DOI: 10.20103/j.stxb.202401180156

崔雅如,牟长城,姬文慧,郝鑫海.长白山月亮湾亚高山湿地生态系统碳氮储量沿水分梯度空间分异规律及机制.生态学报,2024,44(18): 7977-7990.

Cui Y R, Mu C C, Ji W H, Hao X H.Spatial differentiation and mechanism of carbon and nitrogen storage along water gradient in subalpine wetland ecosystem of Yueliangwan in Changbai Mountain. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(18): 7977-7990.

长白山月亮湾亚高山湿地生态系统碳氮储量沿水分梯 度空间分异规律及机制

崔雅如,牟长城*,姬文慧,郝鑫海

东北林业大学森林生态系统可持续经营教育部重点实验室,哈尔滨 150040

摘要:湿地在全球碳氮循环中具有重要作用,揭示高海拔湿地碳、氮储量空间分异规律有助于减少其碳氮储量估算的不确定性。 采用相对生长方程法与碳/氮分析仪测定法,同步测定长白山月亮湾亚高山湿地沿水分梯度(生长季水位由 23 cm 降低至 -20 cm)依次分布的6种天然沼泽类型(下半段湖泊水分梯度的草丛沼泽-C、芦苇沼泽-L、灌丛沼泽-G和上半段阶地水分梯度 的下部-LNx、中部-LNz和上部-LNs生境的落叶松泥炭藓沼泽)的生态系统碳储量、氮储量(植被和土壤)及其相关环境因子(水 位、土壤有机质、全氮和全磷等),揭示高海拔湿地生态系统碳、氮储存能力沿水分梯度的空间分异规律及其形成机制,并探寻 碳氮在植被、土壤和生态系统尺度上的耦合关系。结果表明:(1)其植被碳储量(2.95-59.94 t/hm²)和氮储量(0.044-0.733 t/hm²)沿水分梯度均呈下半段恒定及上半段递增的规律性,故其植被碳氮在水平空间上存在强耦合性;(2)土壤碳储量 (252.05—436.86 t/hm²)和氮储量(10.96—18.06 t/hm²)沿水分梯度呈双递减型或草丛沼泽和3类生境上的落叶松泥炭藓沼泽 显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性,故其土壤碳氮在水平空间上耦合性较弱,但其土壤碳、氮储量在垂直空间上的耦 合性相对较强且根据其碳、氮储量的垂直变化趋势是否完全一致可分为2种类型(完全耦合型(G和LNz土壤碳氮垂直变化趋 势完全一致)和基本耦合型(C、L、LNx、LNs 土壤碳氮垂直变化趋势仅在表层明显不同));(3)生态系统碳储量(258.35-464.89 t/hm²)和氮储量(11.05—18.21 t/hm²)沿水分梯度呈下半段递减和上半段恒定或草丛沼泽和 3 类生境上的落叶松泥炭 藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性,故其生态系统碳氮存在较强的耦合性(上半段完全耦合及下半段耦合性 减弱),且其生态系统碳、氮储量均以土壤占主体且占比沿水分梯度呈递减趋势(87.13%—99.28%和 95.98%—99.74%),而植被 仅占次要地位且其占比沿水分梯度呈递增趋势(0.72%—12.87%和 0.26%—4.02%);(4)其生态系统各组分碳、氮储量沿水分 梯度空间分异的主控因子并不同,其植被碳、氮储量主要受水位所抑制,而其土壤和生态系统的碳、氮储量主要受土壤全磷所促 进。因此,长白山月亮湾亚高山湿地的生态系统碳、氮储量沿水分梯度存在明显的空间分异规律,且其形成机制为微地形对水 分再分配决定着植物群落类型的分布,进而控制碳氮储存能力及其两者的耦合性,故对这类环境梯度的完整性应加以重点 保护。

关键词:高海拔;沼泽湿地;生态系统碳氮储量;空间分异规律;主控因子

Spatial differentiation and mechanism of carbon and nitrogen storage along water gradient in subalpine wetland ecosystem of Yueliangwan in Changbai Mountain

CUI Yaru, MU Changcheng*, JI Wenhui, HAO Xinhai

Key Laboratory of Sustainable Forest Ecosystem Management-Ministry of Education, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

Abstract: Wetlands play an important role in global carbon and nitrogen cycle. Revealing the spatial differentiation of carbon and nitrogen storage in high-altitude wetlands is helpful to reduce the uncertainty of carbon and nitrogen storage

收稿日期:2024-01-18; 网络出版日期:2024-05-17

基金项目:国家自然科学基金重点项目(42230703);东北林业大学碳中和科学基金项目(HZX220100003)

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

estimation. Relative growth equation method and carbon/nitrogen analyze method were used. The ecosystem carbon and nitrogen stocks (vegetation and soil) and their related environmental factors (water level, soil organic matter, total nitrogen, and total phosphorus, etc.) were measured synchronously in six natural swamp types (tussock swamp-C, reed swamp-L, shrub swamp-G in the lower part of the lake water gradient and larch sphagnum bogs in lower -LNx, middle -LNz and upper -LNs habitats of upper half terrace water gradient) distributed along the water gradient (the water level decreased from 23 cm to -20 cm in the growing season) in Yuelangwan subalpine wetland of Changbai Mountain. It aimed to reveal the spatial differentiation of carbon and nitrogen storage capacity along water gradient and its formation mechanism in highaltitude wetland ecosystems, and explore the coupling relationship of carbon and nitrogen at vegetation, soil and ecosystem scales. The results showed that: (1) vegetation carbon storage (2.95-59.94 t/hm²) and nitrogen storage (0.044-0.733 t/hm²) were constant in the lower part and increased in the upper part along the water gradient, so vegetation carbon and nitrogen were strongly coupled in the horizontal space. (2) Soil carbon storage (252.05-436.86 t/hm²) and nitrogen storage (10.96—18.06 t/hm²) showed a double decreasing pattern or tussock swamp and *larch sphagnum* bogs in 3 habitats were significantly higher than reed swamp and shrub swamp along the water gradient, so the coupling of soil carbon and nitrogen was weak in horizontal space. However, the coupling of soil carbon and nitrogen storage was relatively strong in vertical space, and there were two types according to whether the vertical change trends of carbon and nitrogen storage were completely consistent (fully coupled type (G and LNz; soil carbon and nitrogen vertical change trends were completely consistent) and fundamentally coupled type (C, L, LNx, LNs; soil carbon and nitrogen vertical change trends were obviously different in the surface layer)). (3) Ecosystem carbon storage (258.35-464.89 t/hm²) and nitrogen storage (11.05—18.21 t/hm²) showed a decreasing pattern in the lower part and a constant pattern in the upper part or tussock swamp and larch sphagnum bogs in 3 habitats were significantly higher than reed swamp and shrub swamp along the water gradient. Therefore, there was a strong coupling of carbon and nitrogen in the ecosystem (complete coupling in the upper part and weak coupling in the lower part). Soil accounted for the majority of carbon and nitrogen storage of the ecosystem, and its proportion decreased along the water gradient (87.13%-99.28% and 95.98%-99.74%), while vegetation only played a secondary role and its proportion increased along the water gradient (0.72% - 12.87% and 0.26% - 4.02%). (4) The main controlling factors of carbon and nitrogen storage of each component of the ecosystem along the water gradient were different. Carbon and nitrogen storage of vegetation was mainly inhibited by water level, while carbon and nitrogen storage of soil and ecosystem was mainly promoted by soil total phosphorus. Therefore, the ecosystem carbon and nitrogen reserves of Yuelangwan subalpine wetland in Changbai Mountain had obviously spatial differentiation law along the water gradient, and the formation mechanism was that microtopography determined the distribution of plant community types through water redistribution, and then controlled the carbon and nitrogen storage capacity and the coupling of the two. Therefore, the integrity of such environmental gradients should be protected.

Key Words: high altitude; swamp wetland; ecosystem carbon and nitrogen storage; spatial differentiation law; main control factor

湿地处于陆地与水域生态系统间的过渡带^[1],提供水质改善、养分循环、侵蚀控制等多种生态系统服务^[2-3]。随着大气二氧化碳浓度升高湿地固碳能力倍受关注^[4]。湿地仅占陆地表面积的5%—8%,却储存有全球土壤碳的20%—30%^[5-6],故其在全球碳循环中具有重要作用^[7]。但因不断减少的湿地面积^[8-9]和碳储量估算时取样方法不同^[10-12],加之湿地碳储量具有较强空间异质性^[13],导致对其估算在各尺度上(全球和局地等)均存在较大不确定性^[14-15]。因此,准确量化全球各类型湿地的碳储量不仅有助于减少这些不确定性, 而且能够更好认识湿地长期碳汇作用^[7]。

