

毛乌素沙区地下水对植被盖度空间格局影响分析

贺军奇^{1,2,3}, 赵同强^{1,2,3}, 陈云飞^{1,2,3}, 尚晓伟⁴,
刘树平⁴, 李安林⁴, 刘秀花^{1,2,3}, 马延东⁵, 郑策^{1,2,3}

(1.长安大学水利与环境学院, 西安 710054; 2.旱区地下水与生态效应教育部重点实验室, 西安 710054; 3.水利部旱区生态水文与水安全重点实验室, 西安 710054; 4.榆林市水利局, 陕西 榆林 719000; 5.国家林业和草原局黄土高原水土保持与生态修复重点实验室, 西安 710054)

摘要: 通过在榆溪河流域沿地下水埋深增大方向设置植被调查样带, 基于植被盖度、地下水埋深及土壤含水量等数据, 利用多元经验模态分解(MEMD)获取植被盖度及其影响因子所表征的空间尺度, 结构方程解析植被盖度空间分布的驱动因素, 并结合聚类分析划分了植被群落自然恢复演替空间格局状态变化特征。结果表明: (1) MEMD 将空间多元数据分解为 3 个本征模态函数, 经希尔伯特转换得到各模态函数相应的空间尺度分别为 14, 27, 38 km; (2) 结构方程模型和 MEMD 分解后的最大表征尺度相关分析表明, 地下水埋深与植被盖度在整个样带尺度上呈显著负相关($R^2 = -0.95, p < 0.001$); 土壤含水量与植被盖度以地下水埋深 5 m 空间尺度为分界点, < 5 m 的区域呈显著正相关(路径系数为 0.68, $p < 0.001$), > 5 m 的区域呈显著负相关(路径系数为 -0.43, $P < 0.01$); (3) 在此基础上, 结合系统聚类分类结果将植被盖度划分为核心区(地下水埋深 0~3 m)、过渡区(地下水埋深 3~4 m)、稳定区(地下水埋深 4~5 m)、外围区(地下水埋深 5~10 m)及边缘区(地下水埋深 10~15 m)。研究表明, 植被盖度对地下水埋深的响应在空间上存在多尺度特征, 该结果可为沙地生态恢复及地下水资源的保护与利用提供科学依据。

关键词: 地下水埋深; 土壤含水量; 植被空间格局; 多空间尺度效应; 多元经验模态分解

中图分类号: P349 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2023)02-0090-10

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.02.012

Effect of Subsurface Water on Spatial Pattern of Vegetation Coverage in Mu Us Sandy Area

HE Junqi^{1,2,3}, ZHAO Tongqiang^{1,2,3}, CHEN Yunfei^{1,2,3}, SHANG Xiaowei⁴,
LIU Shuping⁴, LI Anlin⁴, LIU Xiuhua^{1,2,3}, MA Yandong⁵, ZHENG Ce^{1,2,3}

(1.School of Water and Environmental, Chang'an University, Xi'an 710054; 2.Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effects in Arid Region of Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an 710054; 3.Key Laboratory of Ecological Hydrology and Water Security in Arid Areas, Ministry of Water Resources, Chang'an University, Xi'an 710054; 4.Water Conservancy Bureau of Yulin, Yulin, Shaanxi 719000; 5.Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Ecological Restoration on the Loess Plateau of National Forestry and Grassland Administration, Xi'an 710054)

Abstract: By setting vegetation survey transect along the increasing direction of groundwater table depth (GTD) in Yuxi River basin, and based on the data of vegetation coverage, GTD and soil water content, the spatial scale represented by vegetation coverage and its influencing factors was obtained by Multivariate Empirical Mode Decomposition (MEMD), the driving factors of vegetation coverage spatial distribution were analyzed by structural equation, then the spatial pattern change characteristics of natural restoration and succession of vegetation communities were divided combining cluster analysis. The results showed that: (1) MEMD decomposed the multivariate spatial data into three intrinsic mode functions. After Hilbert's transformation, the corresponding spatial scales of each modal part were 14, 27, and 38 km, respectively. (2) The maximum represent scale correlation analysis of structural equation model and MEMD after decomposition showed that the GTD had a significant negative correlation with vegetation coverage at the whole transect scale ($R^2 = -0.95, p < 0.001$); taking GTD 5 m as the cut-off point, the correlation between

收稿日期: 2022-09-06

资助项目: 国家自然科学基金项目(41877179, 41901034); 陕西水利科技计划项目(2019slkj-18); 中央高校基本科研业务费项目(300102292904)

第一作者: 贺军奇(1978—), 男, 博士, 副教授, 主要从事水文生态学研究。E-mail: hejunqi@chd.edu.cn

通信作者: 刘秀花(1968—), 女, 博士, 教授, 主要从事水文生态与水安全研究。E-mail: Liuxh68@chd.edu.cn

soil moisture content and vegetation coverage was significantly positive in the GTD less than 5 m (Path coefficient is 0.68, $p < 0.001$), and significantly negative in greater than 5 m (Path coefficient is -0.43 , $p < 0.01$). (3) On this basis, combined with the results of systematic clustering classification, vegetation coverage was divided into the core area (GTD 0~3 m), transition area (GTD 3~4 m), stability area (GTD 4~5 m), peripheral area (GTD 5~10 m) and marginal area (GTD 10~15 m). The results showed that the response of vegetation coverage to subsurface water had multi-scale characteristics in space, which can provide scientific basis for ecological restoration of sandy land and the protection and utilization of groundwater resources.

Keywords: groundwater table depth; soil moisture content; spatial vegetation pattern; multi-spatial scale effect; Multivariate Empirical Mode Decomposition

陆地植被是地球生态系统中重要的组成要素,也是地球碳、水和能量循环的重要纽带。毛乌素沙地是黄河流域重要的生态单元,地下水贯穿植被的整个生长过程^[1],是影响植被生长活动的关键环境因素之一,尤其在旱区,植被生长受地下水制约^[2-3]。由于降雨量稀少,旱区植被根区土壤水分很大程度上取决于地下水通过毛细作用的供给,地下水埋深较浅时,毛细作用明显,土壤含水量高,供给植被吸收的水分较充分;而地下水埋深较深时,土壤含水量成为影响地表植被生物量的主要因素。但地下水埋深过浅时,常常由于浅层土壤的盐碱化,抑制植被的生长^[4-5]。因此,植被类型和群落结构对潜水水位的埋深(包气带厚度)、包气带土壤含水量、盐分分布等要素的响应过程是表征空间格局状态的关键,明晰地下水对植被群落自然恢复演替空间格局影响特征,对毛乌素沙地植被恢复和地下水资源的保护均具有重要意义。

