DOI: 10.5846/stxb201909161918

苟芳珍,赵成章,杨俊仓,任杰,马俊逸,李子琴.苏干湖湿地植被地上生物量空间格局及其对水盐的响应.生态学报,2021,41(19):7774-7784. Gou F Z, Zhao C Z, Yang J C, Ren J, Ma J Y, Li Z Q.Spatial Heterogeneity of Above-ground Biomass in Sugan Lake Wetland Vegetation. Acta Ecologica Sinica,2021,41(19):7774-7784.

苏干湖湿地植被地上生物量空间格局及其对水盐的 响应

苟芳珍,赵成章*,杨俊仓,任 杰,马俊逸,李子琴

西北师范大学地理与环境科学学院,甘肃省湿地资源保护与产业发展工程研究中心,兰州 730070

摘要:地上生物量是反映湿地植物群落数量特征和生产能力的重要因子,内陆盐沼湿地植被地上生物量空间分布格局及其水盐 响应机制,对湿地生态水文学研究具有重要的理论意义。采用湿地群落学调查和支持向量回归模型(SVR)相结合的方法,将苏 干湖湿地划分为山洪区、泉水区等5个分区,研究了植被地上生物量的空间异质及其影响因素。结果表明:支持向量回归模型 在内陆盐沼湿地植被地上生物量反演方面具有较高的拟合精度;苏干湖不同区域湿地植物群落地上生物量空间格局呈现出复 杂的空间分异规律,对地下水埋深和土壤全盐量的响应也存在明显差异:河洪区的植被地上生物量随地下水埋深、土壤全盐量 的增加呈先增大后减小的趋势,湖水区的植被地上生物量与地下水埋深呈显著正相关关系,而土壤全盐量则相反,山洪区的植 被地上生物量随地下水埋深的增加呈先增大后减小的趋势,泉水区的植被地上生物量随地下水埋深的增加逐渐减小,台地区的 植被地上生物量与地下水埋深和土壤全盐量均无显著相关性。苏干湖湿地不同等级植被地上生物量在空间上呈现出多斑块组 成的镶嵌体结构形态,体现了湿地植物应对土壤水盐等环境因子变化的生态适应机制。

关键词:苏干湖;内陆盐沼湿地;遥感反演;地上生物量;空间格局;地下水埋深;土壤全盐量

Spatial Heterogeneity of Above-ground Biomass in Sugan Lake Wetland Vegetation

GOU Fangzhen, ZHAO Chengzhang*, YANG Juncang, REN Jie, MA Junyi, LI Ziqin

College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Research Center of Wetland Resources Protection and Industrial Development Engineering of Gansu Province, Lanzhou 730070, China

Abstract: The spatial distribution pattern of aboveground biomass of inland salt marsh wetland vegetation and its influencing factors have important theoretical significance for wetland ecological hydrology. Our study aimed to use wetland community survey and support vector regression (SVR) model to explore the spatial heterogeneity of aboveground biomass of vegetation and its influencing factors. The study site was located in Sugan Lake wetland at the northwestern end of Haizi Grassland, Akesai County, Gansu Province, China (94° 10′ 33″—94° 14′ 43″ E, 39° 01′ 25″—39° 05′ 32″ N), and the elevation is between 2795—2808 m. The study area is divided into 5 ecological functional areas based on differences in landscape, landforms, vegetation, water and soil resources, and ecological and environmental issues. We chose 425 plots randomly and set in the 5 ecological functional areas, each plot was set with 1 m × 1 m quadrat. The species, coverage, height, density and aboveground biomass of all plants in the quadrat were measured, and repeated 3 times. The aboveground biomass data of 275 community quadrats were selected as the response variables of the model, and the remaining 150 data were selected as the test model variables, the aboveground biomass of vegetation in the whole area was inversely performed, and the influence of water and salt on it was analyzed. The results showed that support vector regression model had high fitting

收稿日期:2019-09-16; 网络出版日期:2021-06-30

基金项目:国家自然科学基金项目(41461013, 41861009)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhaocz601@163.com

accuracy in the retrieval of aboveground biomass of inland salt marsh wetland vegetation, and the predicted values of the model and the field measured values were tested with significant positive correlation (P < 0.01, $R^2 = 0.81$). The spatial pattern of aboveground biomass of wetland plant communities in different regions of Sugan Lake presented complex spatial differentiation rules, and there were significant differences in response to groundwater depth and total salt content of soil; with the increase of groundwater depth and total salt content of soil, the aboveground biomass of vegetation in He-hong area first increased and then decreased; there was a significant positive correlation between the aboveground biomass of vegetation in Shan-hong area first increased and then decreased; the aboveground biomass of vegetation in Quan-shui decreased with the increase of groundwater depth; there was no significant correlation between aboveground biomass of vegetation and groundwater depth and groundwater depth and groundwater depth and solveground biomass of vegetation in Quan-shui decreased with the increase of groundwater depth; there was no significant correlation between aboveground biomass of vegetation and groundwater depth and total salt content of soil in Tai-di area. This study reflects the ecological adaptation mechanism of wetland plants to the changes of environmental factors such as soil water and salt.