湿地储碳机制在于有机质输入(生产力和沉积)大于输出(分解释放和径流输出)的非平衡性[16],这源于

湿地水淹厌氧环境限制分解和高生产力增加有机质积累,使得湿地土壤储存更多有机碳[11,17-18]。且这两个 关键生态过程均受气候、水文、植被、土壤和微地形等因素所影响。其中、温度和年降水量是两个最重要气候 因子。升温既可能加速微生物分解增加有机碳输出,也会促进光合增加植物生产及土壤有机碳输入^[19-20]。 年降水量减少会引起地下水位下降,形成有氧条件,加快有机质分解^[21];反之,年降水量增加促进土壤碳积 累^[22]。水文状况是湿地系统的驱动力^[23],通过影响养分浓度、通气条件和基质颗粒大小改变湿地生态系统 的组成、结构和功能^[24]。水文过程既影响湿地植物种的集群和扩张、生物多样性、初级生产力和生物量的分 布格局[25],也会控制营养物质保留、有机质积累和微生物矿化来改变土壤中有机碳含量[26]。植被对碳储存 有重要作用,湿地植物通过光合作用将大气二氧化碳固定成有机物[27],故植被类型影响湿地土壤有机碳输入 的数量、质量和分解速率[16],进而影响土壤碳含量。土壤理化性质通过影响土壤酶、微生物和其他生物过程 而影响土壤有机碳[13];土壤质地和土地覆盖类型与土壤有机碳分布密切相关,前者影响有机碳储存和转 移^[28],后者控制土壤有机碳的垂直分布^[29]。微地形是湿地常见但很少测量的特征^[30],微地形通过调节蓄水 能力和地表径流来调节湿地水文状况[31],其较小变化就可能创造生物地球化学和生境条件的空间异质 性[30],并引起植物更新与生产力[32]、土壤养分循环[33]和碳过程[34]的巨大差异。此外,湿地不仅能够有效地 积累碳,也可以有效积累氮^[35]。碳、氮是决定植物生长的两个最基本的元素,植物吸收 CO₂进行光合作用时 也需要吸收适量氮素以构成生命有机体.二者在植物有机体和土壤中通常以一定比例存在^[36],进而控制植物 碳生产和土壤碳输入等碳循环关键过程,并影响植物体内碳的积累与分配^[36],故碳、氮循环存在密切耦合 性[37]。正因如此,氮素过少可能会导致湿地存在氮限制,影响湿地生产力和有机质的分解[38];反之,氮素过 多又会导致湿地富营养化,影响湿地生态系统功能^[39]。因此,研究湿地碳氮储量的空间分异规律及其形成机 制具有重要的理论价值和实际意义[40]。但相关研究仍很少见,故本研究将碳氮耦合性也作为一个重要研究 内容,以期探讨湿地中碳氮是否存在耦合性及其形成机制。

高海拔湿地因其低温环境有利于泥炭积累而储存有大量的碳^[41],同时该区域对气候变化敏感,在稳定温 室气体排放和调节气候变化等方面发挥着重要作用^[42]。近年来气候变化引起的温度升高和降水格局改变可 能对湿地碳过程产生深远影响^[43],导致高海拔湿地的碳源/汇功能发生转换^[44]。量化高海拔湿地碳储量将 有助于深入认识其与气候变化的反馈关系。此外,水分梯度也是影响湿地植物生长、生物量积累和碳固定的 关键因素^[45],并可能引起局地碳氮储量沿水分梯度产生空间分异^[41]。例如,我国寒温带若尔盖高原湿地的 土壤碳储量随水分梯度呈先增后降趋势^[46];而亚热带鄂西南亚高山湿地的土壤碳储量随水分梯度却呈降低 趋势^[47]。但有关温带长白山亚高山湿地碳氮储量沿水分环境梯度具有何种空间分异规律及形成机制目前仍 不清楚,特别是在全球气候变化的背景下其碳源/汇功能转换与否也缺乏认知。

本文以长白山月亮湾亚高山湿地沿水分梯度依次分布的6种天然沼泽类型为研究对象,通过测定各沼泽 类型的生态系统碳、氮储量(植被和土壤)及其相关环境因子(水位及土壤有机质、全氮和全磷等),量化各沼 泽类型的生态系统碳、氮储存能力,揭示其沿湿地水分梯度的空间分异规律及其形成机制,并探寻碳氮在植 被、土壤和生态系统尺度上的耦合关系,以便为东北亚高山湿地碳汇管理工作提供依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区域概况

实验区域位于吉林省长白山林区白河林业局黄松蒲林场(42°14′5.02″N,128°12′49.8″E),海拔高度 1110m。该地区地处温带,气候为温带湿润大陆性季风气候。一年的月平均气温在-19.16—20.13℃之间,年 平均气温约 3.7℃。每年平均月降水量在 9.77—193.94 mm 之间,年平均降水主要集中到 6 月到 8 月,年降水 量约 767.3 mm。研究所调查的月亮湾亚高山湿地是雨养型泥炭沼泽湿地,位于长白山天池火山口的东北部, 是由火山喷发形成的堰塞湖演替至后期形成的,形成时间距今 1000 年左右^[48]。

研究区内植被覆盖类型按照距离月亮湾湿地中央的远近呈梯度分布,依次为草丛沼泽、芦苇沼泽、灌丛沼

44 卷

泽和森林沼泽。主要草本植物有泥炭藓(Sphagnales)、彭囊苔草(Carex schmidtii)、芦苇(Phragmites australis); 灌木有柴桦(Betula fruticosa)、细叶杜香(Ledum palustre);主要乔木有长白落叶松(Larix olgensis)。本区域海 拔较高且无人为活动干扰,是研究亚高山湿地碳、氮储量的理想场所。

1.2 样地设置

本研究于 2022 年 6 月下旬进行样地设置,沿草丛沼泽到森林沼泽方向过渡带的水分梯度(生长季水位由 22.93 cm 降低至-19.67 cm)依次设置 6 种沼泽湿地类型(下半段沿湖泊水分梯度分布的草丛沼泽-C、芦苇沼 泽-L、灌丛沼泽-G 和上半段沿阶地水分梯度分布的下部生境落叶松泥炭藓沼泽-LNx、中部生境落叶松泥炭藓 沼泽-LNz、上部生境落叶松泥炭藓沼泽-LNs)的标准地。每个沼泽类型均设置 3 次重复,共计 18 块 20 m× 30 m固定标准地。于 2022 年 7 月下旬(即生长季旺盛期)对标准地进行每木调查,同时采集植被、土壤以及 凋落物样品。于 2022 年 6—8 月(降水集中期)对样地进行每月 2 次的水位观测。各森林沼泽类型的林分状 况见表 1,各沼泽类型的土壤理化性质见表 2。

Table 1 Stand characteristics of three forest wetland types in Yueliangwan subalpine wetland, Changbai Mountain									
湿地类型 Wetland type	树种 Tree species	林龄 Stand age/a	密度 Stand density/ (株/hm ²)	胸高断面积 Basal area at breast height/ (m ² /hm ²)	平均胸径 Average diameter at breast height/cm	胸径范围 Range of diameter at breast height/cm			
LNx	落叶松 Larix olgensis	70	483	1.98	5.86	2—25			
LNz	落叶松 Larix olgensis	110	583	9.33	12.24	2—36			
LNs	落叶松 Larix olgensis	120	550	19.61	17.14	2—50			

表1 长白山月亮湾亚高山湿地3种森林湿地类型林分特征

LNx:下部生境落叶松泥炭藓沼泽 Lower habitat larch sphagnum bog; LNz:中部生境落叶松泥炭藓沼泽 Middle habitat larch sphagnum bog; LNs: 上部生境落叶松泥炭藓沼泽 Upper habitat larch sphagnum bog

	衣 2	月完停业同山座地石力	77777777777777777777777777777777777777	表理化注应		
Table 2	Soil physical and chemical prope	rties of six wetland type	distributed along the water	r gradient in the Y	ueliangwan subalnine w	vetland

日言迹正言小泪地沉水八楼在八大桥(动泪地上廊四小楼氏

湿地类型 Wetland type	水位 Water table/cm	土壤温度 Soil temperature/℃	有机质 Organic matter/ (g/kg)	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)	全磷 Total phosphorus/ (g/kg)	酸碱性 pH
С	22.93±3.27A	10.88±0.24A	581.33±7.59A	14.23±0.37A	0.71±0.05B	4.63±0.01C
L	16.53±2.55B	$8.75 \pm 0.86B$	575.16±13.73A	11.16±0.17C	$0.68 \pm 0.04 B$	$4.72 \pm 0.05 B$
G	$1.48 \pm 1.52C$	$10.64 \pm 0.21 \text{A}$	$357.17 \pm 9.98 \text{E}$	$8.73 \pm 0.82 \mathrm{D}$	0.54±0.09C	$4.95 \pm 0.05 A$
LNx	-3.40 ± 0.96 D	5.66±0.11C	$549.52 \pm 7.98B$	$13.06 \pm 0.73 B$	$0.87 \pm 0.13 A$	$4.72 \pm 0.01 B$
LNz	-9.03±0.6E	5.42 ± 0.26 CD	509.17±6.11C	$12.45 \pm 0.83B$	$0.88 \pm 0.06 \mathrm{A}$	4.63±0.06C
LNs	$-19.67 \pm 1.72 F$	$5.15 \pm 0.08 \mathrm{D}$	$482.90{\pm}5.90\mathrm{D}$	13.09±0.50B	$0.92 \pm 0.06 A$	4.56±0.13C

C:草丛沼泽 Tussock swamp;L:芦苇沼泽 Reed swamp;G:灌丛沼泽 Shrub swamp;大写字母为不同湿地类型环境因子差异显著(P<0.05)

1.3 植被碳氮储量测定

乔木层生物量测定:采用相对生长方程法,对各标准地中胸径>2 cm 的林木进行每木检尺,然后通过各样 地中林木的胸径生长数据结合现有长白山区森林沼泽群落建群种落叶松相对生长方程^[49](表3),估算各样 地乔木层生物量。

灌木层和草本层生物量测定:采用收获法,在每个标准地中随机设置 5 个 2 m×2 m 样方测定灌木层生物量,随机设置 10 个 1 m×1 m 样方测定草本层生物量。具体测定时分别对地上枝叶和地下根系进行生物量鲜重测定,并对枝叶和根系进行取样烘干(70℃下烘干至恒重),进而得到灌木层和草本层的生物量干重^[50]。

凋落物生物量测定:秋季落叶前,在各样地分别设置 5 个 50 cm×50 cm 的小样方,收集凋落物,装袋标号 后带回实验室,将其在 70℃的烘箱内烘干至恒重,得到凋落物生物量的干重^[51]。

植被碳氮储量测定:利用碳/氮分析仪 MultiN/C 3100 和 HT 1300 Soilds Module (Analylytik Jena AG,

Germany) 通过 1300℃干烧法测定各植被层的有机碳含量, 通过间断分析仪 AQ400 测定各层全氮含量。各组 分的生物量分别乘以碳含量和氮含量,得到乔木层、灌木层、草本层和凋落物层的碳储量和氮储量,将四部分 加和即可获得植被层的碳、氮储量^[52]。