目前,大部分研究采用样带调查、遥感反演和模型模拟等方法探究干旱区植被格局动态与地下水相互作用关系及其反馈机制^[6]。在区域尺度上,植被分布受降水、潜在蒸散发和气温等气候因素显著影响,表现为降水越多,气温越高,潜在蒸散发越小,则植被盖度越高,植被种类和结构组合越复杂;而在景观尺度下,植被空间布局受异质性地形变量(海拔、坡度等)的影响更大,这些特征主要受控于土壤水分和养分条件^[7-8]。在旱区,地下水除作为人类最广泛使用的水源外,也是影响植被群落组成、生长和空间布局的关键因素^[9],包气带土壤有效含水量随着地下水埋深的增大而逐渐降低,从而不能满足植被生长的需要形成土壤干旱,这种条件下,浅根系植物难以生存,深根系植物被迫向下延伸获取足够水分以维持其生存与生长,但当潜水埋深增大到植物根系难以从土壤中获得水分维持其生长时,将造成植被的衰退与死亡,继而引起植被空间分布格局的改变^[10]。此外,人类活动也对植被空间格局产生显著影响,过度抽取地下水、放牧等环境威胁和植树造林等人工恢复措施,都将改变植被在生态系统中的地域性分布。在自然演

替和人工恢复共同作用下的毛乌素沙地,植被空间分布多呈现斑块状、条带状格局,随地下水埋深增大,植被覆盖逐渐从连续向离散过渡,盖度和群落物种间存在小尺度为主的多尺度空间变异^[11-13]。地下水与地表植被的水力联系作为影响植被空间异质性变化特征的主要因素,在其中发挥着重要作用,但地下水埋深变化下植被盖度和环境影响因子空间格局的协同关系及作用过程的认识还不够深入。MEMD是一种多尺度分析方法,可根据数据本身的尺度特征经验性将空间数据分解在多个表征尺度上^[14],能够很好地识别控制植被盖度空间分布的尺度特异性因素,有助于阐明旱区植被空间格局形成机制。

地处黄河“几”字湾中的毛乌素沙地是陕西省北部重要的生态保护屏障,该区自然降水少而蒸发强烈,生态环境脆弱,植被生长依赖地下水;同时,地下水赋存状态直接影响地表质量和能量平衡^[15]。20世纪70年代后,在国家政策积极驱动下,政府部门在毛乌素沙地大力推进生态恢复工程,尤其是土地荒漠化严重的榆溪河流域。截至2020年,全流域沙地治理率已高达93.24%^[16]。然而,大规模生态治理工程虽然使该地区植被盖度迅速增大,但与此同时也加剧水资源与植被间的供需矛盾,流域局部地区已经出现严重的土壤干层和重新沙化的现象^[17],这将限制土壤水分生态可持续发展并危及人工生态系统的稳定性。因此,亟需明晰地下水对植被群落自然恢复状态的影响。

鉴于此,本文以榆溪河流域地下水埋深增大带作为研究区域,分析植被盖度的表征尺度,阐明植被盖度与地下水埋深的多空间尺度响应关系,划分植被盖度及优势物种区间类别,研究结果可为毛乌素沙地植被恢复与水资源管理和利用提供理论基础与科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究地处毛乌素沙地东南缘的榆溪河流域(108.93°—110.39°E, 37.81°—38.92°N),面积约4 000 km²,为风沙草滩地貌,地表土壤类型以风沙土为主。属于半干旱大陆性季风气候区,多年降水平均值约为403 mm

(2000—2021 年),降水时空分布不均,主要集中于 7—9 月,占全年降水量的 60%~70%,空间上由南至北呈现递减趋势。蒸发强烈,年均蒸发量介于 1 606~3 240 mm,日照充足且多集中于春夏两季,年平均气温为 10℃,极端温度介于-32.7~38.6℃^[18-20]。区域内生态环境脆弱,分布有部分移动和半移动沙丘。植被主要以自然野生灌木,人工种植灌木和草甸为主,优势物种多为灌木植被,包括沙蒿(*Artemisia ordosica* Krasch)、杨柴(*Hedysarum mongolicum*)、柠条(*Caragana korshinskii* Kom)和沙柳(*Salix psammiphila*)等典型沙漠植被,约占沙丘覆盖率的 40%~50%。流域内地下水位自西北向东南逐渐递减,埋深介于 0~62.6 m,并在年内随季节表现出规律性波动,在 7 月达到全年埋深最大值^[21]。

1.2 样方调查与数据采集

为明确自然演替向人工恢复过渡环境中植被盖度

与地下水的多尺度空间响应关系,于 2021 年 7 月下旬沿研究区地下水埋深增大方向设置 2 条植被调查样带,采样带起点分别为地下水埋深最小的麻生圪圖村和贺家伙场,终点为石峁梁村和榆林荒漠生态站,贯穿自然演替和人工恢复区,长度分别为 47.85,66.80 km,依次在地下水埋深 0~2,2~5,5~10,10~15 m 区域内选取典型植被景观样地 3,9,9,4 个(图 1),每个样地布置 3 个植物调查样方,草本、灌木和乔木样方面积设置分别为 2 m×2 m,5 m×5 m 和 10 m×10 m,共计 75 个样方,调查植物群落物种数、盖度、株高、冠幅尺寸等,使用 GPS 标定样方地理坐标和高程。

采用土钻取土烘干法测定土壤质量含水量。沿地下水埋深增大方向,2 条样带各选定 13,12 个典型植被样方,每个样方随机选取 3 个采样区(根区 0—100 cm),采用土钻采集土壤样品(间隔 20 cm,每层重复取样 3 次,共计 1 125 个样品)。