Key Words: Suganhu; inland salt marsh wetland; remote sensing inversion; vegetation above-ground biomass; spatial heterogeneity; groundwater depth; total salt content of soil

湿地生态系统是湿地生物和非生物要素间物质循环和能量流动相互作用的空间区域[1].湿地植被地上 生物量的不同配置方式是地下水埋深与土壤理化性质在地理空间上对植物综合作用的结果[2],体现了湿地 植被对环境因子变化的响应,对于深入理解全球变化背景下植物群落与环境协同进化的分布拓殖规律具有重 要的意义[3]。湿地植物群落的地上生物量分布格局既受土壤水盐分异规律的影响[4],同时植被又可以通过 生长发育来调节微域土壤水、盐的分布状况^[5],植物与土壤之间形成的反馈作用共同影响内陆盐沼湿地的发 展^[6]。内陆盐沼湿地是大陆性干旱和半干旱气候下地表过湿或季节性积水、土壤盐渍化并长有盐生植物的 沼泽湿地,具有特殊的生态水文过程,土壤理化属性的空间异质性^[7-8]、水文周期^[9]、环境变异特征^[10]等作为 重要的生态因子和进化选择压力,通过对湿地植被群落结构与功能、植物种群分布格局的影响[11],改变了植 被地上生物量的配置方式[12-13],并通过植物对物质能量的吸收、固着格局的调整反作用于盐沼湿地植物群落 的多物种共存机制[14]。地下水通过埋深的变化改变包气带中水分的含量[15],进而制约了土壤中盐分随水分 的运移状况^[16],两者作为内陆盐沼湿地植被的生境条件限制因子^[17],进一步控制了植物群落的地上生物量 乃至整个植物群落的分布格局[18]。植物群落地上生物量在内陆盐沼湿地空间范围内具有明显的斑块状镶嵌 分布特征,传统的群落学调查方法获取研究区域植被地上生物量具有空间尺度局限性,遥感定量反演可以较 准确地对植被地上生物量进行估算,但是在建立反演模型时需要实地测量的数据做支撑。因此,通过湿地群 落学调查和遥感反演相结合的方法了解苏干湖湿地植被地上生物量的空间格局异质性及其对水盐的响应,能 够为研究内陆盐沼湿地植物群落结构配置与优化策略提供重要的理论参考。

苏干湖湿地位于柴达木盆地北缘块段带北部的绿洲—沙漠生态过渡带,为封闭的山间断陷盆地,湿地生态序列基本保持原始状态,优良的水质和生态环境为鸟类的迁徙提供了栖息地,在我国西北荒漠区具有典型性、代表性以及特殊的保护、科学研究价值。近年来,学术界对内陆盐沼湿地植物生物量分配对土壤盐分离子的响应^[19]、盐沼湿地的土壤质地对植物生长繁殖的影响^[8]、植物生物量变化对盐沼沉积物有机碳的影响^[20]、盐沼湿地植被地上生物量与碳储量关系^[21]等方面开展了一系列研究,但是内陆盐沼湿地植被群落地上生物量空间格局对地下水埋深和土壤全盐量响应的研究较为薄弱。鉴于此,本研究在野外调查采样和资源三号(ZY-3)卫星遥感影像信息提取的基础上,利用支持向量回归(support vector regression, SVR)建模估算出苏干湖湿地全区域的植被地上生物量,试图明晰苏干湖湿地山洪区、泉水区、河洪区、台地区以及湖水区的植被地上生物量空间格局与地下水埋深和土壤全盐量之间的关系,为提高苏干湖湿地候鸟保护区生态环境的安全性提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于阿克塞县海子草原西北端的苏干湖湿地,地理位置为 39°01′25″—39°05′32″N,94°10′33″—94° 14′43″E,海拔 2795—2808 m,处于青藏高原柴达木盆地北缘阿尔金山、党河南山、塞什腾山和吐尔根达坂山之 间的花海子高原盆地,属典型的内陆高寒半干旱气候,年均气温<-0.4℃,年均降水量 77.6 mm,蒸发量 1964.8 mm,年日照时数 3100—3500 h,无霜期 90 d 左右。苏干湖水系属柴达木内流河水系,土壤主要以草甸土、草 甸沼泽土和盐土为主,植被在应对寒冷、干旱和土壤盐渍化等生境条件,形成了独特的区域性生态特征,如植 株矮小、多丛生长且有泌盐功能,主要植物有赖草(Leymus secalinus)、芦苇(Phragmites australis)、矮藨草 (Scirpus pumilus)、嵩草(Kobresia myosuroides)、碱地风毛菊(Saussurea runcinata)、乳苣(Mulgedium tataricum)、 盐角草(Salicornia europaea)、西伯利亚蓼(Polygonum sibiricum)、海乳草(Glaux maritima)、苦豆子(Sophora alopecuroides)、披针叶野决明(Thermopsis lanceolata)、水麦冬(Triglochin maritimum)等。

1.2 研究方法

1.2.1 苏干湖湿地生态功能区的划分

苏干湖是位于苏干湖水系末端的高原盆地,由湖泊、河流、淡水泉和各类湿地组成,盆地南北落差较大、地 形地貌多样;盆地周围由阿尔金山、党河南山、塞什腾山和吐尔根达坂山环绕,土壤水分来源复杂。为了便于 深入刻画苏干湖湿地的植被分布格局和湿地生态水文过程的异质性,在植被土壤调查的基础上,结合甘肃省 地质环境监测院在苏干湖盆地及其周边区域的水文地质调查成果,依据研究区内的高程变化、河流走向、淡水 泉分布、地表水来源,将苏干湖地区的地形图、植被图、土壤图、土地利用现状图等图件叠加后,将苏干湖湿地 划分为山洪区、河洪区、泉水区、台地区以及湖水区等5个生态功能区(表1)。