Lubic C Itelative growt	equation for the domine	int species Burni orgensis or e		cuana community in temperate changoa
Mountain of China				
树种	组分	生物量方程	\mathbf{p}^2	胸径范围/cm
Species	Component	Biomass equation	ĸ	Range of diameter at breast height
长白落叶松	树干	$W = 0.0243D^{2.795}$	0.9957	1—80
Larix olgensis	树根	$W = 0.0024 D^{2.8012}$	0.9942	1—80
	树枝	$W = 0.0021 D^{2.804}$	0.9935	1—80
	树叶	$W = 0.0012D^{2.815}$	0.9951	1—80
	单木	$W = 0.0267 D^{2.8318}$	0.9944	1—80

表 3 温带长白山区森林沼泽群落建群种落叶松相对生长方程

equation for the dominant species Larix olgensis of conjferous forested wetland community in temperate Changbai

W: 生物量 Biomass; D: 胸径 Diameter at breast height

1.4 土壤碳氮储量测定

在每个标准样地中心以"品"字形设置 3 个土壤剖面,用土壤环刀(100 cm³)在每间隔 20 cm 作为一取样 层进行取样,各沼泽类型土壤取样深度均至母质层。土样用铝盒封装带回实验室在烘箱105℃下烘干,测定 其土壤容重。同时每一土层另取约 500 g 土样装入样品袋带回实验室,风干后取出其中大于 2 mm 的根系或 岩石后在 70℃下烘干,研磨粉碎后的土壤过 2 mm 土壤筛,得到土样,利用同上方法测定土壤有机碳含量和全 氦含量,并利用以下公式计算土壤有机碳储量^[52]。某一土壤层 i 的有机碳密度(SOC_i, kg/m²)^[53]的计算公 式为:

$SOC_i = C_i \times D_i \times E_i \times (1 - G_i) / 100$

式中, C_i 为土壤碳、氮含量(g/kg), D_i 为土壤容重(g/cm³), E_i 为土层厚度(cm), G_i 为直径大于2 mm的石砾所 占的体积百分比(%)。土壤剖面由 k 层组成,那么该剖面的碳密度(SOC,,kg/m²)如下,并利用相同方法计算 土壤全氮储量。

$$SOC_i = \sum_{i=1}^k SOC_i = \sum_{i=1}^k C_i \times D_i \times E_i \times (1 - G_i)/100$$

1.5 数据处理

文中数据均采用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 进行数据统计分析,利用 Origin 2021 作图。通过单因素方差分 析(one-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)分析不同组间的差异性(α=0.05)。利用多元逐步回归对生 态系统各组分碳、氮储量与环境因子(水位、土壤温度、土壤有机质、全氮、全磷、pH)的关系进行分析,筛选主 要影响因子。

2 结果与分析

2.1 植被碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

如表4所示,月亮湾亚高山湿地6种沼泽类型的植被碳、氮储量存在显著差异性。其植被碳储量分布在 2.95—59.94 t/hm²,其中,上部生境落叶松泥炭藓沼泽(LNs)的植被碳储量最高(显著高于其他 5 种沼泽类型 1.7-19.3 倍, P<0.05); 中部生境落叶松泥炭藓(LNz) 沼泽较高(显著高于其他4种沼泽类型 2.0-6.6 倍); 下 部生境落叶松泥炭藓沼泽(LNx)与灌丛沼泽(G)、芦苇沼泽(L)、草丛沼泽(C)均较低且相近。 其植被氮储量 分布在 0.044—0.733 t/hm²,同样为 LNs 的植被氮储量最高(显著高于其他 5 种沼泽类型 2.0—15.7 倍);LNz 较高(显著高于其他4种沼泽类型1.7—4.5倍);其他4种沼泽类型(LNx、G、L和C)均较低且相近。因此,长 白山月亮湾亚高山 6 种沼泽类型的植被碳、氮储量沿水分梯度均呈现出下半段(由 C 至 G)恒定及上半段(由

LNx 至 LNs)递增的变化规律性,故其植被碳储量和氮储量在水平空间上存在强耦合性。

表 4 长白山月亮湾亚高山 6 种沼泽湿地植被碳、氮储量及其分配

Table 4Vegetation carbon and nitrogen storage and distribution of six plant communities along the water gradient in Yuleiliangwan subalpinewetland, Changbai Mountain

指标	层次	湿地类型 Wetland type						
Item	Layer	С	L	G	LNx	LNz	LNs	
生物量/(t/hm ²)	乔木层				5.81±0.50C	38.51±5.37B	115.77±23.89A	
Biomass	灌木层			4.78±0.2A	$2.88 \pm 0.64 B$	3.01±0.23B	3.55±0.27B	
	草本层	4.63±0.15A	4.91±1.32A	$5.32 \pm 0.94 \text{A}$	$4.67 \pm 1.24 \mathrm{A}$	2.13±0.25B	1.92±0.51B	
	凋落物层	$2.05 \pm 0.16C$	$3.18 \pm 1.06BC$	3.96±0.13B	3.38±0.35BC	$4.44 \pm 0.95 B$	7.04±1.17A	
	植被	6.68±0.26C	8.10±1.6C	14.06±0.97C	16.74±1.27C	$48.08 \pm 5.06B$	$128.28 \pm 24.7 \text{A}$	
碳含量/(g/kg)	乔木层				$472.37 \pm 1.10 \text{A}$	472.65±2.25A	466.94±1.10B	
Carbon content	灌木层			461.64±6.74A	$461.64 \pm 6.74 \mathrm{A}$	$452.6 \pm 8.16 A$	$438.09 \pm 22.68 \text{A}$	
	草本层	$440.86{\pm}9.6\mathrm{A}$	$439.84{\pm}7.19\mathrm{AB}$	$440.28{\pm}5.88{\rm AB}$	444.03 ± 12.03 A	431.51±1.17AB	424.64±12.67B	
	凋落物层	$442.04 \pm 3.28 \text{A}$	$438.16 \pm 14.66 \mathrm{A}$	$435.90 \pm 2.22 \text{A}$	$431.86 \pm 8.96 A$	$435.98 \pm 9.94 \text{A}$	$440.24 \pm 5.79 A$	
	植被	$441.45 \pm 3.60 \text{A}$	$439.00 \pm 10.59 \mathrm{A}$	$445.94 \pm 3.97 A$	$452.48 \pm 4.76 A$	448.18±2.23A	442.48±8.18A	
碳储量/(t/hm ²)	乔木层				2.72±0.27C	$18.26 \pm 2.55B$	54.41±11.08A	
Carbon storage	灌木层			$2.21 \pm 0.12 A$	$1.25 \pm 0.35B$	$1.34 \pm 0.15B$	$1.59 \pm 0.08B$	
	草本层	$2.05 \pm 0.08 \text{A}$	$2.18 \pm 0.62 \mathrm{A}$	$2.35 \pm 0.41 \text{A}$	$2.10 \pm 0.56 \text{A}$	$0.93 \pm 0.10B$	0.82±0.23B	
	凋落物层	0.90 ± 0.09 C	$1.41\pm0.45BC$	$1.73 \pm 0.05 B$	1.49±0.14BC	$1.96 \pm 0.48 B$	3.11±0.51A	
	植被	2.95 ± 0.15 C	$3.58 \pm 0.76C$	$6.30 \pm 0.48C$	7.56±0.61C	$22.50 \pm 2.45B$	59.94±11.5A	
分配比	乔木层				36.02 ± 0.02	81.01 ± 0.03	90.62±0.01	
Allocation/%	灌木层			35.22 ± 0.02	16.76 ± 0.05	6.01 ± 0.01	2.74±0.01	
	草本层	69.52±0.02	60.78±0.11	37.19 ± 0.04	27.53 ± 0.05	4.16±0.01	1.42±0.01	
	凋落物层	30.48 ± 0.02	39.22±0.11	27.59 ± 0.02	19.69 ± 0.02	8.81±0.03	5.22±0.01	
氮含量/(g/kg)	乔木层				$9.24 \pm 0.85 \mathrm{A}$	$9.14 \pm 0.91 \mathrm{A}$	9.20±0.85A	
Nitrogen content	灌木层			$5.52 \pm 0.32B$	$5.69 \pm 0.20B$	$5.96 \pm 0.50 B$	$7.00 \pm 0.44 A$	
	草本层	7.04 ± 0.5 CD	6.6±0.21CD	$7.50 \pm 0.98 BC$	$6.18 \pm 0.39 \mathrm{D}$	$8.26 \pm 0.59 B$	9.63±0.85A	
	凋落物层	$5.85 \pm 0.22 BC$	4.98 ± 0.24 C	$6.68 \pm 0.42B$	5.57±0.37BC	$8.72 \pm 0.79 \mathrm{A}$	8.05±0.77A	
	植被	$6.45 \pm 0.15 BC$	5.79 ± 0.22 C	$6.56 \pm 0.40 B$	$6.67 \pm 0.32B$	$8.02 \pm 0.69 \mathrm{A}$	8.47±0.38A	
氮储量/(t/hm ²)	乔木层				$0.032 \pm 0.007 B$	$0.175 \pm 0.048B$	$0.636 \pm 0.129 A$	
Nitrogen storage	灌木层			$0.021 \pm 0.002 A$	$0.012 \pm 0.002 B$	$0.014 \pm 0.001 B$	$0.021 \pm 0.005 A$	
	草本层	$0.032 \pm 0.011 \text{A}$	$0.031 \pm 0.003 A$	$0.038 \pm 0.003 A$	$0.027{\pm}0.008\mathrm{AB}$	$0.017 \pm 0.003 B$	$0.018 \pm 0.005 B$	
	凋落物层	$0.012 \pm 0.001 \text{D}$	$0.018{\pm}0.005{\rm CD}$	$0.03 \pm 0.001 BC$	$0.019{\pm}0.006{\rm CD}$	$0.035 \pm 0.01 B$	$0.059 \pm 0.015 \text{A}$	
	植被	0.044±0.011C	0.049 ± 0.004 C	$0.088 \pm 0.005 C$	0.090 ± 0.017 C	$0.241 \pm 0.057B$	$0.733 \pm 0.144 \text{A}$	
分配比/%	乔木层				35.33 ± 0.03	72.24 ± 0.05	86.56±0.01	
Allocation	灌木层			23.38 ± 0.01	13.83 ± 0.02	5.93 ± 0.01	2.89 ± 0.01	
	草本层	72.31±0.05	63.87±0.09	42.80 ± 0.01	30.20 ± 0.07	7.21±0.01	2.55 ± 0.01	
	凋落物层	27.69 ± 0.05	36.13±0.09	33.82±0.03	20.64±0.03	14.62 ± 0.03	8.00 ± 0.01	
C/N	平均	68.48±1.36B	75.81±2.36A	68.13±4.86B	67.93±3.34B	56.16±4.65C	52.28±1.57C	