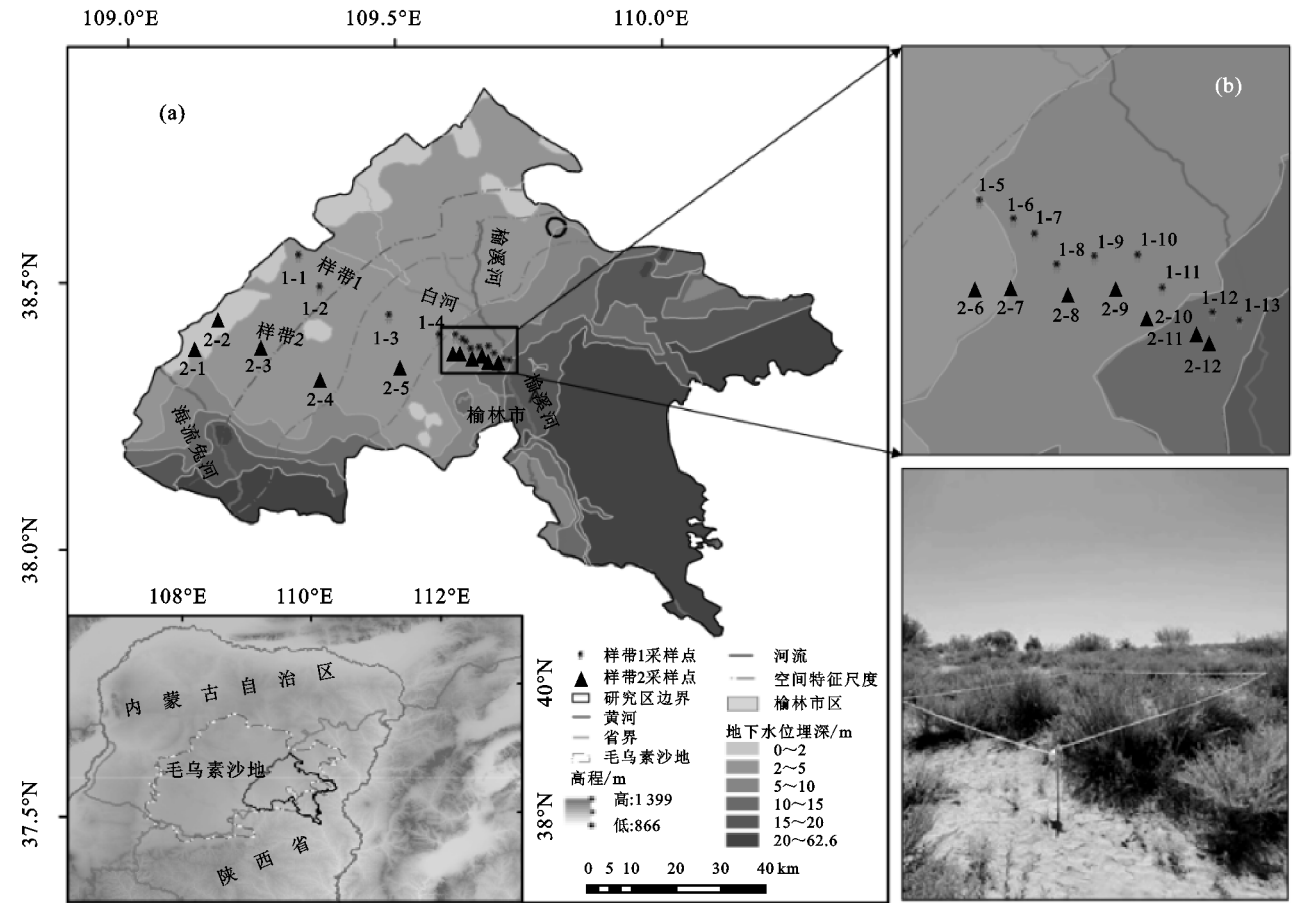


图 1 榆溪河流域地下水埋深变化与样带采样点分布(a)和人工恢复区采样点分布(b)示意

1.3 研究方法

1.3.1 土壤含水量测定及地下水埋深数据获取 土壤含水量在室内采用烘干法测定(恒温 105℃烘 8 h),收集研究区 2018—2021 年 54 口潜水井日动态埋深数据(榆林市水利局),在 ArcGIS 10.6 中通过 Kriging 插值得到地下水埋深多年平均网格数据。

1.3.2 植被盖度与物种多样性指数 样带内每个采

样点各选取 3 个典型植被样方,取其平均值代表该样地植被盖度。草本植物的盖度使用垂直投影面积法确定,灌木和乔木则通过多次测量冠幅尺寸确定。

多样性 Shannon 指数、Simpson 指数、Evenness 均匀度指数计算公式为:

$$H = - \sum_{i=1}^n P_i \ln(P_i) \tag{1}$$

$$D=1-\sum_{i=1}^S P_i^2$$
$$J=H/H_{\max}=H/\ln S$$

(2)

(3)

式中: P_i 为物种个体数占总个体数的比例(%) ; n 为物种个数; S 为物种数目; P_i^2 为随机选择的 2 个种 i 个体的联合概率。

1.3.3 多元经验模态分解 经验模态分解(empirical mode decomposition, EMD)是一种自适应、由数据驱动的方法。而基于 EMD 发展的多元经验模态分解(multivariate EMD, MEMD)则能够将多个原始序列数据集分解为有限个固有模态函数及残差项,对各模态函数进行希尔伯特变换后求得其瞬时频率,用平均采样距离除以频率即可获取各模态函数特有的空间表征尺度^[22]。公式为:

$$c(t)=\sum_{i=1}^n \text{IMF}_i(t)+r_n(t)$$

(4)

式中: $c(t)$ 为原始序列数据; $\text{IMF}_i(t)$ 为固有经验模态函数; $r_n(t)$ 为残差项。

将每个因子固有模态函数和残差项的方差占相应原始数据方差的百分比作为其方差贡献,反映对原始序列数据的解释度。

1.3.4 结构方程 结构方程(structural equation modeling, SEM)是基于协方差矩阵分析变量间关系的方法,由测量模型和结构模型两部分组成^[23]。利用比较拟合指数(CFI)、拟合优度指标(GFI)、正规指

数(NFI)、渐进残差均方和平方根(RMSEA)、显著性概率值(p)进行模型优度的评价,各评价指标临界值为 $\text{CFI}>0.9$, $\text{GFI}>0.9$, NFI 趋近 1, $\text{RMSEA}<0.08$ 。1.3.5 系统聚类 系统聚类是以欧氏距离为度量标准,基于方差分析重新计算样本类重心间方差后逐级合并的分类方法,在多因素、多指标的分类和特征识别中应用广泛^[24]。

2 结果与分析

2.1 植被群落及其与环境因子空间分布特征

经调查,研究区内覆盖植物共 20 种,隶属 12 科,草本、灌木和乔木植被盖度依次为 32%, 27% 和 18%。优势物种科数灌木最多,草本次之,乔木最少,分别为 6, 4, 2 个(表 1)。

随地下水埋深增加,植被结构组合和优势植被也随之变化(图 2)。在地下水埋深 $<2\text{ m}$ 的区域,植被结构为乔—灌—草组合,以杨柳科、萝藦科和菊科物种为主,优势物种为柳树、杠柳和沙蒿。地下水埋深在 2~10 m 区域,植被结构为灌—草组合,灌木植被以杨柳科为主,优势物种为沙柳,草本植被则以菊科、黎科、禾本科和豆科等物种为主,优势物种为沙蒿;埋深在 10~15 m 时植被结构为乔—灌—草组合,灌木和草本植被分别以蝶形花科和黎科物种为主,优势物种分别为杨柴和驼绒藜。

表 1 植被群落概况

植被类型	样方/ m	盖度/ %	科数/ 个	科目	优势物种及其伴生种
草本	2×2	32	4	菊科、禾本科、黎科、豆科	沙蒿(<i>Artemisia desertorum</i> Spreng)、荒野蒿(<i>Artemisia campestris</i> L.)、狗尾巴草(<i>Setaria viridis</i> L. Beauv)、紫菀(<i>Aster tataricus</i> L. f.)、碱地肤(<i>Kochia scoparia</i> Schrad. var. <i>sieversiana</i> Ulbr. ex Aschers. et Graebn.)、披针叶野决明(<i>Thermopsis lanceolata</i> R. Br.)、芦苇草(<i>Phragmites australis</i> Trin. ex Steud.)、旋覆花(<i>Inula japonica</i> Thunb.)
灌木	5×5	27	6	蝶形花科、杨柳科、豆科、黎科、萝藦科、蔷薇目	杨柴(<i>Hedysarum mongolicum</i> Turcz)、沙柳(<i>Salix psammiphila</i>)、柠条(<i>Caragana korshinskii</i> Kom.)、驼绒藜(<i>Ceratoides latens</i> Reveal et Holmgren)、紫穗槐(<i>Amorpha fruticosa</i> Linn.)、杠柳(<i>Periploca sepium</i> Bunge)、油蒿(<i>Artemisia ordosica</i>)、胡枝子(<i>Lespedeza bicolor</i> Turcz.)
乔木	10×10	18	2	松亚科、杨柳科	樟子松(<i>Pinus sylvestris</i> var. <i>mongolica</i> Litv.)、白杨(<i>Salicaceae</i>)、小叶杨(<i>Populus simonii</i> Carr)、垂柳(<i>Salix babylonica</i>)、黑杨(<i>Populus nigra</i>)