	Table 1	Investigation of wetland ecological function area resources in Sugan Lake		
生态功能区 Eco-functional areas	面积 Area/hm ²	土壤水分来源 Source of soil moisture	湿地类型 Wetland types	主要植物类型 Main plant type
山洪区 Shan-hong area	18830.3	季节性洪水、大气降水	内陆盐沼湿地	赖草、芦苇、碱地风毛菊
泉水区 Quan-shui area	57235.4	泉水、大气降水	淡水泉、河流湿地、沼泽化草甸	嵩草、矮藨草、水麦冬
河洪区 He-hong area	13174.1	季节性洪水、大气降水	内陆盐沼湿地、季节性河流湿地	乳苣、赖草、芦苇、水麦冬
台地区 Ti-di area	4628.1	大气降水	内陆盐沼湿地	赖草、披针叶黄华
大苏干湖区 Da-suganhu area	12021.0	湖水、大气降水	永久性咸水湖、微咸水沼泽	赖草、盐角草、碱蓬
小苏干湖区 Xiao-suganhu area	3211.0	湖水、大气降水	永久性淡水湖、微咸水沼泽	水麦冬、芦苇、碱地风毛菊

表1 苏干湖湿地生态功能区资源调查

1.2.2 湿地群落学调查

2017 年 8 月下旬至 9 月上旬在研究区随机布设 425 个样地(图 1),样地的类型基本能够涵盖研究区所有 植物种群的组合,在每个样地设置 3 个 1 m × 1 m 的样方,测定样方内所有植物的种类、盖度、密度、高度,重 复 3 次。植物地上部分齐地面刈割,除去粘附的土壤、砾石等杂质后在现场进行湿重称量,然后将样品装入做 好标记的自封袋内带回实验室,采回的样品剪碎后装入信封内,放置于烘箱烘干(105℃杀青 30 min,然后 75℃连续烘干 48 h,保证样品完全烘干至恒重)后称重,测定地上生物量。选取 275 个群落样方的植被地上生 物量数据作为模型的响应变量,剩余 150 个数据作为检验模型变量。

1.2.3 土壤全盐量数据

获取研究区植被地上生物量同期,在每个采样点采集表层 0—20 cm 的土壤样品,装入自封袋带回实验

室,测定土壤 Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺、Na⁺、Cl⁻、HCO³⁻、SO₄²⁻、OH⁻ 等离子的含量,获得土壤全盐量数据。根据土壤采样点 经纬度信息,采用 ArcGIS 10.5 软件对土壤全盐量进行 Kriging 空间插值,得到土壤全盐量数据栅格图像,通过 数据掩膜裁剪成 5 个分区土壤全盐量的栅格图像,再借 助 Extract Values to Point 工具利用反演的植被地上生 物量数据点提取土壤全盐量的数据,使地上生物量与土 壤全盐量的点数据——对应。

1.2.4 地下水埋深数据

地下水位埋深数据来源于甘肃省地质环境研究院 2017 年 8—9 月在苏干湖地区勘测的探坑探井资料,将 167 个地下水位埋深数据通过 ArcGIS 10.5 软件平台进 行 Kriging 空间插值,获取地下水位埋深数据的栅格图 像,通过数据掩膜分别裁剪得到 5 个分区地下水位埋深 的栅格图像,再利用反演的植被地上生物量数据点提取 地下水埋深的数据。



图1 苏干湖湿地野外调查数据采样点

Fig. 1 Sampling points of field survey data of wetland in Sugan Lake

1.2.5 影像数据

本文采用 2017 年 9 月 30 日资源三号(ZY-3)卫星获取的多光谱影像数据,空间分辨率为 2.1 m(2.1 m 的 全色波段和 5.8 m 的多光谱波段),卫星传感器提供蓝、绿、红和近红外 4 个标准波段。首先利用样地定位选 取确定的地面控制点对影像进行配准,再作辐射定标、基于 MODTRAN4+模型的 FLAASH 模块大气校正、影像 融合以及影像裁剪等预处理;基于 ZY-3 数据的 4 个标准波段提取 5 个植被指数:比值植被指数(Ratio Vegetation Index, RVI)、差值植被指数(Difference Vegetation Index, DVI)、归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、增强植被指数(Enhanced Vegetation Index, EVI)和土壤调节植被指数 (Soil Adjusted Vegetation Index, SAVI)(表 2)。

Table 2	Equations for vegetation indices	
植被指数 vegetation index	公式 Computational formulas	参考文献 Beferences
比值植被指数 RVI Ratio Vegetation Index	$\frac{\text{NIR}}{\text{R}}$	Pearson 和 Miller ^[22]
差值植被指数 DVI Difference Vegetation Index	NIR-R	Richardson 等 ^[23]
归—化植被指数数 NDVI Normalized Difference Vegetation Index	NIR-R NIR+R	Rouse $\frac{\Delta c}{2} [24]$
增强植被指数 EVI Enhanced Vegetation Index	$G \frac{(NIR-R)}{(NIR+C_1NIR-C_2B+C_3)}$	Liu 和 Huete ^[25]
土壤调节植被指数 SAVI Soil Adjusted Vegetation Index	$(1+L) \frac{\text{NIR}-R}{\text{NIR}+R+L}$	Huete ^[26]