同时,月亮湾亚高山 6 种沼泽类型的植被碳、氮储量在垂直空间上的分异规律也不同。草丛沼泽和芦苇 沼泽的植被碳、氮储量均以草本层占优势(60.78%—69.52%和 63.87%—72.31%),凋落物占比较低;灌丛沼泽 的碳、氮储量以灌木层和草本层占优势(72.41%和 66.18%),凋落物占比较低;而处于上、中、下部 3 类生境中 的落叶松泥炭藓沼泽的植被碳、氮储量一般均以乔木层占优势,且乔木层占比沿水分梯度呈递增规律性。故 6 种沼泽类型的植被碳、氮储量一般均以其优势植被层占主体地位(仅 G 的植被碳、氮储量以灌木层和草本层 共同占优势),说明其植被碳储量和氮储量在垂直空间上也存在着强耦合性。

2.2 土壤碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

如表 5 所示,月亮湾亚高山湿地 6 种沼泽类型的土壤碳、氮储量存在显著差异性。其土壤碳储量分布在 252.05—436.86 t/hm²,其中,处于水分梯度上半段的 LNx、LNz 和 LNs 显著高于其他 3 种沼泽类 22.2%—

73.3%(LNs 与 C 差异性不显著除外, P<0.05), 且 LNx 显著高于 LNs 7.9%, LNz 高于 LNs 6.5%, 总体上呈递减 趋势;处于下半段的 C、L 和 G 相对较低, 且草丛沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽(22.0%和 60.4%), 芦苇沼 泽又显著高于灌丛沼泽(31.5%), 呈明显的递减规律性。故其土壤碳储量沿水分梯度总体上呈双递减型的变 化规律性。其土壤氮储量分布在 10.96—18.06 t/hm², 其中, LNx、LNz、LNs 和草丛沼泽显著高于芦苇沼泽和灌 丛沼泽 55.2%—64.8%, 且芦苇沼泽和灌丛沼泽之间以及前四者之间的差异性均不显著。故其土壤氮储量沿 水分梯度呈现出草丛沼泽和 3 类生境上的落叶松泥炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性。 因此, 其土壤碳储量和氮储量在水平空间上的耦合性相对较弱。

表 5 长白山月亮湾亚高山湿地沿水分梯度分布 6 种植物群落的土壤碳氮储量及其分配

Table 5 Soil carbon and nitrogen storage and distribution of six plant communities distributed along the water gradient in Yueleangwan subalpine wetland

 指标	土层深度/cm	湿地类型 Wetland type							
Item	Soil depth	С	L	G	LNx	LNz	LNs		
土壤容重/(g/cm ³)	0—20	0.07±0.01Cd	0.07±0.01Cb	0.06±0.01Cc	0.10±0.01Bc	0.09±0.01Bd	0.12±0.01Ac		
Soil bulk density	20—40	$0.08{\pm}0.01\rm{Bd}$	$0.08 \pm 0.01 \mathrm{Bb}$	$0.09 \pm 0.01 \mathrm{Bc}$	$0.13 \pm 0.02 \mathrm{Abc}$	$0.13 \pm 0.02 \mathrm{Ac}$	0.13±0.01Ac		
	40—60	$0.1 \pm 0.01 \mathrm{Dcd}$	$0.06 \pm 0.01 \text{Ec}$	$0.21{\pm}0.02{\rm Ab}$	$0.14 \pm 0.01 \mathrm{Cbc}$	$0.17 \pm 0.01 Bb$	0.13 ± 0.01 Cbc		
	60—80	$0.11 \pm 0.01 \mathrm{Cbc}$	$0.09 \pm 0.01 \mathrm{Cb}$	0.70±0.04Aa	$0.15 \pm 0.01 \mathrm{Bb}$	$0.17 \pm 0.01 Bb$	$0.17 \pm 0.01 Bb$		
	80—100	$0.13{\pm}0.01\mathrm{Db}$	$0.09 \pm 0.01 \mathrm{Db}$	0.70±0.03Aa	0.66±0.05Aa	0.40±0.02Ca	0.58±0.04Ba		
	100—120	0.59±0.04Ba	0.69±0.02Aa						
	平均值	0.18±0.01C	0.18±0.01C	$0.35 \pm 0.01 \text{A}$	$0.24 \pm 0.02 B$	0.19±0.01C	0.22±0.01B		
碳含量/(g/kg)	0—20	401.93±12.52ABab	417.25±3.25Aa	387.45±10.95BCa	$375.43 \pm 11.41 \text{Cb}$	371.67±21.98Ca	372.40±8.37Ca		
Carbon content	20—40	408.40±6.32Aa	$408.45{\pm}1.55{\rm Aab}$	380.07±3.21Ba	$368.77{\pm}18.34\mathrm{BCb}$	360.13±11.12CDa	$349.67{\pm}7.59\mathrm{Db}$		
	40—60	$380.00{\pm}12.90{\rm ABc}$	$401.37{\pm}7.44 \mathrm{Aabc}$	$244.37{\pm}42.48{\rm Cb}$	416.57±4.56Aa	388.20±3.05Aa	$345.60{\pm}22.76\mathrm{Bb}$		
	60—80	$406.83 \pm 14.60 \text{Aa}$	$386.08{\pm}21.10{\rm Ac}$	$13.68 \pm 1.58 \text{Cc}$	411.27±9.26Aa	$314.60{\pm}24.80{\rm Bb}$	$299.33{\pm}5.86{\rm Bc}$		
	80—100	$383.80{\pm}15.67{\rm Abc}$	$397.97{\pm}10.59{\rm Abc}$	$10.31{\pm}1.58\mathrm{Dc}$	$21.70{\pm}1.68{\rm CDc}$	$42.11{\pm}4.54\mathrm{Bc}$	33.53±3.32BCd		
	100—120	$20.73{\pm}2.21\mathrm{Ad}$	$12.06{\pm}2.75\mathrm{Bd}$						
	平均值	333.62±7.97A	337.2±4.40A	$207.17 \pm 5.79 E$	318.75±4.63B	295.34±3.54C	280.11±3.42D		
碳储量 /(t/hm ²)	0—20	$56.57{\pm}1.98{\rm DEd}$	60.35±7.13CDa	$47.96{\pm}3.87{\rm Ec}$	$75.4{\pm}2.66{\rm ABc}$	$67.73{\pm}5.85\mathrm{BCc}$	$85.46{\pm}9.20{\rm Ab}$		
Carbon storage	20—40	$63.88{\pm}5.99{\rm Bd}$	67.27±0.53Ba	$66.95{\pm}3.09\mathrm{Bb}$	$92.08{\pm}12.66{\rm Ab}$	$91.65{\pm}14.87\mathrm{Ab}$	$88.87{\pm}7.62{\rm Aab}$		
	40—60	$71.87{\pm}2.35{\rm Ec}$	$49.91{\pm}3.70{\rm Fb}$	103.51±11.24Ca	118.09±5.04Ba	132.48±3.25Aa	92.42±6.21Dab		
	60—80	$88.43{\pm}4.97{\rm Cb}$	68.51±4.72Da	19.27 ± 2.56 Ed	122.65±7.47Aa	$105.67{\pm}6.25\mathrm{Bb}$	99.45±2.54Ba		
	80—100	99.29±5.47Aa	68.65±9.04Ba	$14.36 \pm 2.05 \text{Ed}$	$28.65{\pm}1.99\mathrm{Dd}$	$33.73{\pm}1.82{\rm CDd}$	$38.75{\pm}6.51{\rm Cc}$		
	100—120	$24.35{\pm}2.24\mathrm{Ae}$	$16.69{\pm}4.08\mathrm{Bc}$						
	总计	404.37±13.50C	$331.39 \pm 9.27 D$	$252.05 \pm 11.88E$	$436.86 \pm 16.47 \mathrm{A}$	$431.27{\pm}10.84\mathrm{AB}$	404.95±22.87BC		
氮含量/(g/kg)	0—20	$14.68{\pm}0.44{\rm Ac}$	$10.91{\pm}0.57{\rm Bc}$	14.92±0.44Aa	$14.29{\pm}0.77{\rm Ab}$	$15.07{\pm}0.99{\rm Ab}$	$15.48{\pm}0.80{\rm Ac}$		
Nitrogen content	20—40	$16.38{\pm}0.07{\rm Bb}$	$11.87{\pm}0.50{\rm Dc}$	15.58±0.30Ca	17.86±0.44Aa	17.34±0.54Aa	$16.52{\pm}0.44\mathrm{Bb}$		
	40—60	$16.97{\pm}0.88\mathrm{Ab}$	$12.84{\pm}0.24{\rm Bb}$	$12.86{\pm}0.65{\rm Bb}$	17.31±1.00Aa	16.24±0.99Aab	17.51±0.41Aa		
	60—80	19.75±0.94Aa	16.21±0.48Ba	$0.41{\pm}0.07{\rm Ec}$	16.98±0.75Ba	$11.87{\pm}1.51\mathrm{Dc}$	$13.89{\pm}0.08{\rm Cd}$		
	80—100	18.68±1.02Aa	15.87 ± 0.95 Ba	$0.23{\pm}0.03{\rm Dc}$	$0.55{\pm}0.29{\rm CDc}$	1.38 ± 0.25 Cd	$0.37 \pm 0.11 \text{CDe}$		
	100—120	$0.19{\pm}0.04{\rm Ad}$	$0.25{\pm}0.13\mathrm{Ad}$						
	平均值	14.44 ± 0.13 A	11.32 ± 0.20 D	$8.80 \pm 0.09 \text{E}$	$13.40 \pm 0.16B$	12.38±0.69C	12.76 ± 0.15 C		
氮储量/(t/hm ²)	0—20	2.07 ± 0.15 Ce	$1.57{\pm}0.12\mathrm{Db}$	$1.85{\pm}0.15{\rm CDc}$	$2.88{\pm}0.28\mathrm{Bb}$	$2.74{\pm}0.21{\rm Bc}$	$3.56 \pm 0.49 \mathrm{Ab}$		
Nitrogen storage	20—40	$2.56 \pm 0.25 BCd$	$1.96 \pm 0.09 \mathrm{Cb}$	$2.75{\pm}0.20\mathrm{Bb}$	4.47±0.68Aa	$4.41{\pm}0.67{\rm Ab}$	4.20±0.33Aa		
	40—60	3.22 ± 0.38 Cc	$1.60{\pm}0.16{\rm Db}$	5.48±0.26Aa	4.90±0.26Ba	5.54±0.24Aa	4.68±0.10Ba		
	60—80	$4.29{\pm}0.31{\rm BCb}$	2.88±0.21Da	$0.57{\pm}0.09{\rm Ed}$	5.06±0.20Aa	$3.99{\pm}0.48{\rm Cb}$	4.61±0.05ABa		
	80—100	4.83±0.34Aa	2.75±0.48Ba	$0.32{\pm}0.06{\rm Dd}$	$0.75 \pm 0.43 \mathrm{CDc}$	1.10 ± 0.15 Cd	$0.42 \pm 0.09 \mathrm{Dc}$		
	100—120	$0.23 \pm 0.06 \text{Af}$	$0.34{\pm}0.18{\rm Ac}$						
	总计	17.21 ± 0.48 A	$11.09 \pm 0.74B$	$10.96 \pm 0.34B$	$18.06 \pm 1.51 \text{A}$	$17.78 \pm 0.47 A$	17.47±0.44A		
C/N	平均	$23.35 \pm 0.47B$	$29.46{\pm}0.84\mathrm{A}$	$23.54 \pm 0.43B$	$23.79 \pm 0.63 B$	23.91±1.33B	21.96±0.47C		