样带植被盖度、地下水埋深、多样性指数和海拔特征统计见表 2。采用平均值、标准差和变异系数(C_v)来反映各变量平均水平和总体变异程度。 $C_v<10\%$ 为弱变异, $10\%\sim100\%$ 为中等变异, $>100\%$ 为强变异^[25]。以样带 1 为例,植被覆盖度 C_v 值为 38.47%, 属于中等变异,中位值与平均值较接近,表明其分布符合正态规律;海拔 C_v 值为 4.76%, 空间变异性较弱;其他变量的空间变异性中等, C_v 值介于 27.27%~55.45%。样带 2 各环境因子空间布局与样带 1 相似。

2.2 植被盖度的空间尺度效应

应用 MEMD 对各环境因子序列数据进行多元

分解,确定其空间表征尺度。分解后得到 3 个固有模态函数及 1 个残余趋势项,各固有模态函数对应因子的不同振荡频率,经希尔伯特转换后可得各模态函数的空间尺度,残余趋势项则能够反映各因子空间上的变化趋势。植被盖度、土壤含水量和海拔的残差项随地下水埋深增大呈下降趋势,植被结构组合则呈上升趋势,物种多样性指数随着地下水埋深增大先降低后上升,并在地下水埋深 5~10 m 的区域最低(图 3)。

分解后植被盖度与多样性指数、地下水埋深、土壤含水量和海拔的尺度效应见图 3。样带 1 各模态(模态 1~3)对应的空间表征尺度分别为 10.92, 17.21, 31.70

km,样带 2 则为 19.02,35.43,49.14 km。对比各模态方差贡献,在模态 1 和模态 2 中植被覆盖度、土壤含水量、各植被多样性指数的总方差贡献较高,介于 40.52%~

77.87%,而除植被结构外,其他环境因子的残差项对总方差贡献度较高,平均为 84.53%;2 条样带模态 3 方差贡献均较小,平均在 7.25%和 5.57%。

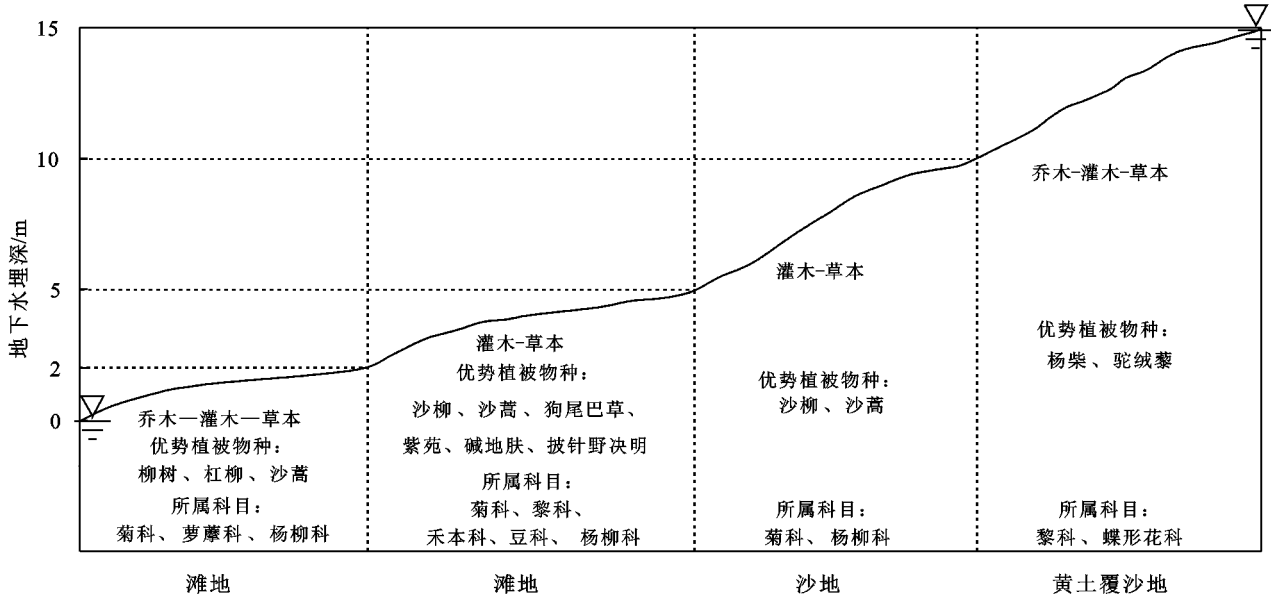


图 2 物种结构组合及优势植被随地下水埋深变化

表 2 植被群落基本特征统计量

环境因子	样地 1						样带 2					
	最小值	中值	最大值	平均值	标准差	Cv/%	最小值	中值	最大值	平均值	标准差	Cv/%
植被覆盖度	8.00	30.00	45.00	30.00	11.00	38.47	15.00	27.00	35.00	26.00	7.00	27.00
地下水埋深	2.00	6.60	15.00	7.10	3.90	55.45	1.20	4.60	15.00	6.10	4.50	74.40
土壤含水量	1.19	2.38	4.35	3.82	1.24	32.46	1.48	2.69	3.85	2.67	0.63	23.50
Evenness 指数	0.07	0.43	0.62	0.37	0.15	40.54	0.11	0.49	1.16	0.53	0.30	55.55
Simpson 指数	0.03	0.38	0.50	0.32	0.16	50.00	0.02	0.40	0.56	0.36	0.16	44.19
Shannon 指数	0.17	0.83	1.23	0.80	0.27	33.75	0.50	0.86	1.39	0.87	0.26	29.58
海拔	1980	1153	1266	1165	55.48	4.76	1104	1162	1259	1177	56.90	4.83
植被结构	1	2	3	2.31	0.63	27.27	1	2	3	2.25	0.75	33.50