表 2 植被指数计算公式

B(蓝光波段反射率 Blue laser band reflectance), R(红光波段反射率 Red laser band reflectance), NIR1(近红外波段反射率 Near Infrared band reflectance)分别代表资源 3 号影像蓝、红、近红外波段反射率; EVI 中的系数为 C₁=6.0, C₂=7.5, C₃=1, G=2.5^[27]; SAVI 中 L 设置为 0.5

根据样地点中心的地理坐标,将样地坐标作为中心像元,对 ZY-3 遥感影像数据全色波段的像元值作为提取特征,计算出灰度共生矩阵(Gray Level co-occurrence matrix, GLCM)纹理因子(表 3)。

	Table 5 Formula for calculating texture factor	
计算方法 Method of calculation	纹理因子 Texture factors	公式 Computational formulas
灰度共生矩阵 Gray level co-occurrence matrix	均值	$\sum_{i,j=0}^{N-1} iP_{ij}$
	方差	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{ij}(i - ME)$
	均匀性	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i \frac{P_{ij}}{1 + (i-j)^2}$
	对比度	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i P_{ij} (i-j)^2$
	异质性	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i P_{ij} \mid i-j \mid$
	熵	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i P_{ij} (-\ln P_{i,j})$
	二阶矩	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i P_{ij}^2$
	相关性	$\sum_{i,j=0}^{N-1} iP_{ij} \left[\frac{(i - ME) (j - ME)}{\sqrt{VA_i VA_j}} \right]$

表 3 纹理因子计算公式

Pii为归一化共生矩阵,ME为灰度共生矩阵的均值

1.2.6 数据统计建模

支持向量回归 SVR(Support Vector Regression)是支持向量机 SVM(Support Vector Machine)算法在回归中的应用,通过选择合适的核函数将样本从低维空间转换到高维空间,使得低维空间内的非线性问题可在高维空间中线性处理,并保证良好的泛化能力^[27];利用随机森林算法^[28]从原始样本中随机抽取,对每次抽取的样本进行决策树建模,通过组合多棵决策树的预测,最终得出预测结果;使用 R 软件^[29]提供的 Random Forest 程序包可对变量进行特征选择,通过判断自变量在回归过程中对因变量的影响力从而评估该自变量对回归模型的重要性;Libsvm^[30]可在指定的区间内进行格网化寻优,得出经交叉验证后回归精度最优的惩罚系数 C 和径向基核函数 RBF(Radical Basis Function)的参数 gamma,并利用该最优参数回归模型实现对植被地上生物量的预测和反演。经过对提取的遥感因子进行变量选择,将筛选出的对回归模型影响力较大的变量因子进行SVR 回归,构建出苏干湖湿地植被地上生物量预测模型,对模型预测的植被地上生物量值与野外实测值进行回归性分析。

2 结果与分析

2.1 植被地上生物量的拟合度检验

根据资源三号(ZY-3)卫星遥感监测数据和湿地群落学调查的植被地上生物量实测值,建立植被地上生物量的支持向量回归模型,通过相关性分析检验模型预测值与实测值的拟合程度为 y=0.8605x+2.7302(P<0.01),决定系数 R²为0.81(图2),相关程度较为满意,拟合程度较高。表明利用 ZY-3 卫星遥感监测数据中波段组合计算得出的植被指数,结合灰度共生矩阵与野外调查地上生物量实测值建立支持向量回归模型,并预测出整个研究区的地上生物量模拟值在苏干湖内陆盐沼湿地具有较高的模拟精度和可靠性。

2.2 植被地上生物量空间分布

为了便于研究,将测定的植被地上生物量(0—4990 g/m²)划分为11个等级进行分析,并裁剪研究区植被

地上生物量反演图(图3),通过对比5个分区植被地上 生物量各等级分布结果发现:山洪区的植被地上生物量 主要有100—150 g/m²、200—300 g/m²、1000—2000 g/ m²和2000—3500 g/m²等4个等级,样地分别分布赖草 群落、赖草+碱地风毛菊群落、赖草+芦苇群落和芦苇群 落;泉水区的植被地上生物量主要在70—100 g/m²、 200—300 g/m²以及300—500 g/m²之间,样地分别生长 赖草+矮藨草群落、嵩草+矮藨草+水麦冬等草甸植物群 落;河洪区的植被地上生物量主要在70—100 g/m²、 500—700 g/m²和3500—5500 g/m²之间,样地分别分布 赖草群落、赖草+芦苇群落和芦苇群落;湖水区包括大、 小苏干湖,地上生物量主要有0—70 g/m²、150—200 g/ m²和200—300 g/m²等3个等级:湖水蔓延区域的植被 地上生物量在0—70 g/m²之间;大苏干湖区附近的样地





Fig.2 Measured and predicted aboveground biomass of vegetation in 2017

主要生长赖草、盐角草和碱蓬等优势植物,生物量在 150—200 g/m²、200—300 g/m²之间,小苏干湖区周围则 生长中间型荸荠、芦苇、碱地风毛菊和乳苣等;台地区的植被地上生物量主要在 150—200 g/m²之间,样地中主 要分布赖草+披针叶黄华群落。