不同小写字母表示湿地类型内各土层间差异显著(P<0.05)

在垂直空间上,草丛沼泽、灌丛沼泽、LNx 和 LNz 碳储量随土层深度增加而递增(C 在 20-100 cm 土壤

而呈阶梯式递增(0—100 cm 土壤层)。故6种沼泽类型的土壤氮储量的垂直分布格局同样存在2种类型(递 增型(C、G、LNz、LNx、LNs)和阶梯式递增型(L))。因此,6种沼泽类型的土壤碳氮耦合关系并不同,其中,G 和 LNz 的土壤碳储量和氮储量的垂直变化趋势完全一致(属于完全耦合型),C、L、LNx、LNs 的土壤碳储量和 氮储量的垂直变化趋势在表层有所不同(属于基本耦合型)。

2.3 生态系统碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

如图 1 所示,月亮湾亚高山湿地 6 种沼泽类型的生态系统碳、氮储量均存在显著差异性。其生态系统碳储量分布在 258.35—464.89 t/hm²,其中,LNs、LNz 和 LNx 最高(显著高于其他 3 种沼泽 9.1%—79.9%,P<0.05);草丛沼泽较高(显著高于 L 和 G 21.6%—57.7%);芦苇沼泽较低(仅显著高于灌丛沼泽 29.7%);灌丛沼泽则最低。故其生态系统碳储量沿水分梯度呈现出下半段递减和上半段恒定的变化规律性。其生态系统氮储量分布在 11.05—18.21 t/hm²,其中,LNs、LNz、LNx 和草丛沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽 54.8%—64.8%(P<0.05);芦苇沼泽和灌丛沼泽较低且相近。故其生态系统氮储量沿水分梯度呈现出草丛沼泽和 3 类生境上的落叶松泥炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽和灌丛沼泽的变化规律性,且生态系统碳、氮储量总体上存在



图1 月亮湾亚高山湿地沿水分梯度分布6种植物群落的生态系统碳氮储量及其分配

Fig.1 Ecosystem carbon and nitrogen storage and distribution of six plant communities distributed along the water gradient in Yueleangwan subalpine wetland

C:草丛沼泽;L:芦苇沼泽;G:灌丛沼泽;LNx:下部生境落叶松泥炭藓沼泽;LNz:中部生境落叶松泥炭藓沼泽;LNs:上部生境落叶松泥炭藓沼 泽;不同大写字母表示不同湿地类型生态系统碳、氮储量差异显著(P<0.05) 较强的耦合性。

同时,这6种沼泽类型生态系统碳、氮储量的分配格局有所不同。C、L、G和LNx的生态系统碳储量均以 土壤碳储量占绝对优势地位(97.56%—99.28%),植被碳储量占比极小(0.72%—2.44%);而LNz和LNs的生 态系统碳储量虽仍以土壤碳储量占优势地位(87.13%—95.04%),但两者的植被碳储量占比却有较大幅度的 提升(4.96%—12.87%),说明这两类生境上的落叶松泥炭藓沼泽的植被固碳作用有所加强。而其生态系统氮 储量均以土壤氮储量占绝对优势地位(95.98%—99.74%),植被氮储量占比均很小(0.26%—4.02%),仅LNs 的植被氮储量占比略高(4.02%),其他5种沼泽类型不足2.0%(0.26%—1.33%)。

2.4 生态系统碳氮储量沿水分梯度空间分异的主控因子

如表 6 所示,月亮湾亚高山沼泽湿地各组分碳储量和氮储量沿水分梯度空间变化的主控因子并不同。其 植被碳储量主要受水位和 pH 所抑制,土壤温度所促进,三者对其变差的解释率依次为 62.8%、13.0%和6.5%, 故以水位抑制为主,pH 抑制和土壤温度促进为辅;土壤碳储量主要受土壤全磷和有机质所促进,两者可解释 其变差的 67.5%和 14.3%,以全磷促进为主;生态系统碳储量主要受土壤全磷所促进,pH 所抑制,两者可解释 其变差的 78.3%和 10.5%,以全磷促进为主。

植被氮储量主要受水位和 pH 所抑制,土壤温度所促进,三者对其变差的可解释率依次为 59.0%、15.2% 和 10.1%,故以水位抑制为主,pH 抑制和土壤温度促进为辅;土壤氮储量和生态系统氮储量均受土壤全磷和 全氮所促进,且全磷可解释两者变差的 65.8% 和 66.4%,全氮仅能解释两者变差的 11.1% 和 11.5%,故其土壤 氮储量和生态系统氮储量均以土壤全磷促进为主。因此,长白山月亮湾亚高山湿地的植被碳储量和氮储量沿 水分梯度空间分异主要受水位所抑制,但其土壤和生态系统的碳储量和氮储量均主要受土壤全磷所促进。

wetland										
碳氮储量 Carbon and nitrogen storage	指标 Item	水位 Water table/cm	有机质 Organic matter /(g/kg)	全氮 Total nitrogen /(g/kg)	全磷 Total phosphorus /(g/kg)	酸碱性 pH	土壤温度 Soil temperature/ ℃	截距 Intercept	R^2	Р
碳储量	植被碳储量	-1.524 ***				-91.996 **	4.384 *	417.992 **	0.823	< 0.01
Carbon storage	土壤碳储量		0.351 ***		305.430 ***			-36.196	0.818	< 0.01
	生态系统碳储量				291.395 ***	-266.301 **		1422.434 **	0.888	< 0.01
氮储量	植被氮储量	-0.019 ***				-1.272 ***	0.066 *	5.706 ***	0.843	< 0.01
Nitrogen storage	土壤氮储量			0.693 **	10.696 **			-1.221	0.769	< 0.01
	生态系统氮储量			0.670 **	11.871 **			-1.628	0.779	< 0.01

表 6 月亮湾亚高山湿地碳氮储量与环境因子的逐步多元线性回归分析

Table 6 Stepwise multiple linear regression analysis of carbon and nitrogen storage and environmental factors in Yueleangwan subalpine

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

3 结论与讨论

3.1 植被碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

长白山月亮湾亚高山沼泽湿地的植被碳、氮储量沿水分梯度均呈下半段恒定及上半段递增规律性;且其 植被碳、氮储量在水平空间上存在强耦合性。这与本区低海拔森林沼泽^[52]和寒温带大兴安岭森林沼泽^[54]植 被碳储量沿水分梯度而递增并不一致。