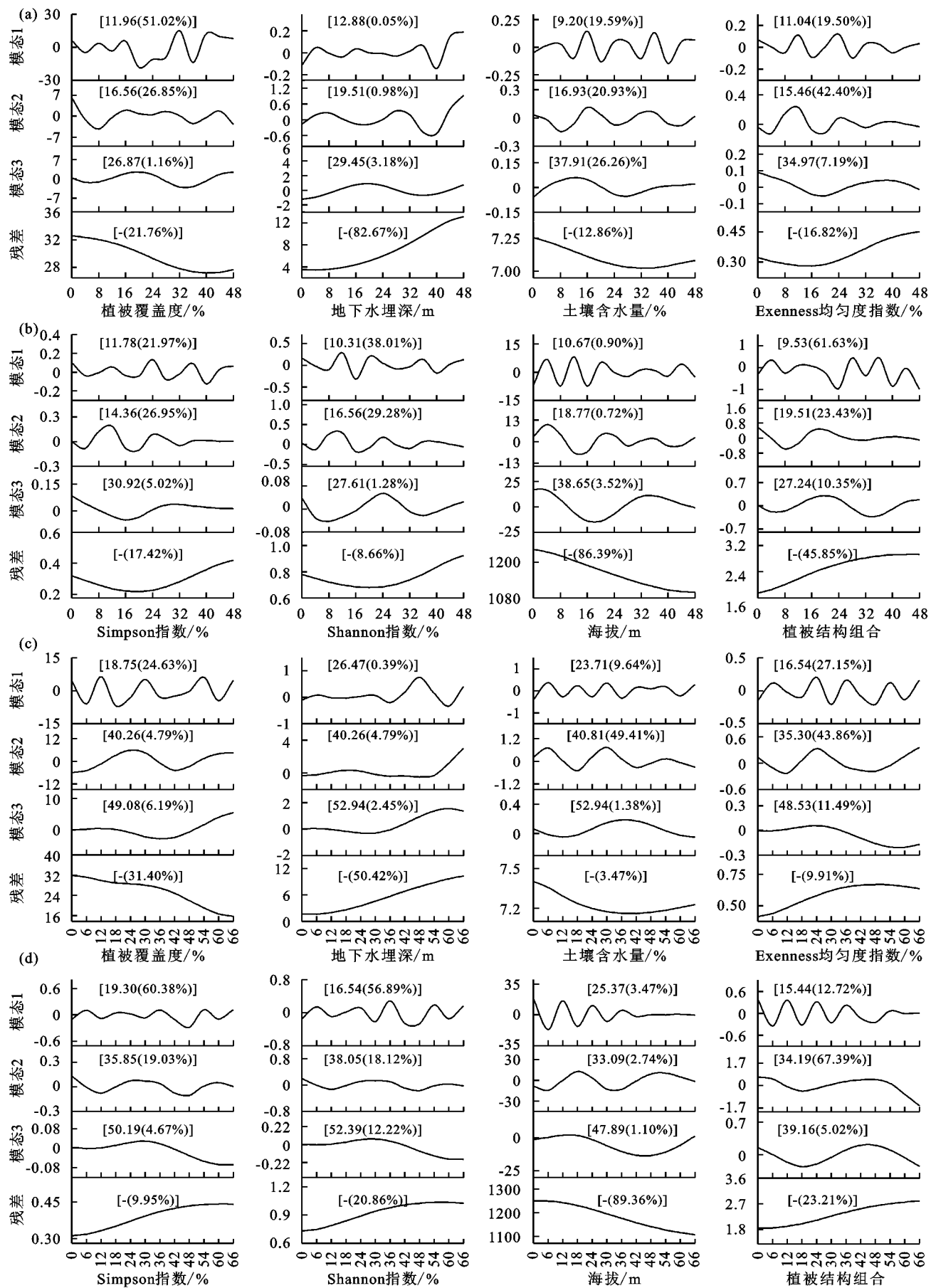
注:植被覆盖度单位为%,地下水埋深单位为 m,土壤含水量单位为%,海拔单位为 m;植被结构 1,2,3 分别表示植被类型为 1 种、2 种、3 种。

2.3 植被盖度影响因素分析

为确定植被盖度与影响因子的多尺度空间关系,对植被盖度与影响因子分解后的各模态及残差进行相关性分析(表 3),在方差贡献率最大的表征尺度上,植被多样性指数与植被盖度相关性较小,地下水埋深与植被盖度在整个样带尺度上呈显著负相关($R^2=-0.95,p<0.001$),但分解方法只能识别土壤含水量与植被盖度在 35 km 尺度内的相关性(呈显著正相关, $R^2=0.72,p<0.001$),在 35 km 尺度外的范围关系难以确定,因此使用结构方程模型进一步证实植被盖度的影响因素。

为刻画复杂生态系统中驱动植被盖度变化的直接和间接影响因素,本研究以自然景观和人工恢复区分界的 5 m 地下水埋深(对应图 1 距采样带起点 35 km)为阈值,构建结构方程模型(图 4)。地形因子中的地下水埋深与海拔间呈高度的负相关关系,相关系数分别为-0.73 和-0.75,二者对植被盖度的直接影响较小,均通

过影响土壤含水量(路径系数分别为-0.93,-0.54 和-0.35,0.10),进而间接影响植被盖度。需要注意的是,在地下水埋深<5 m 的区域,土壤含水量和植被盖度分别介于 2.17%~7.01%和 25%~40%,平均为 3.26%和 30.25%,土壤含水量对植被盖度呈极显著正向影响(路径系数为 0.68, $p<0.001$),这与表 3 的结果一致。但在地下水埋深>5 m 的区域,土壤含水量和植被盖度介于 1.19%~3.22%和 8%~40%(与<5 m 区域相比,平均降低 0.95%和 6.34%,分别为 2.31%和 23.91%),二者呈现出相反的趋势(路径系数为-0.43, $p<0.01$),特别在采样带终点附近,人工恢复核心区域(地下水埋深 10~15 m),土壤含水量低而盖度高(分别为 1.89%和 31.83%)。以地下水埋深 5 m 为分界点,海拔、地下水埋深和土壤含水量可分别联合解释植被盖度 59%和 42%的变化,但在地下水埋深较大的人工恢复区,地下水埋深和海拔对土壤含水量解释度较低,仅为 19%。



注:方括号内为各因子分解后空间尺度,小括号内数据为各模态及残差项方差解释;横轴表示采样点起始距离(km);(a)(b)为样带 1,(c)(d)为样带 2。

图 3 植被盖度、地下水埋深、土壤含水量、海拔及多样性指数 MEMD 分解后固有模态函数以及残差项

表 3 MEMD 分解后环境因子和多样性指数与植被盖度各模态及残差项相关性分析

各环境因子及 多样性指数	样带 1				样带 2			
	模态 1	模态 2	模态 3	残差	模态 1	模态 2	模态 3	残差
	(11 km)	(17 km)	(31 km)		(19 km)	(35 km)	(48 km)	
地下水埋深	0.02	-0.22	0.74	<u>-0.92***</u>	0.23	0.54	0.74**	<u>-0.97***</u>
土壤含水量	-0.06	0.36	<u>0.72***</u>	0.77	0.45	<u>0.63**</u>	0.97***	0.99***
Evenness 指数	-0.16	<u>-0.30**</u>	-0.64*	-0.83	-0.08*	<u>0.68*</u>	-0.59*	-0.75**
Simpson 指数	-0.20	<u>-0.28</u>	-0.49	-0.52**	<u>-0.09*</u>	0.28	-0.84***	-0.89***
Shannon 指数	<u>-0.40*</u>	-0.29	0.56	-0.52	<u>-0.12*</u>	0.19	-0.84***	-0.86***
海拔	-0.35	-0.24	-0.71	<u>0.99**</u>	0.51	0.34	0.40	<u>0.96***</u>