2.3 不同分区地下水埋深、土壤全盐量与植被地上生物量的关系

2.3.1 地下水埋深与植被地上生物量的关系

苏干湖湿地全区的植被地上生物量随着地下水埋深的下降呈减小趋势, R²为0.0553, 无显著相关关系(P>0.05), 而5个分区的植被地上生物量与地下水埋深表现出不同程度的差异性(图4):(1)山洪区植被地上生物量随着地下水埋深的增大呈先增大后减小的趋势, R²为0.3299。由图4可知, 地下水埋深为4m时地上生物量出现临界值, 当地下水埋深小于4m时, 地上生物量与地下水埋深为极显著正相关关系(P<0.01), 地下水埋深大于4m时则为显著负相关关系(P<0.05); 当地下水埋深为2.3m时地上生物量出现最大值为1839.81 g/m², 地下水埋深为6.88m时仍有植被生长, 地上生物量为385.48 g/m²。(2) 泉水区植被地上生物量与地下水埋深呈极显著负相关关系(P<0.01), R²为0.3142, 地上生物量多集中于0—1000 g/m²之间。(3) 河洪区植被地上生物量随地下水埋深的下降呈先增加后减小的趋势, R²为0.7552。地下水埋深为2m时地上

生物量有临界值,当地下水埋深小于2m时,地上生物量与地下水埋深为极显著正相关关系(P<0.01),地下水埋深大于2m时,则为极显著负相关关系(P<0.01)。(4)湖水区植被地上生物量与地下水埋深呈极显著正相关关系(P<0.01), R²为0.4865。(5)台地区地上生物量与地下水埋深之间无显著相关关系(P>0.05), R²为0.1033。



图 4 苏干湖湿地的地下水埋深、土壤全盐量对植被地上生物量的影响



^{2.3.2} 土壤全盐量与植被地上生物量的关系

苏干湖湿地全区植被地上生物量与土壤全盐量之间无显著相关关系(P>0.05),而5个分区的植被地上

生物量对土壤全盐量的响应不一致(图4):山洪区、泉水区和台地区的植被地上生物量与土壤全盐量无显著 相关关系(P>0.05), R²值分别为 0.0001、0.0017 和 0.0013。河洪区植被地上生物量随着土壤全盐量的增大呈 现先增加后减小的趋势, R²为 0.5795, 在土壤全盐量出现临界值 27.2669 g/kg 时, 植被地上生物量为 773 g/ m², 当土壤全盐量小于 27.2669 g/kg 时, 地上生物量与土壤全盐量为极显著正相关关系(P<0.01); 当土壤全 盐量大于 27.2669 g/kg 时, 地上生物量与土壤全盐量为极显著负相关关系(P<0.01)。湖水区植被地上生物 量与土壤全盐量呈极显著负相关关系(P<0.01), R²为 0.6026。

3 讨论

湿地植被一般具有隐域性特征^[31],在小尺度范围内其分布格局受湿地独特的土壤、水文^[32]以及植被类型、植被演替规律^[33]等因素影响,导致植被地上生物量产生的空间异质性是这种分布格局形成和演变的环境基础^[34]。内陆盐沼湿地的土壤水分、盐分等因子往往表现出明显的空间分异特征^[6],深刻地影响着湿地植物群落的分布格局和植株地上生物量的分配模式^[35]。苏干湖湿地全区植被地上生物量受土壤水盐影响不显著,但是 5 个分区因不同的植被种类对土壤水盐的耐受性存在差异,与此同时物种本身还要适应各自区域的土壤水盐动态变化进一步调节地上生物量的配置方式,从而造成研究区不同区域的植被地上生物量表现出明显的空间异质性。