前者源于微地形决定湿地水文状况^[55],进而控制湿地植被物种组成和群落类型分布^[56],致使湿地过渡带上各群落的碳氮储存能力不同。月亮湾湿地的微地形由湖底和阶地所组成^[48],且两者的微地势均逐渐升高,形成双水分梯度。各种湿地植物长期适应水分环境,并经过植被近千年的演替^[48],形成了目前湖泊湿地 演替后期的植被分布格局,一是自湖泊中心至岸边依次分布的草丛沼泽、芦苇沼泽和灌丛沼泽,因地势较低及 水位较高(表2),植物群落结构简单(缺少灌木层或乔木层),植被碳氮储量均较低;另一个是自阶地低地至 高地依次分布的3种落叶松泥炭藓沼泽(LNx-下部生境生长不良、LNz-中部生境生长中等和LNs-上部生境 生长良好),尽管群落结构完整(草本层、灌木层和乔木层),因地势逐渐升高和水位降低(表2),群落建群种 落叶松的生长存在明显差异性,故导致其植被碳氮储量呈现递增规律性。后者源于6种沼泽类型的植被生物 量沿水分梯度呈下半段恒定及上半段递增规律性,加之其植被碳含量无显著差异性,植被氮含量虽沿水分梯 度呈递增趋势但影响程度不及生物量,故其植被碳、氮储量沿水分梯度变化规律完全一致,两者存在强耦 合性。

此外,6种沼泽类型植被碳储量(2.95—59.94 t/hm²)与北方森林(40—64 t/hm²)^[57]相比,绝大多数沼泽 类型仅相当于其下限值的 7.4%—56.3%,仅 LNs 接近其上限值(93.7%);植被氮储量(0.044—0.733 t/hm²)与 我国植被平均氮储量(0.38 t/hm²)^[58]相比,多数类型仅相当于该值的 11.6%—63.4%,也仅是 LNs 高于该值约 1 倍。故月亮湾亚高山湿地这 6 种沼泽类型中仅 LNs 的植被碳、氮储存能力较强。

3.2 土壤碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

长白山月亮湾亚高山湿地土壤碳储量沿水分梯度呈双递减型变化规律,这与印度东北部淡水湿地^[7]、长白山低海拔森林沼泽^[52]、寒温带大兴安岭森林沼泽^[54]及青藏高原沼泽湿地^[59]土壤碳储量沿水分梯度呈递减趋势明显不同。其土壤氮储量沿水分梯度呈现草丛沼泽和3类生境上的落叶松泥炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性,故土壤碳、氮储量之间的耦合性相对较弱。

前者源于湿地微地形变化能够转化为水文差异^[40],水文过程会影响植物多样性、优势种变化^[50]和土壤 生物地球化学过程^[1],进而影响土壤有机物的输入和输出,并改变湿地土壤的碳氮积累。月亮湾湿地微地形 较特殊(湖泊连接阶地)^[48],湖底和阶地微地势逐渐升高,导致沿过渡带形成双水分梯度。这使得 C、L 和 G 沿湖底微地势以及 LNx、LNz 和 LNs 沿阶地微地势形成的水分梯度依次分布(雨季水位依次为:22.93、16.53 和 1.48 cm;-3.40、-9.03 和-19.67 cm)(表 2)。随着过渡带水位逐渐降低,有氧反应空间和时间逐渐增加,微 生物分解速度加快,土壤碳储量逐渐降低^[61],故导致其土壤碳储量沿水分梯度呈双递减型分布,进一步证实 微地形在湿地土壤碳储存中起着主导作用。其土壤氮储量沿水分梯度呈草丛沼泽和 3 类生境上的落叶松泥 炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性,主要是由于下半段 L 的氮含量和土壤容重均较低且与 G 相近(表 5),而上半段 LNz 和 LNs 的土壤容重显著大于 LNx,使得三者土壤氮储量相近。说明湿地土壤氮 储存不仅受微地形控制,还受植被类型和土壤特性等所调节。

同时得到其土壤碳储量垂直空间分异存在递增型(C、G、LNx、LNz)和恒定型(L和LNs)2种类型,前者与 印度东北部淡水湿地土壤碳储量在水分梯度中下部地段随土壤深度增加而递增^[7]相似。其原因在于长白山 区降水多集中在夏季,春秋季较少,湿地水位季节性变动明显,即使在夏季降水与非降水也会产生水位波动, 水位变动引起土壤厌氧与有氧环境转换,进而使泥炭地微生物分解加速^[61],上部土壤层碳储量随之降低;加 之,近几十年来长白山区正处于气候干燥(1987—2008年)^[62]和升温(最低气温增速为0.46℃/10a)^[63]时期, 进一步促进微生物分解,致使湿地土壤中泥炭积累逐渐减少,故呈现出随土壤深度增加而递增的变化趋势。 后者中的芦苇沼泽各土层碳储量恒定,则在于其凋落物中含有较多不易分解成分^[64],使其能够抵御水位变动 及气候变化影响;LNs处于过渡带上部边缘区,受水位波动影响较小,并存在泥炭藓隔热层^[65],土壤温度一直 较低,泥炭分解缓慢,其泥炭积累速率维持恒定。至于其土壤碳、氮储量垂直空间的耦合性存在完全耦合型 (G和LNz各土壤层碳氮变化趋势完全一致)和基本耦合型(C、L、LNx、LNs仅表层趋势不一致)的原因,前者 源于各土壤层的碳、氮含量随土壤深度增加的变化趋势一致。后者源于C、L和LNx水位较高,水淹产生的厌 氧环境可能导致土壤产生反硝化作用,反硝化细菌将硝酸盐及亚硝酸盐还原为气态产物 N₂O 或 N₂^[66],氮素 减少,导致土壤表层碳氮解耦合;LNs 因处于过渡带最上部,落叶松生长良好,对氮需求会更多^[67],植被吸收 大量氮素而使其土壤表层氮含量降低。

此外,这6种沼泽类型的土壤碳储量(252.05—436.86 t/hm²)高于我国天然林平均土壤碳储量(109 t/hm²)^[57]2.3—4.0倍。土壤氮储量(10.96—18.06 t/hm²)与中国湿地土壤氮储量(16.15 t/hm²)^[58]相比较,草

丛沼泽和 3 种落叶松泥炭藓沼泽高于该值 6.6%—11.8%, 仅芦苇沼泽和灌丛沼泽约相当于该值的 2/3 (67.9%—68.7%)。故长白山月亮湾亚高山湿地的土壤一般均具有较强的碳氮储存能力。

3.3 生态系统碳氮储量沿水分梯度空间分异规律

长白山月亮湾亚高山湿地的生态系统碳储量沿水分梯度呈下半段递减和上半段恒定的变化规律性,氮储量却呈现草丛沼泽和3类生境上的落叶松泥炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性:且两者总体上存在较强的耦合性(L碳氮耦合性较差除外)。这与寒温带大兴安岭森林沼泽^[54]和同区低海拔森林沼泽^[52]生态系统碳储量沿水分梯度呈恒定型或递减型分布不一致。

湿地生态系统碳储量沿水分梯度的变化趋势是植被与土壤碳储量的综合反映,受微地形坡度所影响^[52,54]。月亮湾湿地特殊的下垫面微地形(湖底和阶地)经过近千年的植被演替过程和泥炭填埋抬升作用, 致使其沿过渡带地表存在坡度(下半段 8°—10°及上半段 4°—5°)。处于下半段的 3 种沼泽(C、L 和 G)因坡 度较大,受水位波动影响强烈,沿水分梯度厌氧反应的空间和时间不断减少,泥炭层明显变薄,土壤碳储量的 递减趋势叠加植被碳储量的恒定趋势^[52],使得下半段的生态系统碳储量呈递减趋势;而处于上半段的 3 种落 叶松泥炭藓沼泽因地势相对平缓,受水位波动影响较弱,土壤碳储量的递减趋势与植被碳储量的递增趋势相 近^[54],故使三者的生态系统碳储量相近。至于其生态系统氮储量沿水分梯度呈草丛沼泽和 3 类生境上的落 叶松泥炭藓沼泽显著高于芦苇沼泽和灌丛沼泽的变化规律性的原因,主要在于除芦苇沼泽之外的 5 种沼泽类 型的生态系统碳储量与氮储量沿水分梯度的变化趋势完全一致,仅芦苇沼泽的土壤氮储量较低,且土壤氮储 量占其生态系统氮储量的主体,使其生态系统氮储量也相对较低,并与灌丛沼泽相近,进而改变了生态系统氮 储量沿水分梯度的总体变化趋势,故长白山月亮湾亚高山湿地的生态系统碳储量与氮储量总体上存在较强的 耦合性(L 除外)。

此外, 6 种沼泽类型的生态系统碳储量(258.35—464.89 t/hm²)为北方森林生态系统(125—149 t/hm²)^[68]的1.7—4.0倍。其生态系统氮储量(11.05—18.21 t/hm²)与中国湿地生态系统氮储量(16.45 t/hm²)^[58]相比较,L和G仅相当于其67%左右,而其他4种沼泽类型均略高于其平均值(4.9%—10.7%)。因此,月亮湾亚高山湿地6种沼泽类型在生态系统尺度上的碳氮存储能力(L和G除外)均相对较强,在湿地碳 汇管理中应重点加以保护。

3.4 生态系统碳氮储量沿水分梯度分布格局的主控因子

长白山月亮湾亚高山湿地生态系统各组分碳、氮储量沿水分梯度空间变化的主控因子各有不同。植被碳、氮储量主要受水位所抑制,这源于水位影响湿地植物群落的物种组成和过渡带上分布位置^[69],水淹环境影响植物群落的完整性,同时土壤水分还可以调节土壤养分对植物生长的有效性,影响植被净初级生产力^[59];植被碳、氮储量还受土壤 pH 抑制及土壤温度促进,则是由于土壤 pH 直接影响土壤微生物和酶活性,进而改变土壤中元素的转化和释放过程^[70],土壤酸度提高,土壤质量下降,植物生长和发育也会受到严重制约^[71];而升温能够促进植物光合作用,并延长植物生长期^[19],有利于植被生物量及碳氮的积累,湿地中由于气温升高而导致的土壤水分的缺失也利于植被生长^[72]。