注：表中加下划线数据为分解后方差贡献最高项。

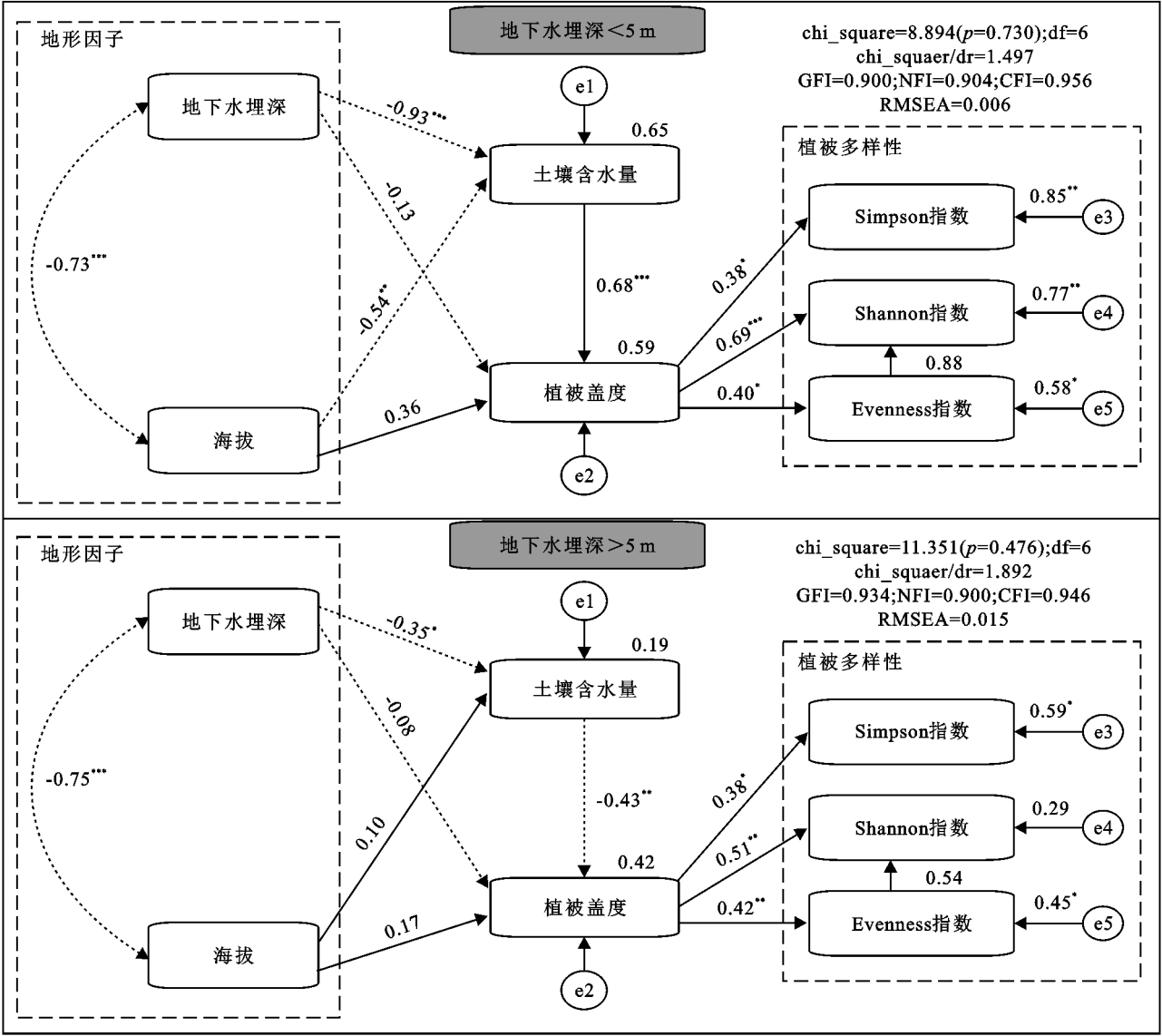


图 4 不同地下水埋深下植被盖度的结构方程

2.4 植被盖度空间尺度类别划分

依据 MEMD 分解后获得的空间表征尺度, 结合系统聚类进一步划分区间尺度类别, 以确定相应尺度内对应最优植物盖度、结构组合及优势植被组合。图 5 系统聚类的分类结果表明, 采用最远距法逐级合并后样带 1 可分为 4 类: I 植被覆盖度较高(样方 1—1, 1—2); II 植被覆盖度居中, 植被多样性指数最高

(样方 1—3, 1—4); III 植被覆盖度较低, 植被多样性指数处于几类中最低水平(样方 1—5 到 1—10); IV 植被覆盖度最高, 植被多样性指数较高(样方 1—11 到 1—13)。样带 2 分类结果与样带 1 相似。

结合 MEMD 所确定的空间表征尺度(图 3)与聚类分类结果(图 5), 可将整个研究区划分为 5 个主区间(表 4), 分别为核心区(地下水埋深 0~3 m)、过渡

区(地下水埋深 3~4 m)、稳定区(地下水埋深 4~5 m)、外围区(地下水埋深 5~10 m)及边缘区(地下水埋深 10~15 m)。

随着地下水埋深的增大,植被覆盖度在各区间呈现下降—上升的趋势,其中过渡区植被盖度(25%)较核心区降低 16.1%,稳定区随着植被结构趋于稳定而有所恢复,植被盖度较过渡区升高 17.32%,之后在外围区则降至最低(23.1%)。与植被盖度关系密切的 1 m 土层内平均土壤含水量在地下水埋深最浅

的核心区最高(3.30%),在过渡区降至 2.59%,稳定区(2.85%)较过渡区增加 0.26%,但在地下水埋深>5 m 的外围区和边缘区持续降低,特别是位于人工恢复措施强烈的边缘区,植被覆盖度最高(31.83%)而土壤含水量最低(1.89%)。自核心区到边缘区,植被结构组合由乔灌草结构逐渐过渡为灌草结构,人工恢复区呈乔灌草结构;优势植被从沙柳、沙蒿向杨柴、踏郎等过渡,并在各区域内伴生和分布有不同的其他植被(表 4)。