3.1 地下水埋深对植被地上生物量的影响

水文过程在内陆盐沼湿地发育、维持、演替直至消亡的全过程中起着重要作用[36],地下水位埋深的动态 变化对盐沼湿地植被的萌发、生长以及繁殖起关键性作用[37],是形成植被地上生物量空间异质性的控制性因 子[38]。苏干湖湿地全区的植被地上生物量与地下水埋深的关系不显著,而不同分区植被地上生物量与地下 水埋深间存在差异化的关联性,主要原因是:1)山洪区位于苏干湖湿地外围、洪积扇末端、地势较高,由微高 地和低洼地两种地势单元组成,植物生长的土壤水分主要来源于盆地南、北侧的阿尔金山和吐尔根达坂山的 季节性洪水,主要分布着耐旱性强、具有根状茎结构的赖草等植物。地生生物量与地下水埋深呈现出两种关 系:在地下水埋深小于4m的区域,分布着性状不规则、面积5—130m²的低洼地,在洪水季节这些低洼地地表 季节性积水,影响了植物的生长,在低洼地周围随着地势抬升植被呈现出繁茂生长的态势,使地下水埋深与地 上生物量间形成了正相关关系(图4);在埋深大于4m的区域,随着地势的抬升,植物根系吸水难度增大,生 长发育受限,使地下水埋深与地上生物量间形成了负相关关系(图4)。2)泉水区位于苏干湖湿地中心,地势 低洼,由于地形变缓及沉积物颗粒变细,含水层渗透性减弱,地下水位逐渐抬升,最终溢出地表形成线状或面 状溢出带而形成淡水泉或泉集河^[39],主要分布以湿生植物嵩草和藨草等为优势种群的沼泽化草甸,在地下水 较浅和泉水露头区域植被生长繁茂,在泉水周边的微台地植物长势变差,在地下水埋深与地上生物量间形成 了负相关关系(图4)。3)河洪区位于苏干湖湿地东侧,每年夏季大、小哈尔腾河的洪水穿过215国道后汇集 于此形成小型冲积扇,发育了以赖草为优势植物的内陆盐沼湿地;受洪水冲刷和泥沙淤积过程的影响,该区形 成了以东西向侵蚀冲沟和1--2m左右的淤泥台地为主的地貌。在侵蚀冲沟和低洼地地表季节性积水的区 域,由于赖草不耐水淹、生物量较低;分布在积水区域外围的赖草生长繁茂;随着地势的抬升,分布在淤泥台地 区域的赖草生物量逐步下降。因此,以地下水埋深2m为界限,该区域内陆盐沼湿地的地上生物量与地下水 埋深表现出了相反的相关关系。4)大、小苏干湖湖区位于研究区南北两端,由苏干河连接,丰水时小苏干湖 的水溢出流向大苏干湖,湖心至湖岸阶地依次呈现水生植物群落—岸边沼泽植物群落—湿生盐生植物群落— 盐生旱生植物群落的空间分布格局。每年4—7月湖区水位上涨时,地势沿着湖区内部—边缘—外围的顺序 逐渐增高,土壤含水量由湖岸边缘向湖水消落带外围逐渐递减,湖区外围土壤盐碱化的现象逐渐明显,盐角 草、碱蓬等盐生旱生植物长势旺盛,地上生物量增加;相反地,由于湖滨带地势较低,随着季节性水位上涨,其 宽度变窄甚至消失,原本分布于湖漫滩阶地的水麦冬、芦苇等湿生盐生植物被湖水淹没,植物生长受到限制, 地上生物量减小。所以,该区域的植被地上生物量与地下水埋深呈现了正相关关系。5)台地区位于苏干河

东侧,属于地势单元中的微高地,主要分布赖草等植物。该区域的土壤质地以细粒粘土为主,由于长时间的沉积作用形成了一定程度的隔水层,土壤空隙间的毛细管水带与表层土壤之间长期处于断开状态,地下水埋深在 3—5 m 的范围间波动,植物根系与地下水毛细上升带无法保持接触,植物生长主要依靠土壤表层水,更多 地受大气降水和土壤凝结水的影响,因此植被对地下水分的动态变化不敏感,植被地上生物量与地下水埋深的相关性不显著。

3.2 土壤全盐量对植被地上生物量的影响

干旱多风的气候使土壤水分蒸发强烈,土壤母质中的盐分积聚到地表,稀少的降水不足以使其淋溶,造成 土壤盐渍化^[40]。土壤是诸多湿地生态过程的重要参与者和载体,土壤中的盐基离子在很大程度上决定着内 陆盐沼湿地植被的生长和发育过程[41],进而影响湿地植被地上生物量的空间异质性。苏干湖湿地全区的植 被地上生物量没有明显的变化趋势,但是不同分区植被地上生物量受土壤全盐量的影响变化不一致,主要原 因是:1)山洪区地势高,地下水埋深较大,在洪水期由于地表水入渗会对盐沼湿地浅层地下卤水产生稀释作 用,因此土壤表层没有积盐现象,多生长耐旱性强、较少受土壤盐分影响的赖草、芦苇等植被,该区域的植被地 上生物量对土壤全盐量的响应不明显。2)泉水区地表过湿或存在季节性积水,土壤水分来源为溢出的地下 水和大气降水,深层与浅层土壤之间毛细管连续性较好,土壤因季节性淹水而经历物质还原反应[42],最终形 成典型灰蓝颜色和特殊结构的潜育土,生长嵩草、矮藨草等湿生的莎草科植物;另外,土壤水分含量较高的条 件下,土壤中的易溶性盐类被溶解而使其呈偏酸性,再加上孔隙度和通气度较小,空气和土壤之间不能进行正 常的气体交换,导致土壤供氧量低且形成厌氧环境^[43],土壤微生物分解缓慢、活性降低,有利于土壤中有机物 质的积累,该区域植被地上生物量的分配主要依赖土壤有机质提供养料,与土壤全盐量的变化无显著相关关 系。3)河洪区西侧大面积土壤为细粒粘土,相比于砂质土壤,粘土的蓄水能力较强,有机质含量提高¹⁴¹,提供 给赖草、芦苇等植物根系充足的养分以保证地上部分生物量的积累,植被地上生物量增大;遇洪水期间,河流 携带了水源中的易溶解性盐类聚集至河洪区东侧,洪水期结束时,水分蒸发,土壤中的可溶性盐分无法淋溶, 盐分残留积累增多,致使东侧土壤全盐含量增加,植被生长受到抑制,地上生物量逐渐减小。4)在湖水区,季 节变化使湖泊范围表现出扩大—缩小的往复现象,在湖泊周围形成了自然的盐分梯度带,从湖边向外围土壤 的盐渍化程度逐渐减弱[45];此外,湖泊周围盐碱地土壤水盐的空间异质性较强,植物群落的分布格局沿自然 水盐梯度呈明显的环带状分布[46],随着土壤盐渍化程度的增加,植被沿着盐角草群落、碱蓬群落、赖草群落的 顺序分布,群落多样性随着盐分的增加而减小,地上生物量亦减小。5)台地区植被生长主要靠大气降水,区 域内蒸降比的时空分配不均匀,且土壤质地以粉砂土和粘土为主,具有弱透水性,储水能力较低;较少的水分 蒸发时土壤深层毛细管带脱离土壤表层,土壤中的盐分无法到达表层,土壤表层基本无盐渍化现象,植被地上 生物量不受土壤全盐量的影响。