湿地土壤和生态系统碳、氮储量均主要受土壤全磷所促进,这源于土壤中碳、氮、磷循环存在着密切耦合 关系,一方面,磷是植被生长所必需的大量元素之一,磷含量的多少直接影响植被向土壤中碳氮的输入^[73],另 一方面,全磷影响微生物群落结构和酶活性^[74],进而影响湿地中土壤中碳氮的分解速率。而湿地生态系统的 碳、氮储量又以土壤碳、氮储量占绝对优势地位,故其生态系统碳、氮储量也主要受土壤全磷促进。另据本研 究测得的 LNx、LNz、LNs 的土壤 N/P(14.2—15.3)要低于 C、L、G(16.4—20.2),依据相关文献如土壤 N/P<14 为土壤存在氮限制,N/P 在 14—16 时为氮、磷均存在限制,N/P>16 时为存在磷限制^[75—76],故上半段阶地水 分梯度的 LNx、LNz、LNs 同时存在氮、磷限制,下半段湖泊水分梯度的 C、L、G 仅存在磷限制。此外,土壤碳储 量还受有机质所促进,则是由于土壤有机质是土壤的重要成分,能够提高植被生产力,进而调控土壤有机碳的 存储^[77];生态系统碳储量还受 pH 所抑制,源于土壤 pH 能够通过影响植物生产力^[70—71]和土壤微生物群落丰 度和组成^[78],进而影响有机碳输入和输出;土壤与生态系统氮储量还受全氮促进,这是由于土壤氮储量来源 于全氮,生态系统氮储量以土壤氮储量占优势,故其生态系统氮储量同样受土壤全氮所促进,同时,依据上述 N/P值,也说明上半段阶地水分梯度的LNx、LNz、LNs存在氮限制,而下半段湖泊水分梯度的L、G的N/P(16. 4—16.5)仅略高于16,接近于存在N限制。由于这些湿地类型多存在N和P限制,也可说明其目前可能并不 存在富营养化问题。因此,长白山亚高山湿地植被碳、氮储量沿水分梯度空间分异主要受水位所抑制,土壤和 生态系统碳、氮储量沿水分梯度主要受土壤磷所控制。故在湿地碳氮管理实践中应重视水位和土壤磷的 变化。

综上所述,本研究得到的长白山月亮湾亚高山湿地碳、氮储量存在明显的空间分异规律,且碳储量与氮储 量存在较强的耦合关系,这可为温带亚高山湿地碳、氮储量的准确估算及其模型模拟研究提供依据;同时发现 这6种沼泽类型中大部分均存在明显的氮、磷限制,说明这些亚高山湿地类型目前可能并不存在富营养化问 题;此外,还发现一些湿地类型土壤碳、氮的垂直分布呈现随土壤深度增加而递增的变化趋势,这从湿地土壤 碳氮积累方面证实了近百余年来气候变化已引起长白山亚高山湿地碳汇强度明显变弱,也为我国高海拔地区 湿地碳汇管理实践及应对气候变化提供了重要的科学依据。

参考文献(References):

- [1] Feng W J, Santonja M, Bragazza L, Buttler A. Shift in plant-soil interactions along a lakeshore hydrological gradient. Science of the Total Environment, 2020, 742: 140254.
- [2] Zedler J B, Kercher S. Wetland Resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. Annual Review of Environment and Resources, 2005, 30: 39-74.
- [3] Yang Y H, Shi Y, Sun W J, Chang J F, Zhu J X, Chen L Y, Wang X, Guo Y P, Zhang H T, Yu L F, Zhao S Q, Xu K, Zhu J L, Shen H H, Wang Y Y, Peng Y F, Zhao X, Wang X P, Hu H F, Chen S P, Huang M, Wen X F, Wang S P, Zhu B, Niu S L, Tang Z Y, Liu L L, Fang J Y. Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality. Science China Life Sciences, 2022, 65(5): 861-895.
- [4] Carnell P E, Windecker S M, Brenker M, Baldock J, Masque P, Brunt K, Macreadie P I. Carbon stocks, sequestration, and emissions of wetlands in south eastern Australia. Global Change Biology, 2018, 24(9): 4173-4184.
- [5] Mitsch W J, Bernal B, Nahlik A M, Mander Ü, Zhang L, Anderson C J, Jørgensen S E, Brix H. Wetlands, carbon, and climate change. Landscape Ecology, 2013, 28(4): 583-597.
- [6] Davila A, Bohlen P J. Hydro-ecological controls on soil carbon storage in subtropical freshwater depressional wetlands. Wetlands, 2021, 41 (5); 66.
- [7] Taran M, Ahirwal J, Deb S, Sahoo U K. Variability of carbon stored in inland freshwater wetland in Northeast India. Science of the Total Environment, 2023, 859(Pt 2): 160384.
- [8] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecological Applications: a Publication of the Ecological Society of America, 1991, 1(2): 182-195.
- [9] Fluet-Chouinard E, Stocker B D, Zhang Z, Malhotra A, Melton J R, Poulter B, Kaplan J O, Goldewijk K K, Siebert S, Minayeva T, Hugelius G, Joosten H, Barthelmes A, Prigent C, Aires F, Hoyt A M, Davidson N, Finlayson C M, Lehner B, Jackson R B, McIntyre P B. Extensive global wetland loss over the past three centuries. Nature, 2023, 614: 281-286.
- [10] Whitaker K, Rogers K, Saintilan N, Mazumder D, Wen L, Morrison R J. Vegetation persistence and carbon storage: implications for environmental water management for *Phragmites australis*. Water Resources Research, 2015, 51(7): 5284-5300.
- [11] Nahlik A M, Fennessy M S. Carbon storage in US wetlands. Nature Communications, 2016, 7: 13835.
- [12] Loder A L, Finkelstein S A. Carbon accumulation in freshwater marsh soils: a synthesis for temperate North America. Wetlands, 2020, 40(5): 1173-1187.
- [13] Yao X Y, Yan D D, Li J T, Liu Y, Sheng Y F, Xie S Y, Luan Z Q. Spatial distribution of soil organic carbon and total nitrogen in a ramsar wetland, Dafeng Milu national nature reserve. Water, 2022, 14(2): 197.
- [14] Yu Z C. Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. Biogeosciences, 2012, 9(10): 4071-4085.
- [15] Xiao D R, Deng L, Kim D G, Huang C B, Tian K. Carbon budgets of wetland ecosystems in China. Global Change Biology, 2019, 25(6): 2061-2076.
- [16] Pérez-Rojas J, Moreno F, Quevedo J C, Villa J. Soil organic carbon stocks in fluvial and isolated tropical wetlands from Colombia. CATENA, 2019, 179: 139-148.
- [17] Mitsch W J, Gosselink J G. Wetlands, 5th ed. New York: John Wiley & Sons Inc, 2015.
- [18] Reddy K R, DeLaune R D. Biogeochemistry of Wetlands : science and applications, 1th ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- [19] Soleimani A, Hosseini S M, Massah Bavani A R, Jafari M, Francaviglia R. Simulating soil organic carbon stock as affected by land cover change

18 期

and climate change, Hyrcanian forests (northern Iran). Science of the Total Environment, 2017, 599/600: 1646-1657.