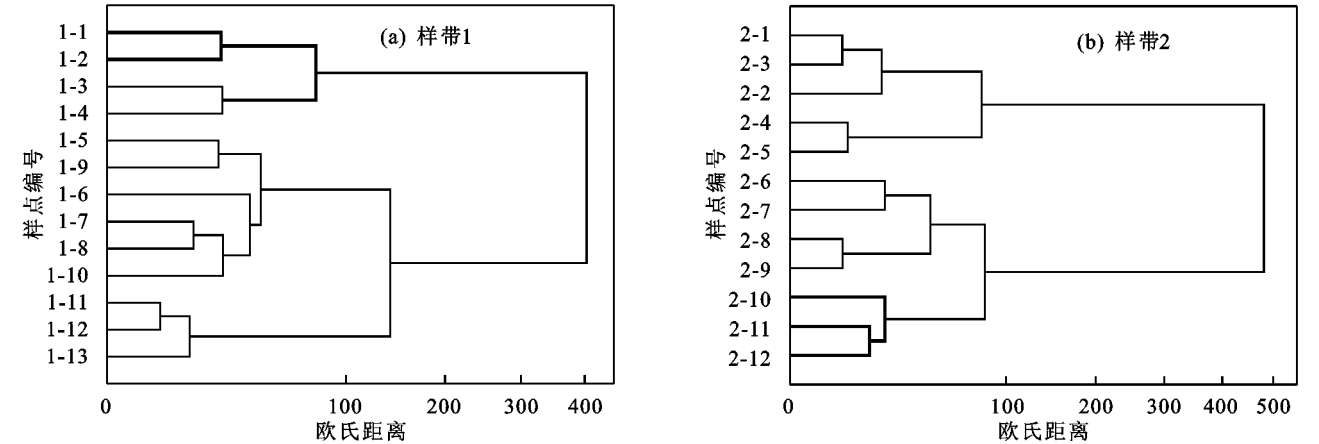


图 5 各因子影响下植被盖度的系统聚类

表 4 研究区植被调查结果分区

分区	采样点 编号	植被 覆盖度/%	土壤 含水量/%	植被结构 组合	优势 植被	伴生种	区域其他 植物
核心区	1-1,1-2,2-1,2-2,2-3	31.00	3.30	乔—灌—草	沙蒿、沙柳	地肤、紫穗槐、杠柳、 披针野决明、狗尾巴草	柠条、白杨、柳树
过渡区	2-4	25.00	2.59	灌—草	沙蒿	狗尾巴草	—
稳定区	1-3,1-4,2-5	29.33	2.85	灌—草	沙蒿、沙柳	猪毛草、荒野蒿	华北白前、紫穗槐
外围区	1-5,1-6,1-7,1-8,1-9,1-10, 2-6,2-7,2-8,2-9	23.10	2.48	乔—灌—草	沙柳、沙蒿、披针野决明、 樟子松、白杨	狗尾巴草、杨柴、紫苑	柠条
边缘区	1-11,1-12,1-13,2-10,2-11,2-12	31.83	1.89	乔—灌—草	杨柴、沙蒿、踏郎	藜、蒿	樟子松、沙柳、白杨、胡椒木、黑杨

3 讨论

目前的研究^[26-27]已经证实,气象水热条件(气温、降水)和地形地貌等环境因子对植被群落的空间分布影响显著,其在空间分布上表现出的异质性是生态系统的重要属性,影响物质和能量在生态系统中的流动与传输,这也是植被分布划分不同空间尺度的主要原因。在旱区由于降水较少、蒸发量大,地下水资源是植物生长依赖的重要且也是旱季唯一的水分来源,在浅埋条件下地下水可通过“饱和带—包气带—植被”间的垂向联系产生极为重要的生态环境效应,随地下水埋深增大,水汽传递能力减弱,土壤含水量主要由土壤毛细管输水能力所能上升的最大高度决定,进而影响不同空间尺度下植被分布特征^[28]。在不同的地下水埋深空间尺度下,植被的盖度、种类和结构组合方式具有显著差

异,因此,对旱区植被空间格局进行多空间尺度分析,有助于从复杂的角度初步理解植被盖度与环境因子的内在作用机制,加深对此区域植被盖度及其驱动因子协同关系与相互过程的研究^[29]。

本研究结果表明,MEMD 能准确识别植被盖度和环境因子的表征尺度,有效量化植被盖度与影响因子的多空间尺度关系。总体来说,分解后的残差趋势显示,随着研究区内地下水埋深逐渐增大,植被盖度、土壤含水率、海拔等呈下降趋势,符合实际空间分布状况:自西北向东南,随着海拔下降和地下水埋深增大,植被覆盖度逐渐降低。这主要是因为水是制约旱区植被生长分布格局的关键,在地下水埋深小的区域,地下水与近地表土壤水分有较强的水力联系,但随着地下水埋深的增加,水力联系逐渐降低,深层土壤水分难以通过毛细作用补给到近地表土壤水分。

除此之外,地下水化学环境中存在的各种离子也显著影响植物的空间分布,不仅可以通过改变微生物群落的结构组成,进而影响植物根系对养分的吸收,还可通过影响土壤的渗透性和土壤酶的活性改变土壤持有养分的能力^[30-31]。

相关研究^[32]结果表明,地下水埋深和包气带土壤水分是影响毛乌素沙地植被种群分布的敏感因素。本文结构方程模型结果和方差贡献率最大的表征尺度相关分析也表明,地下水埋深与植被盖度在样带尺度上呈显著负相关($R^2 = -0.95, p < 0.001$),而土壤含水量与植被盖度在地下水埋深 < 5 m 空间尺度内呈显著正相关(路径系数为 0.68), > 5 m 时二者呈负相关(路径系数为 -0.43),这主要是因为随着设置采样带穿越 5 m 地下水埋深边缘,进入受城市绿化和人工建植等恢复措施影响的人工恢复区,地下水埋深增大,对土壤水分的补给贡献率逐渐下降,同时受人工恢复措施影响,土壤水分与植物关系较自然生境不稳定,植物群落的物种、类别和功能多样性差异增大,从而削弱地下水埋深与植被盖度间的相互作用过程。值得注意的是,在此区域植被结构随地下水埋深增大呈增加趋势,进入人工恢复区后(地下水埋深 > 5 m 区域),虽然地下水埋深增大,植被结构组合却较自然生境更丰富,植被盖度增加 8.73%,多样性指数平均提升 49.48%,土壤含水量却下降 0.96%,多样性指数残差趋势先降低后上升也证明这一观点。此外,由于植被盖度与环境因子在空间上存在渐变性,使其在邻近范围内表现出对空间位置的依赖关系^[33]。鉴于此,本研究认为在自然演替为主和人工恢复措施作用下,不同类型地表植被存在其相适应的空间尺度,因此,地下水在埋深较浅的核心区、过渡区和稳定区可以支持多种植被构成的复杂乔—灌—草结构和较大的植被盖度,而在地下水埋深较深的外围区和边缘区中耐旱灌木和草本植被占据优势地位,如沙蒿、踏郎和杨柴^[34-35]等。研究成果可科学指导选择适应性强的植被物种,并控制合理的植被覆盖度,确定相应尺度内对应最优植物盖度、结构组合及优势植被组合,以保证沙区生态修复的可持续建设。

4 结论

(1)研究区植被结构与地下水埋深存在较强的空间相关性,表现为自西北向东南递减趋势。沿地下水埋深增大方向,植被结构从乔—灌—草向灌—草组合过渡;灌木优势植被从杠柳—沙柳—杨柴变化,草本优势植被从沙蒿—驼绒藜变化。

(2)在自然演替为主区和人工恢复区,植被盖度

对地下水埋深和土壤含水量的响应过程不同。MEMD 分解后最大表征尺度相关分析和结构方程模型结果证明,地下水埋深与植被盖度样带尺度上呈显著负相关($R^2 = -0.95, p < 0.001$);土壤含水量则与植被盖度在 5 m 地下水埋深空间尺度内呈显著正相关(路径系数为 0.68, $p < 0.001$), > 5 m 地下水埋深空间尺度呈显著负相关(路径系数为 $-0.43, p < 0.01$),盖度的增加对土壤含水量响应强烈。

(3)提出各区间尺度类别下的植被恢复策略,各区内匹配相应的最优植被盖度、结构组合及优势植被组合推荐,核心区(地下水埋深 0~3 m)、过渡区(地下水埋深 3~4 m)和稳定区(地下水埋深 4~5 m)可适度恢复乔灌草结构,植物种类选择范围大,而外围区(地下水埋深 5~10 m)及边缘区(地下水埋深 10~15 m)更需要耐旱型的灌木和草类植被。

