

中文核心期刊
中国科技核心期刊
CSCD 核心期刊

ISSN 1673-4831

生态与农村环境学报

Journal of Ecology and Rural Environment

2023.8

第39卷 第8期 Vol. 39 No. 8

- ◎ 美丽城市生态环境协同治理：基于生态韧性与协同增效的考察
- ◎ 长三角工业园区土壤中多环芳烃和邻苯二甲酸酯的污染现状及来源解析

主办单位：生态环境部南京环境科学研究所

目次

□ 研究报告

区域环境与发展

江苏省县域种植业碳源/汇测算与农业园区空间相关性分析 ... 龚钰 陆建飞 罗云建 田坤 李晓明 蔡汉(963)

宁夏农村建设用地与人口的时空分异特征及其驱动因素研究 安丰平 高金龙 文琦(973)

基于多源遥感数据的乡村类型识别与演变模式研究:以天津市都市边缘区为例
..... 李雪梅 袁萍 黄凌翔 刘倩(981)

南四湖流域近45a水质净化服务功能的时空演变及其影响因素 叶敦雨 孙小银 单瑞峰(990)

呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量时空变化及驱动力分析
..... 胡梦甜 张慧 乔亚军 刘坤 王智 徐网谷(999)

自然保护与生态

生物多样性对人类福祉贡献评估:以钱江源地区为例
..... 施佩荣 万华伟 刘玉平 王永财 孙晨曦 曹铭昌 余建平(1008)

近30a青藏高原草地春季物候动态及其对极端温度的敏感性 王晓庆 何凯(1020)

赣江中下游浮游藻类时空分布特征及水质评价 王俊颀 夏雨 于新平 刘金福 李瀚成 陈宇炜(1031)

固城湖浮游植物群落结构季节变化及其环境影响因子 丰叶 王俊 吴博文 何菁 赵小平(1042)

污染控制与修复

气溶胶散射吸湿增长因子对霾强度变化的响应特征 佟景哲 米家媛 倪长健 蒋梦姣 杨寅山 陈云强(1051)

功能化共价有机框架材料对水体中汞离子的吸附性能研究 陆素芬 张高荣 伍丽娟 杨美凤 陆俊宇(1059)

基于土壤水分和盐分含量变化的滨海湿地盐地碱蓬生态退化诊断
..... 张英蕾 吴炎慧 刘红玉 李玉凤 邱春琦 周诗薇 黄琬淳 周永(1067)

长三角工业园区土壤中多环芳烃和邻苯二甲酸酯的污染现状及来源解析
..... 张馥颖 许明 周增幸 孙露露 林超霸 朱雪竹(1077)

聚氨酯微塑料和秸秆添加对滨海脱盐潮土有机碳矿化及其组分的影响
..... 周巧林 汪吉东 尚昊林 梁栋 焦加国(1086)

□ 学术讨论与建议

美丽城市生态环境协同治理:基于生态韧性与协同增效的考察
..... 李海东 马伟波 张龙江 吕玉娟 刘臣炜 赵立君(1096)

* * * * *

欢迎订阅2024年《植物资源与环境学报》 (989)

录用定稿网络首发启事 (1030)

本期执行编辑:陈昕

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.1144

龚钰, 陆建飞, 罗云建, 等. 江苏省县域种植业碳源/汇测算与农业园区空间相关性分析[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 963-972.

GONG Yu, LU Jian-fei, LUO Yun-jian, et al. Spatial Correlation Analysis Between Carbon Source/Sink Measurement and Agricultural Parks in Jiangsu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 963-972.

江苏省县域种植业碳源/汇测算与农业园区空间相关性分析

龚钰¹, 陆建飞¹, 罗云建², 田坤³, 李晓明¹, 蔡汉⁴^① (1. 扬州大学农学院, 江苏扬州 225009; 2. 扬州大学植物保护学院, 江苏扬州 225009; 3. 扬州大学工程设计研究院, 江苏扬州 225012; 4. 扬州大学园艺园林学院, 江苏扬州 225009)