- [20] Madani N, Parazoo N C, Kimball J S, Ballantyne A P, Reichle R H, Maneta M, Saatchi S, Palmer P I, Liu Z H, Tagesson T. Recent amplified global gross primary productivity due to temperature increase is offset by reduced productivity due to water constraints. AGU Advances, 2020, 1 (4): e2020AV000180.
- [21] Couwenberg J, Dommain R, Joosten H. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. Global Change Biology, 2010, 16(6): 1715-1732.
- [22] Lawrence B A, Jackson R D, Kucharik C J. Testing the stability of carbon pools stored in tussock sedge meadows. Applied Soil Ecology, 2013, 71: 48-57.
- [23] Zheng L L, Xu J Y, Tan Z Q, Xu L G, Wang X L. Spatial distribution of soil organic matter related to microtopography and NDVI changes in Poyang Lake, China. Wetlands, 2019, 39(4): 789-801.
- [24] Richter B D, Baumgartner J V, Powell J, Braun D P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conservation Biology, 1996, 10(4): 1163-1174.
- [25] Fan Y, Miguez-Macho G, Jobbágy E G, Jackson R B, Otero-Casal C. Hydrologic regulation of plant rooting depth. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2017, 114(40): 10572-10577.
- [26] Marcé R, von Schiller D, Aguilera R, Martí E, Bernal S. Contribution of hydrologic opportunity and biogeochemical reactivity to the variability of nutrient retention in river networks. Global Biogeochemical Cycles, 2018, 32(3): 376-388.
- [27] 周云凯,白秀玲,宁立新.鄱阳湖湿地灰化苔草固碳能力及固碳量研究.生态环境学报,2017,26(12):2030-2035.
- [28] Carlson Mazur M L, Wilcox D A, Wiley M J. Hydrogeology and landform morphology affect plant communities in a great lakes ridge-and-swale wetland complex. Wetlands, 2020, 40(6): 2209-2224.
- [29] Yu H Y, Zha T G, Zhang X X, Ma L M. Vertical distribution and influencing factors of soil organic carbon in the Loess Plateau, China. Science of the Total Environment, 2019, 693; 133632.
- [30] Stovall A E L, Diamond J S, Slesak R A, McLaughlin D L, Shugart H. Quantifying wetland microtopography with terrestrial laser scanning. Remote Sensing of Environment, 2019, 232: 111271.
- [31] Winter T C. A conceptual framework for assessing cumulative impacts on the hydrology of nontidal wetlands. Environmental Management, 1988, 12 (5): 605-620.
- [32] Watts D L, Cohen M J, Heffernan J B, Osborne T Z. Hydrologic modification and the loss of self-organized patterning in the ridge slough mosaic of the Everglades. Ecosystems, 2010, 13(6): 813-827.
- [33] Courtwright J, Findlay S E G. Effects of microtopography on hydrology, physicochemistry, and vegetation in a tidal swamp of the Hudson River. Wetlands, 2011, 31(2): 239-249.
- [34] Bubier J L, Moore T R, Bellisario L, Comer N T, Crill P M. Ecological controls on methane emissions from a Northern Peatland Complex in the zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada. Global Biogeochemical Cycles, 1995, 9(4): 455-470.
- [35] Rivera-Monroy V H, Day J W, Twilley R R, Vera-Herrera F, Coronado-Molina C. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in terminos lagoon, *Mexico*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1995, 40(2): 139-160.
- [36] Hessen D O, Ågren G I, Anderson T R, Elser J J, de Ruiter P C. Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry. Ecology, 2004, 85(5): 1179-1192.
- [37] Adame M F, Hermoso V, Perhans K, Lovelock C E, Herrera-Silveira J A. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. Conservation Biology, 2015, 29(2): 493-502.
- [38] 杨荣, 塞那, 苏亮, 尚海军, 刘永宏, 郭永盛. 内蒙古包头黄河湿地土壤碳氮磷含量及其生态化学计量学特征. 生态学报, 2020, 40(7): 2205-2214.
- [39] 周会萍,周君丽,蔡祖国,黄艳丽,庄静静.陈桥湿地土壤和沉积物碳、氮、磷分布及沉积物污染评价.云南农业大学学报(自然科学), 2024,39(1):159-167.
- [40] 张全军,于秀波,钱建鑫,熊挺.鄱阳湖南矶湿地优势植物群落及土壤有机质和营养元素分布特征.生态学报,2012,32(12): 3656-3669.
- [41] Liu W J, Chen S Y, Qin X, Baumann F, Scholten T, Zhou Z Y, Sun W J, Zhang T Z, Ren J W, Qin D H. Storage, patterns, and control of soil organic carbon and nitrogen in the northeastern margin of the Qinghai - Tibetan Plateau. Environmental Research Letters, 2012, 7(3): 035401.
- [42] Yang Z W, Chen K L, Liu F M, Che Z H. Effects of rainfall on the characteristics of soil greenhouse gas emissions in the wetland of Qinghai Lake. Atmosphere, 2022, 13(1): 129.
- [43] Daugherty E E, McKee G A, Bergstrom R, Burton S, Pallud C, Hubbard R M, Kelly E F, Rhoades C C, Borch T. Hydrogeomorphic controls on soil carbon composition in two classes of subalpine wetlands. Biogeochemistry, 2019, 145(1): 161-175.
- [44] Han L D, Mu C C, Jiang N, Shen Z Q, Chang Y H, Hao L, Peng W H. Responses of seven wetlands carbon sources and sinks to permafrost degradation in Northeast China. Journal of Soils and Sediments, 2023, 23(1): 15-31.
- [45] Liu Y, Wang L, Liu H, Wang W, Liang C, Yang J, Verhoeven J T A. Comparison of carbon sequestration ability and effect of elevation in fenced wetland plant communities of the Xilin River floodplains: a model case study. River Research and Applications, 2015, 31(7): 858-866.
- [46] 周文昌, 索郎夺尔基, 崔丽娟, 王义飞, 李伟. 排水对若尔盖高原泥炭地土壤有机碳储量的影响. 生态学报, 2016, 36(8): 2123-2132.
- [47] 吴浩. 地下水位对鄂西南泥炭藓湿地植被物种多样性及生态系统碳储量的影响[D]. 恩施: 湖北民族大学, 2023.
- [48] Zhang M M, Smol J P, Wang L. Carbon accumulation dynamics and development processes of peatland established after the Changbaishan

Millennium eruption. Soil and Tillage Research, 2023, 232: 105762.

- [49] 陈传国,朱俊凤.东北主要林木生物量手册.北京:中国林业出版社,1989.
- [50] 王伯炜.长白山原始针叶林沼泽湿地生态系统碳储量[D].哈尔滨:东北林业大学,2018.
- [51] 王彪. 中国东北温带森林湿地碳储量与碳源/汇研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2021.
- [52] 王伯炜, 牟长城, 王彪. 长白山原始针叶林沼泽湿地生态系统碳储量. 生态学报, 2019, 39(9): 3344-3354.
- [53] 杨金艳, 王传宽. 东北东部森林生态系统土壤碳贮量和碳通量. 生态学报, 2005, 25(11):83-90.
- [54] 牟长城, 王彪, 卢慧翠, 包旭, 崔巍. 大兴安岭天然沼泽湿地生态系统碳储量. 生态学报, 2013, 33(16): 4956-4965.
- [55] Stewart G A, Kottkamp A I, Williams M R, Palmer M A. Setting a reference for wetland carbon: the importance of accounting for hydrology, topography, and natural variability. Environmental Research Letters, 2023, 18(6): 064014.
- [56] Zhang Q J, Wang Z S, Xia S X, Zhang G S, Li S X, Yu D K, Yu X B. Hydrologic-induced concentrated soil nutrients and improved plant growth increased carbon storage in a floodplain wetland over wet-dry alternating zones. Science of the Total Environment, 2022, 822: 153512.
- [57] Blais A M, Lorrain S, Plourde Y, Varfalvy L. Organic carbon densities of soils and vegetation of tropical, temperate and boreal forests//Tremblay A, Varfalvy L, Roehm C, Garneau M, eds. Greenhouse Gas Emissions-Fluxes and Processes. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2005: 155-185.
- [58] Xu L, He N P, Yu G R. Nitrogen storage in China's terrestrial ecosystems. Science of the Total Environment, 2020, 709: 136201.
- [59] Wu G L, Ren G H, Wang D, Shi Z H, Warrington D. Above-and below-ground response to soil water change in an alpine wetland ecosystem on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. Journal of Hydrology, 2013, 476: 120-127.
- [60] Ahmad S, Liu H, Beyer F, Klove B, Lennartz B. Spatial heterogeneity of soil properties in relation to microtopography in a non-tidal rewetted coastal mire. Mires and Peat, 2020, 26(4): 1-18.
- [61] Blodau C, Moore T R. Experimental response of peatland carbon dynamics to a water table fluctuation. Aquatic Sciences, 2003, 65(1): 47-62.
- [62] 刘玉芳, 李鸿凯, 赵红艳, 卜兆君, 王升忠. 多指标记录的 1962—2008 年长白山园池泥炭地地表湿度变化. 应用生态学报, 2021, 32 (2): 477-485.
- [63] 王纪军, 裴铁璠, 王安志, 关德新, 金昌杰. 长白山地区近 50 年平均最高和最低气温变化. 北京林业大学学报, 2009, 31(2): 50-57.
- [64] 曹培培,刘茂松,唐金艳,滕漱清,徐驰.几种水生植物腐解过程的比较研究.生态学报,2014,34(14):3848-3858.
- [65] Helbig M, Boike J, Langer M, Schreiber P, Runkle B R K, Kutzbach L. Spatial and seasonal variability of polygonal tundra water balance: Lena River Delta, northern Siberia (Russia). Hydrogeology Journal, 2013, 21(1): 133-147.
- [66] Audet J, Hoffmann C C, Andersen P M, Baattrup-Pedersen A, Johansen J R, Larsen S E, Kjaergaard C, Elsgaard L. Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: emission, uptake and controlling factors. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 68: 291-299.
- [67] 林丽,李以康,崔莹,张法伟,韩道瑞,郭小伟,李婧,曹广民.青藏高原典型植被土壤溶解性氮与植物量相关性分析.山地学报,2012, 30(6):721-727.
- [68] 刘世荣, 王晖, 栾军伟. 中国森林土壤碳储量与土壤碳过程研究进展. 生态学报, 2011, 31(19): 5437-5448.
- [69] Qi Q, Zhang D J, Zhang M Y, Tong S Z, An Y, Wang X H, Zhu G L. Hydrological and microtopographic effects on community ecological characteristics of *Carex schmidtii* tussock wetland. Science of the Total Environment, 2021, 780: 146630.
- [70] 唐琨,朱伟文,周文新,易镇邪,屠乃美.土壤 pH 对植物生长发育影响的研究进展.作物研究,2013,27(2):207-212.
- [71] 赵彦坤, 张文胜, 王幼宁, 李科学, 贾会珍, 李霞. 高 pH 对植物生长发育的影响及其分子生物学研究进展. 中国生态农业学报, 2008, 16 (3): 783-787.
- [72] 丁一. 模拟升温对长江口芦苇湿地细根形态和生长的影响[D]. 上海: 华东师范大学, 2021.
- [73] 简尊吉, 雷蕾, 曾立雄, 肖文发, 程瑞梅, 李春蕾. 我国森林土壤全磷密度分布特征. 生态学报, 2023, 43(22): 9256-9265.
- [74] Fang X M, Zhang X L, Chen F S, Zong Y Y, Bu W S, Wan S Z, Luo Y Q, Wang H M. Phosphorus addition alters the response of soil organic carbon decomposition to nitrogen deposition in a subtropical forest. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 133: 119-128.
- [75] 陈志杰,肖宇童,董雄德,王唯锦,王建,翟文芳,田梦,韩士杰.黄河中下游滩区泥沙淤积对土壤化学计量比的影响.生态学杂志, 2022,41(7):1334-1341.
- [76] 盘礼东,李瑞,张玉珊,黎庆贵,高家勇,袁江.西南喀斯特区坡耕地秸秆覆盖对土壤生态化学计量特征及产量的影响.生态学报, 2022,42(11):4428-4438.
- [77] 高旭, 牟长城, 梁道省, 鲁艺. 泰湖国家湿地公园天然植物群落碳储量空间分异规律及主控因素研究. 北京林业大学学报, 2023, 45(8): 16-28.
- [78] 刘晶晶,李金花,季燕,靳三玲,王旭,刁兆岩,关潇. 辉河湿地河岸带土壤微生物群落组成与土壤理化关系. 草地学报, 2023, 31(5): 1393-1405.