参考文献:

- [1] 地下水管理条例[J].中国水利,2021(22):21-26.
- [2] Mo K L, Chen Q W, Chen C, et al. Spatiotemporal variation of correlation between vegetation cover and precipitation in an arid mountain-oasis river basin in northwest China[J].Journal of Hydrology,2019,574:138-147.
- [3] 李家誉,余敦先,张利平,等.黄土高原植被变化对气象干旱多尺度响应特征与机制[J].水土保持学报,2022,36(6):280-289.
- [4] Xin W Y, Feng Q, Li Y, et al. An interplay of soil salinization and groundwater degradation threatening co-existence of oasis-desert ecosystems[J].Science of the Total Environment,2022,806:e150599.
- [5] Deng W, Chen M J, Zhao Y, et al. The role of groundwater depth in semiarid grassland restoration to increase the resilience to drought events: A lesson from Horqin Grassland, China[J].Ecological Indicators,2022,141:e109122.
- [6] Chen Q, Timmermans J, Wen W, et al. A multi-metric assessment of drought vulnerability across different vegetation types using high resolution remote sensing[J].Science of the Total Environment,2022,832:e154970.
- [7] Wang J L, Teng D X, He X M, et al. Spatial non-stationarity effects of driving factors on soil respiration in an arid desert region[J].Catena,2021,207:e105617.
- [8] Li Y C, Li Z X, Zhang X P, et al. Vegetation variations and its driving factors in the transition zone between Tibetan Plateau and arid region[J].Ecological Indicators,2022,141:e109101.
- [9] Xu S Q, Yu Z B, Zhang K, et al. Simulating canopy conductance of the *Haloxylon ammodendron* shrubland

- in an arid inland river basin of northwest China[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 249: 22-34.
- [10] Song G, Huang J T, Ning B H, et al. Effects of groundwater level on vegetation in the arid area of western China[J]. *China Geology*, 2021, 4(3): 527-535.
- [11] Wang N, Du Y Y, Liang F Y, et al. The spatiotemporal response of China's vegetation greenness to human socio-economic activities[J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 305: e114304.
- [12] Chen Y F, Yu F H, Dong M. Scale-dependent spatial heterogeneity of vegetation in Mu Us sandy land, a semi-arid area of China[J]. *Plant Ecology*, 2002, 162(1): 135-142.
- [13] Zheng Y, Yang Q Y, Ren H, et al. Spatial pattern variation of artificial sand-binding vegetation based on UAV imagery and its influencing factors in an oasis-desert transitional zone[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 141: e109068.
- [14] Hu W, Biswas A, Si B C. Application of multivariate empirical mode decomposition for revealing scale-and season-specific time stability of soil water storage[J]. *Catena*, 2014, 113: 377-385.
- [15] Maxwell R M, Condon L E. Connections between groundwater flow and transpiration partitioning[J]. *Science*, 2016, 353: 377-380.
- [16] 邱开阳, 谢应忠, 许冬梅, 等. 毛乌素沙地南缘沙漠化临界区域土壤水分和植被空间格局[J]. *生态学报*, 2011, 31(10): 2697-2707.
- [17] 彭欣雨, 唐彦, 唐德善, 等. 基于 TMDL 计划的榆溪河流域水污染治理方案研究[J]. *中国农村水利水电*, 2019(10): 24-27, 33.
- [18] 李丙祥, 刘秀花, 陈云飞. 毛乌素沙地包气带土壤水稳定同位素分布特征及其来源判别[J]. *干旱区资源与环境*, 2021, 35(9): 110-117.
- [19] Nan G W, Wang N, Jiao L, et al. A new exploration for accurately quantifying the effect of afforestation on soil moisture: A case study of artificial *Robinia pseudoacacia* in the Loess Plateau (China)[J]. *Forest Ecology and Management*, 2019, 433: 459-466.
- [20] Luo M, Li T. Spatial and temporal analysis of landscape ecological quality in Yulin[J]. *Environmental Technology and Innovation*, 2021, 23: e101700.
- [21] 赵鑫, 翟胜, 李建豹, 等. 不同坡位条件对毛乌素沙地长柄扁桃林地土壤水分的影响[J]. *水土保持通报*, 2020, 40(4): 45-52.
- [22] Zhu X C, Liang Y, Tian Z Y, et al. Analysis of scale-specific factors controlling soil erodibility in southeastern China using multivariate empirical mode decomposition[J]. *Catena*, 2021, 199: e105131.
- [23] Chen Y F, He J Q, He Y, et al. Seasonal hydrological traits in *Salix psammophila* and its responses to soil moisture and meteorological factors in desert areas[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 136: e108626.
- [24] 么相姝, 赵文吉, 杨振宇, 等. 基于 Ward 系统聚类的京津冀城市群空气质量时空变化特征与成因分析[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(2): 340-350.
- [25] Jalilbibi Z, Amiri A, Castagliola P, et al. Monitoring the coefficient of variation: A literature review[J]. *Computers and Industrial Engineering*, 2021, 161: e107600.
- [26] Mpakairi K S, Dube T, Dondofema F, et al. Spatiotemporal variation of vegetation heterogeneity in groundwater dependent ecosystems within arid environments[J]. *Ecological Informatics*, 2022, 69: e101667.
- [27] Zhang H Y, Feng Y M, Guan W K, et al. Using unmanned aerial vehicles to quantify spatial patterns of dominant vegetation along an elevation gradient in the typical Gobi region in Xinjiang, Northwest China[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2021, 27: e01571.
- [28] 张皓月. 地下水埋深对植被指数时空变化的影响研究: 以鄂尔多斯高原为例[D]. 北京: 中国地质大学, 2021.
- [29] Liu H Y, Zhang M Y, Lin Z S, et al. Spatial heterogeneity of the relationship between vegetation dynamics and climate change and their driving forces at multiple time scales in Southwest China[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2018, 256: 10-21.
- [30] 黄凤羽. 地下水中微生物、矿物与核素的多元耦合作用机理研究[D]. 四川 绵阳: 西南科技大学, 2021.
- [31] 苏天燕, 刘子涵, 丛安琪, 等. 地下水埋深对半干旱区典型植物群落土壤酶活性的影响[J]. *中国沙漠*, 2021, 41(4): 185-194.
- [32] 程东会, 王文科, 侯光才, 等. 毛乌素沙地植被与地下水关系[J]. *吉林大学学报*, 2012, 42(1): 184-189.
- [33] She D L, Liu D D, Peng S Z, et al. Multiscale influences of soil properties on soil water content distribution in a watershed on the Chinese Loess Plateau[J]. *Soil Science*, 2013, 178(10): 530-539.
- [34] Zhang X X, Guo P, Wang Y Z, et al. Impacts of droughts on agricultural and ecological systems based on integrated model in shallow groundwater area[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 851: e158228.
- [35] Zhu Y K, Zhang J T, Zhang Y Q, et al. Responses of vegetation to climatic variations in the desert region of northern China[J]. *Catena*, 2019, 175: 27-36.