R, Johansson T, Åkerman H J, Mastepanov M, Malmer N, Friborg T, Crill P, Svensson B H. Thawing sub-arctic permafrost: effects on vegetation and methane emissions. *Geophysical Research Letters*, 2004, 31(4): L04501.
- [18] Johansson T, Malmer N, Crill P M, Friborg T, Åkerman H J, Mastepanov M, Christensen T R. Decadal vegetation changes in a northern peatland, greenhouse gas fluxes and net radiative forcing. *Global Change Biology*, 2006, 12(12): 2352-2369.
- [19] Turetsky M R, Wieder R K, Vitt D H, Evans R J, Scott K D. The disappearance of relict permafrost in boreal north America: effects on peatland carbon storage and fluxes. *Global Change Biology*, 2007, 13(9): 1922-1934.
- [20] Camill P. Patterns of boreal permafrost peatland vegetation across environmental gradients sensitive to climate warming. *Canadian Journal of Botany*, 1999, 77(5): 721-733.
- [21] Schuur E A G, Vogel J G, Crummer K G, Lee H, Sickman J O, Osterkamp T E. The effect of permafrost thaw on old carbon release and net carbon exchange from tundra. *Nature*, 2009, 459(7246): 556-559.
- [22] Turetsky M R, Wieder R K, Vitt D H. Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(7):

907-912.

- [23] Nakano T, Kuniyoshi S, Fukuda M. Temporal variation in methane emission from tundra wetlands in a permafrost area, northeastern Siberia. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(8): 1205-1213.
- [24] Voigt C, Lamprecht R E, Marushchak M E, Lind S E, Novakovskiy A, Aurela M, Martikainen P J, Biasi C. Warming of subarctic tundra increases emissions of all three important greenhouse gases – carbon dioxide, methane, and nitrous oxide. *Global Change Biology*, 2017, 23(8): 3121-3138.
- [25] Chen X P, Wang G X, Zhang T, Mao T X, Wei D, Song C L, Hu Z Y, Huang K W. Effects of warming and nitrogen fertilization on GHG flux in an alpine swamp meadow of a permafrost region. *Science of the Total Environment*, 2017, 601-602: 1389-1399.
- [26] Marushchak M E, Pitkämäki A, Koponen H, Biasi C, Seppälä M, Martikainen P J. Hot spots for nitrous oxide emissions found in different types of permafrost peatlands. *Global Change Biology*, 2011, 17(8): 2601-2614.
- [27] Repo M E, Susiluoto S, Lind S E, Jokinen S, Elsakov V, Biasi C, Virtanen T, Martikainen P J. Large N₂O emissions from cryoturbated peat soil in tundra. *Nature Geoscience*, 2009, 2(3): 189-192.
- [28] Voigt C, Marushchak M E, Lamprecht R E, Jackowicz-Korczyński M, Lindgren A, Mastepanov M, Granlund L, Christensen T R, Tahvanainen T, Martikainen P J, Biasi C. Increased nitrous oxide emissions from Arctic peatlands after permafrost thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2017, 114(24): 6238-6243.
- [29] Lee H, Schuur E A G, Inglett K S, Lavoie M, Chanton J P. The rate of permafrost carbon release under aerobic and anaerobic conditions and its potential effects on climate. *Global Change Biology*, 2012, 18(2): 515-527.
- [30] Wang X W, Li X Z, Hu Y M, Lv J J, Sun J, Li Z M, Wu Z F. Effect of temperature and moisture on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost peatland in the Great Hing'an Mountains, Northeastern China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(7): 1057-1066.
- [31] Cheng G D, Jin H J. Permafrost and groundwater on the Qinghai-Tibet Plateau and in Northeast China. *Hydrogeology Journal*, 2013, 21(1): 5-23.
- [32] Jin H J, Yu Q H, Lü L Z, Guo D X, He R X, Yu S P, Sun G Y, Li Y W. Degradation of permafrost in the Xing'anling Mountains, Northeastern China. *Permafrost and Periglacial Processes*, 2007, 18(3): 245-258.
- [33] Mu C C, Abbott B W, Zhao Q, Su H, Wang S F, Wu Q B, Zhang T J, Wu X D. Permafrost collapse shifts alpine tundra to a carbon source but reduces N₂O and CH₄ release on the northern Qinghai-Tibetan Plateau. *Geophysical Research Letters*, 2017, 44(17): 8945-8952.
- [34] Cui Q, Song C C, Wang X W, Shi F X, Yu X Y, Tan W W. Effects of warming on N₂O fluxes in a boreal peatland of Permafrost region, Northeast China. *Science of the Total Environment*, 2018, 616-617: 427-434.
- [35] Miao Y, Song C, Sun L, Wang X, Meng H, Mao R. Growing season methane emission from a boreal peatland in the continuous permafrost zone of Northeast China: effects of active layer depth and vegetation. *Biogeosciences*, 2012, 9(11): 4455-4464.
- [36] Miao Y Q, Song C C, Wang X W, Meng H N, Sun L, Wang J Y. Annual carbon gas emissions from a boreal peatland in continuous permafrost zone, Northeast China. *Clean-Soil, Air, Water*, 2016, 44(5): 456-463.
- [37] Liu X, Guo Y D, Hu H Q, Sun C K, Zhao X K, Wei C L. Dynamics and controls of CO₂ and CH₄ emissions in the wetland of a montane permafrost region, northeast China. *Atmospheric Environment*, 2015, 122: 454-462.
- [38] Gao W F, Yao Y L, Liang H, Song L Q, Sheng H C, Cai T J, Gao D W. Emissions of nitrous oxide from continuous permafrost region in the Daxing'an Mountains, Northeast China. *Atmospheric Environment*, 2019, 198: 34-45.
- [39] Ding W X, Cai Y, Cai Z C, Yagi K, Zheng X H. Nitrous oxide emissions from an intensively cultivated maize-wheat rotation soil in the North China Plain. *Science of the Total Environment*, 2007, 373(2/3): 501-511.
- [40] Danevčič T, Mandić-Mulec I, Stres B, Stopar D, Hacin J. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from Southern European peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(9): 1437-1446.
- [41] Jungkunst H F, Fiedler S. Latitudinal differentiated water table control of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from hydromorphic soils: feedbacks to climate change. *Global Change Biology*, 2007, 13(12): 2668-2683.
- [42] 李娜, 牟长城, 王彪, 张妍, 马莉. 小兴安岭天然森林沼泽湿地生态系统碳源/汇. *生态学报*, 2017, 37(9): 2880-2893.
- [43] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 赵志春. 淡水沼泽湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量年际变化及其对氮输入的响应. *环境科学*, 2006, 27(12): 2369-2375.
- [44] Ojanen P, Minkkinen K, Alm J, Penttilä T. Soil-atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 2010, 260(3): 411-421.