摘要: 现代农业园区对推动地区种植业绿色低碳转型具有重要作用, 统筹兼顾园区发展和减排固碳是种植业实现“双碳”目标的有效手段。基于县域视角测算了 2020 年江苏省 77 个县级行政单元种植业碳排放量、碳汇量、净碳汇量以及净碳汇强度, 刻画了其空间分布格局, 通过了解不同县域现代农业园区主导产业作物种植结构及品种, 对园区合理聚类并测算其碳汇强度, 结合双变量空间自相关定量识别园区建设与地区净碳汇强度的空间关联模式。结果表明: (1) 2020 年江苏省各县域种植业净碳汇量均为正值, 呈现出碳生态盈余状态, 碳排放量、碳汇量、净碳汇量与净碳汇强度均呈现出苏北>苏中>苏南的特征, 且不同县域之间差异较大。(2) 依据主导产业作物类型, 可将江苏省现代农业园区划分为 7 类, 其碳汇强度大小排序依次为粮油作物主导型园区>粮油-花果作物主导型园区>粮油-蔬菜作物主导型园区>花果作物主导型园区>多类作物主导型园区>蔬菜-花果作物主导型园区>蔬菜作物主导型园区。(3) 园区建设规模与地区净碳汇强度具有显著空间负相关关系, 且局部空间格局呈现低-高集聚连片分布, 低-低、高-高和高-低集聚分散分布的特征。

关键词: 种植业; 现代农业园区; 减排固碳; 净碳汇强度; 空间相关性

中图分类号: F323.1; F205 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-0963-10

Spatial Correlation Analysis Between Carbon Source/Sink Measurement and Agricultural Parks in Jiangsu Province. GONG Yu¹, LU Jian-fei¹, LUO Yun-jian², TIAN Kun³, LI Xiao-ming¹, CAI Han⁴^① (1. College of Agriculture, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China; 2. College of Plant Protection, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China; 3. Institute of Engineering Design and Research, Yangzhou University, Yangzhou 225012, China; 4. College of Horticulture and Landscape Architecture, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China)

Abstract: Modern agricultural parks play an important role in promoting the green low-carbon transformation of regional planting industry. Overall consideration of parks development and emission reduction and carbon fixation is an effective means to achieve the dual carbon goal of planting industry. In this study, the carbon emission, carbon sink, net carbon sink and net carbon sink intensity of planting in 77 county-level administrative units in Jiangsu Province in 2020 were measured from the county perspective, and their spatial distribution patterns are described; By understanding the crop planting structure and varieties of the leading industry in modern agricultural parks in different counties, the parks were reasonably clustered and their carbon sink intensity was measured. Further, combined with bivariate spatial autocorrelation, the spatial correlation model between parks construction and regional net carbon sink intensity was quantitatively identify. The results show that: (1) In 2020, the net carbon sink of planting industry in all counties of Jiangsu Province was positive, showing a carbon ecological surplus state. The carbon emission, carbon sink, net carbon sink and net carbon sink intensity showed the characteristics of northern > central > southern of the province, and there were great differences among different counties. (2) According to the types of leading industry crops, modern agricultural parks in Jiangsu Province could be divided into 7 categories, with the carbon sink intensity ranked as: grain-oil crops dominant type > grain-oil and flower-fruit crops dominant type > grain-oil and vegetable crops dominant type > flower-fruit crops

收稿日期: 2022-11-01

基金项目: 江苏高校哲学社会科学研究重大项目(2020SJZDA139); 江苏省委农办、省农业农村厅乡村振兴软科学公开委托研究课题(22RVSS003)

① 通信作者 E-mail: hcai@yzu.edu.cn

dominant type > multiple crops dominant type > vegetable and flower-fruit crops dominant type > vegetable crops dominant type. (3) There was a significant spatial negative correlation between the construction scale of the parks and the regional net carbon sink intensity, the local spatial pattern showed a spatial pattern of "low-high in contiguous distribution, low-low, high-high and high-low in scattered distribution".