4 结论

湿地植被地上生物量的形成与积累受地下水埋深、土壤全盐量以及植被种类的综合作用而呈现出空间异 质性,表明土壤水盐动态变化是影响隐域性植被地上生物量分配的重要因素之一。苏干湖湿地中河洪区、湖 水区的植被地上生物量同时受地下水埋深和土壤全盐量的影响,山洪区、泉水区仅受地下水埋深变化的影响, 台地区的植被地上生物量基本不受地下水埋深、土壤全盐量的影响。在内陆盐沼湿地中,植被地上生物量对 地下水埋深和土壤全盐量等因子的变化响应程度表现不一致,今后还需结合时间和空间两个尺度进行讨论植 被地上生物量与其他环境要素之间的关系,系统的研究对充分发挥苏干湖湿地功能效益、保护大小苏干湖候 鸟栖息地完整性具有重要的意义。

参考文献(References):

[1] 王国新. 杭州城市湿地变迁及其服务功能评价—以西湖和西溪为例[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2010.

[2] 朱丽,徐贵青,李彦,唐立松,牛子儒.物种多样性及生物量与地下水位的关系—以海流兔河流域为例.生态学报,2017,37(6):

1912-1921.

- [3] 杨泉,赵成章,史丽丽,党晶晶,查高德.祁连山地甘肃臭草斑块土壤水分的空间自相关分析.生态学杂志,2014,33(3):716-722.
- [4] 王继伟,赵成章,赵连春,王小鹏,李群.内陆盐沼芦苇根系形态及生物量分配对土壤盐分因子的响应.生态学报,2018,38(13): 4843-4851.
- [5] 宋彦涛,周道玮. 松嫩草地植物功能生态学研究. 草地学报, 2015, 23(2): 237-238.
- [6] Kent M, Owen N W, Dale P, Newnham R M, Giles T M. Studies of vegetation burial: a focus for biogeography and biogeomorphology?. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 2001, 25(4): 455-482.
- [7] Kathilankal J C, Mozdzer T J, Fuentes J D, McGlathery K J, D'Odorico P, Zieman J C. Physiological responses of Spartina alterniflora to varying environmental conditions in Virginia marshes. Hydrobiologia, 2011, 669(1): 167-181.
- [8] 刘琳, 安树青, 智颖飙, 张明祥, 李红丽. 不同土壤质地和淤积深度对大米草生长繁殖的影响. 生物多样性, 2016, 24(11); 1279-1287.
- [9] Holdaway R J, Sparrow A D. Assembly rules operating along a primary riverbed-grassland successional sequence. Journal of Ecology, 2006, 94 (6): 1092-1102.
- [10] 王卿, 汪承焕, 黄沈发, 沙晨燕, 阮俊杰, 王敏. 盐沼植物群落研究进展—分布、演替及影响因子. 生态环境学报, 2012, 21(2): 375-388.
- [11] Minden V, Kleyer M. Ecosystem multifunctionality of coastal marshes is determined by key plant traits. Journal of Vegetation Science, 2015, 26 (4); 651-662.
- [12] Rogers E D, Benfey P N. Regulation of plant root system architecture: implications for crop advancement. Current Opinion in Biotechnology, 2015, 32: 93-98.
- [13] 陈文音,陈章和,何其凡,汪晓燕,王才荣,陈达丰,赖增隆.两种不同根系类型湿地植物的根系生长.生态学报,2007,27(2): 450-458.
- [14] Tracy S R, Black C R, Roberts J A, Dodd I C, Mooney S J. Using X-ray Computed Tomography to explore the role of abscisic acid in moderating the impact of soil compaction on root system architecture. Environmental and Experimental Botany, 2015, 110: 11-18.
- [15] 赵明,王文科,王周锋,陈立,马稚桐,宋浩.半干旱区沙地沙蒿生物量及根系分布特征研究.干旱区地理,2018,41(4):786-792.
- [16] 胡汝骥, 樊自立, 王亚俊, 姜逢清. 中国西北干旱区的地下水资源及其特征. 自然资源学报, 2002, 17(3): 321-326.
- [17] 王小鹏,赵成章,王继伟,赵连春,文军.秦王川盐沼湿地角果碱蓬种群聚集分布格局与特征.生态学报,2018,38(11):3943-3951.
- [18] Austin M P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. Ecological Modelling, 2002, 157(2/3): 101-118.
- [19] Crosby S C, Angermeyer A, Adler J M, Bertness M D, Deegan L A, Sibinga N, Leslie H M. Spartina alterniflora biomass allocation and temperature: implications for salt marsh persistence with sea-level rise. Estuaries and Coasts, 2017, 40(1): 213-223.
- [20] Reef R, Schuerch M, Christie E K, Möller I, Spencer T. The effect of vegetation height and biomass on the sediment budget of a European saltmarsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2018, 202: 125-133.
- [21] 刘钰,李秀珍,闫中正,陈秀芝,何彦龙,郭文永,孙培英.长江口九段沙盐沼湿地芦苇和互花米草生物量及碳储量.应用生态学报, 2013,24(8):2129-2134.
- [22] Pearson R L, Miller D L. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of the short-grass prairie//Proceedings of the Eighth International Symposium on Remote Sensing of Environment. Environmental Research Institute of Michigan, 1972; 1355-1381. DOI: 10. 1177/002076409904500102.
- [23] Richardson A J, Weigand C L. Distinguishing vegetation from soil background information. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1977, 43(12): 1541-1552.
- [24] Rouse Jr J W, Haas R H, Schell J A, Deering D W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS//Proceedings of the Third ERTS Symposium. Washington: NASA, 1974: 309-317.
- [25] Liu H Q, Huete A. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 1995, 33(2): 457-465.
- [26] Huete A R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). Remote Sensing of Environment, 1988, 25(3): 295-309.
- [27] 蒙诗栎, 庞勇, 张钟军, 李增元, 王雪琼, 李世明. WorldView-2 纹理的森林地上生物量反演. 遥感学报, 2017, 21(5): 812-824.
- [28] Cutler A, Cutler D R, Stevens J R. Random forests//Zhang C, Ma Y Q, eds. Ensemble Machine Learning: Methods and Applications. Boston, MA: Springer, 2012: 157-175.
- [29] Farias A A, Svensson G L. Ecoregional vulnerability assessment for the functional richness of South American carnivorans (Mammalia: Carnivora). Journal of Mammalian Evolution, 2014, 21(4): 437-450.
- [30] Chang C C, Lin C J. LIBSVM: A Library for Support Vector Machines. ACM Transactions on Intelligent Systems and Technology, 2007, 4(3): 1-27.