- [45] Zhu X Y, Song C C, Swarzenski C M, Guo Y D, Zhang X H, Wang J Y. Ecosystem-atmosphere exchange of CO_2 in a temperate herbaceous peatland in the Sanjiang Plain of northeast China. *Ecological Engineering*, 2015, 75: 16-23.
- [46] 牟长城, 刘霞, 孙晓新, 石兰英, 冯登军, 程伟, 吴云霞. 小兴安岭阔叶林沼泽土壤 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放规律及其影响因子. *生态学报*, 2010, 30(17): 4598-4608.
- [47] Smith K A, Ball T, Conen F, Dobbie K E, Massheder J, Rey A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54(4): 779-791.
- [48] Ström L, Mastepanov M, Christensen T R. Species-specific effects of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from wetlands. *Biogeochemistry*, 2005, 75(1): 65-82.
- [49] 牟长城, 程伟, 孙晓新, 吴云霞. 小兴安岭落叶松沼泽林土壤 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 的排放规律. *林业科学*, 2010, 46(7): 7-15.
- [50] von Arnold K, Nilsson M, Hånell B, Weslien P, Klemetsson L. Fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(6): 1059-1071.
- [51] von Arnold K, Weslien P, Nilsson M, Svensson B H, Klemetsson L. Fluxes of CO_2 , CH_4 and N_2O from drained coniferous forests on organic soils. *Forest Ecology and Management*, 2005, 210(1/3): 239-254.
- [52] Christensen S, Tiedje J M. Brief and vigorous N_2O production by soil at spring thaw. *Journal of Soil Science*, 1990, 41(1): 1-4.
- [53] Song C C, Wang Y S, Wang Y Y, Zhao Z C. Emission of CO_2 , CH_4 and N_2O from freshwater marsh during freeze-thaw period in Northeast of China. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(35): 6879-6885.
- [54] Richardson D, Felgate H, Watmough N, Thomson A, Baggs E. Mitigating release of the potent greenhouse gas N_2O from the nitrogen cycle-could enzymic regulation hold the key? *Trends in Biotechnology*, 2009, 27(7): 388-397.
- [55] Miao Y Q, Song C C, Wang X W, Sun L. Nitrous oxide emission from boreal peatland in the continuous permafrost zone, Northeast China// *Proceedings of 2011 International Symposium on Water Resource and Environmental Protection*. Xi'an, China: IEEE, 2011: 2221-2225.
- [56] 牟长城, 吴云霞, 李婉姝, 徐蕊. 采伐对小兴安岭落叶松-泥炭藓沼泽温室气体排放的影响. *应用生态学报*, 2010, 21(2): 287-293.