Key words: planting industry; modern agricultural parks; emission reduction and carbon fixation; net carbon sink intensity; spatial correlation

温室气体超标排放造成的全球气候变暖是当前人类面临的重大环境问题。2020年,习近平首次提出“力争2030年前实现碳达峰,2060年前实现碳中和”的“双碳”目标,彰显了中国自觉承担国际减排责任、追求绿色低碳可持续发展的大国担当。在“双碳”背景下,各行各业如何减排固碳成为当前亟待解决的关键问题^[1]。研究显示,我国温室气体排放总量中约有17%来自农业活动^[2]。种植业作为我国最为关键的农业生产类型,对农业碳排放具有较大贡献,是重要的碳源和碳汇^[3],由传统高农药化肥消耗、高强度耕作灌溉以及不合理废弃物处理等粗放农业生产方式向低碳农业生产方式转型是种植业减排固碳的重要手段^[4-5]。现代农业园区作为现代农业的试验田,通过推进农业绿色生产方式^[6],对地区种植业的绿色低碳转型发展起着不可替代的重要作用^[7]。然而,随着园区建设的快速推进,机械化、规模化等现代化的“高碳”生产方式也对地区种植业碳排放造成了不可忽视的负面影响^[8-9]。在“双碳”背景和农业绿色转型目标紧迫要求下,统筹兼顾区域园区发展和减排固碳,探究地区园区建设与种植业碳排放的关系具有重要的现实意义。

长期以来,我国学者对于种植业碳排放与碳吸收多采用间接估计法和直接系数法进行核算,这为种植业碳源与碳汇研究夯实了基础^[10-11]。在聚焦种植业碳效应的诸多研究中,学者们主要从作物吸收、生产排放等方面对种植业碳源与碳汇进行测算,并进一步分析了种植业碳源、碳汇的空间分布、演变趋势^[12-13]。同时,在了解不同因素对种植业碳源、碳汇影响基础上^[14-15],还着重探讨了碳排放与经济增长^[16]、粮食安全^[17]以及实践创新基地建设^[18]等的关系特征。随着研究的日趋丰富,研究尺度也逐渐多元化,涉及国家^[3]、地区^[15]、省^[11]、市^[5]等多个尺度。综合来看,当前研究成果对全面了解种植业碳效应提供了良好的理论基础,为种植业实现“双碳”目标提供了重要的现实依据,但仍存在以下不足:(1)宏观层面下考察种植业碳源、碳汇,难以全面了解种植业的碳效应,综合考量种植业净碳

汇效应,从小尺度即县域层面对种植业净碳汇效应进行更为细致的剖析,有助于衡量种植业在“双碳”目标实现过程中的作用。(2)种植业净碳汇效应与现代农业园区的相关性研究有待开展。现代农业园区是推动我国农业现代化的重要抓手^[19],对种植业绿色低碳转型、实现“双碳”目标有重要作用,了解地区园区建设与种植业净碳汇效应的关系有助于更好推动园区绿色发展,为地区种植业减排固碳提供新思路与新方向。(3)现代农业园区分类方式有待完善。当前园区种类繁多,缺乏立足于园区主导产业作物类型的综合分类方式,以便对不同地区现代农业园区碳效应状况进行合理聚类和优化。

江苏省是农业大省,目前正面临着农业低碳化转型^[13]。在已有研究基础上,以江苏省各县域为研究单元,在刻画种植业碳排放量、碳汇量、净碳汇量以及净碳汇强度空间分布格局的同时,对不同主导产业作物类型、种植结构的现代农业园区合理聚类并测算其碳汇强度,选择净碳汇强度与园区耕地占县域耕地面积比例即园区建设规模,作为衡量地区净碳汇效应与园区建设现状的重要指标,采用双变量空间自相关法定量揭示现代农业园区建设对地区净碳汇效应的影响及其响应规律,以期为区域现代农业园区建设实现正向生态效益、推动地区种植业低碳减排提供理论参考。

1 研究区域与数据来源

1.1 研究区概况

江苏地处东部沿海,介于北纬30°45′~35°20′,东经116°18′~121°57′之间,属东亚季风气候区,雨量适中,农业开发程度高。2020年江苏省农作物播种面积达747.84万hm²,粮食产量3729.06万t,是全国重要的粮食生产基地。近年来,江苏省不断提升农业现代化水平,相继开展了现代农业科技园、现代农业示范区、现代农业产业园等园区建设工作。

考虑到江苏省现代农业园区存在诸多类型和规模^[6],各类园区数据尚未形成统一核算口径,笔者仅选择省级及以上且种植业为主导产业的现代农业产业园为研究对象。园区信息汇总时,为消除