- [31] 赵海卫,郭柯,乔鲜果,刘长成. 青藏高原垫状驼绒藜高寒荒漠的生态地理特征. 地理研究, 2017, 36(12): 2441-2450.
- [32] 焦德志,于欣宇,王昱深,潘林,杨允菲.扎龙湿地芦苇分株生态可塑性及其对土壤因子的响应.生态学报, 2019, 39(11): 4149-4157.
- [33] 徐文铎,何兴元,陈玮,刘常富.长白山植被类型特征与演替规律的研究.生态学杂志,2004,23(5):162-174.
- [34] 王水献, 董新光, 刘磊. 新疆焉耆盆地绿洲水盐双梯度下天然植被多样性分异特征. 冰川冻土, 2010, 32(5): 999-1006.
- [35] Zhang L, Pan Y X, Lv W, Xiong Z T. Physiological responses of biomass allocation, root architecture, and invertase activity to copper stress in young seedlings from two populations of Kummerowia stipulacea (maxim.) Makino. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 104: 278-284.
- [36] 李雅,于秀波,刘宇,张广帅,张全军,段后浪.湿地植物功能性状对水文过程的响应研究进展.生态学杂志,2018,37(3):952-959.
- [37] 朱建峰,崔振荣,吴春红,邓丞,陈军华,张华新.我国盐碱地绿化研究进展与展望.世界林业研究,2018,31(4):70-75.
- [38] 马丽,徐满厚,周华坤,贾燕燕,王孝贤,席文涛.山西亚高山草甸植被生物量的地理空间分布.生态学杂志,2018,37(8):2244-2253.
- [39] 彭红明, 许伟林, 何青, 袁有靖, 王万平, 汪生斌. 布哈河流域中上游地区水文地球化学与同位素特征. 干旱区研究, 2015, 32(5): 1032-1038.
- [40] Breckle S W, Geldyeva G V. Dynamics of the Aral Sea in geological and historical times//Breckle S W, Wucherer W, Dimeyeva L A, Ogar M P, eds. Aralkum-a Man-Made Desert. Berlin, Heidelberg: Springer, 2012: 13-35.
- [41] Kim D, Cairns D M, Bartholdy J. Tidal creek morphology and sediment type influence spatial trends in salt marsh vegetation. The Professional Geographer, 2013, 65(4): 544-560.
- [42] 张晓龙,周继华,来利明,姜联合,郑元润,史利江.黑河下游荒漠河岸地带土壤水盐和养分的空间分布特征.生态环境学报,2019,28 (9):1739-1747.
- [43] 田应兵, 宋光煜, 艾天成. 湿地土壤及其生态功能. 生态学杂志, 2002, 21(6): 36-39.
- [44] Jarvis J C, Moore K A. Effects of seed source, sediment type, and burial depth on mixed-annual and perennial Zostera marina L. seed germination and seedling establishment. Estuaries and Coasts, 2015, 38(3): 964-978.
- [45] 肖勇. 柴达木盆地南缘地下水循环演化模式及其变化趋势研究[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2018.
- [46] 杜泉滢,李智,刘书润,刘鸿雁.干旱、半干旱区湖泊周围盐生植物群落的多样性格局及特点.生物多样性,2007,15(3):271-281.