一园多名的影响,园区以其所属最新类别为准,每个园仅统计 1 次。由图 1 可知,2020 年江苏省共建成各类现代农业园区 92 家,其中国家级现代农业产业园 9 家,省级现代农业产业示范园 44 家,省级现代农业产业园 39 家。从县域尺度(图 2)看,除高淳区、吴中区、洪泽县等 5 处以养殖业为主导产业的地区外,其余各县均建设有现代农业园区,已初步形成一县一园甚至多园的空间格局。从园区建设规模看,园区耕地总面积达 36.69 万 hm^2 ,其中国家级现代农业产业园平均耕地面积达 1.20 万 hm^2 ,省级农业园平均耕地面积达 0.31 万 hm^2 ,各县园区平均建设规模占比达 9.90%。从园区种植业发展现状看,园区主导产业作物类型丰富多样,包含水稻、小麦、蔬菜、瓜果、茶叶、花卉、林木、果树等诸多种类,其中稻麦总种植面积达 13.15 万 hm^2 ,占园区总种植面积的 35.85%;蔬果总种植面积达 16.15 万 hm^2 ,占园区总种植面积的 44.01%。

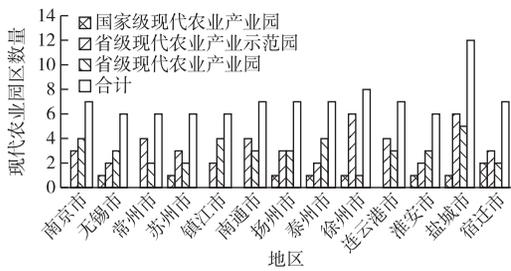


图 1 2020 年江苏省市域现代农业园区数量分布

Fig. 1 The number distribution of modern agricultural parks at city level in Jiangsu in 2020

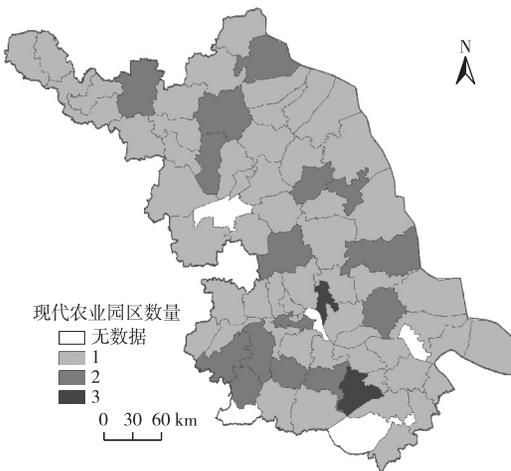


图 2 2020 年江苏省县域现代农业园区数量分布

Fig. 2 The number distribution of modern agricultural parks at county level in Jiangsu in 2020

1.2 数据来源

基于数据的可获得性,以江苏省县级行政单元为研究区域,行政区划数据来源于中国国家基础地理信息中心(<http://ngcc.sbsm.gov.cn>),考虑到行政区划的调整和数据的连续性,以《江苏省农村统计年鉴》(2021 年)为基准,将各市的市辖区统一合并处理,得到江苏省县级行政单元 77 个;用于计算碳吸收、碳排放的各类农作物产量、播种面积、化肥使用量、农膜使用量、农业机械总动力等数据均来自于《江苏统计年鉴》《江苏省农村统计年鉴》与各县域统计年鉴(2021 年);各类现代农业园区名录、位置、耕地面积、主导产业类型等数据来源于江苏省人民政府(<http://www.jiangsu.gov.cn/>)、江苏省农业农村厅(<http://nynct.jiangsu.gov.cn/>)网站。

2 研究方法

2.1 种植业碳汇量测算

种植业是我国重要的碳汇,农作物光合作用能吸收大量的二氧化碳。对于碳汇量测算,学者多通过作物产量、经济系数、含水率、碳吸收率进行估算^[3,11,20-21]。同时,也有学者考虑不同作物特点,将根冠比纳入核算范围,以获得更为精确的估算结果^[13,22]。为此,依据已有研究成果,立足于江苏省种植业农作物生长周期与特性,选取更为全面的碳吸收核算途径,通过农作物产量、经济系数、根冠比、碳吸收率、含水率来估算种植业碳汇量,计算公式为

$$C = \sum_{i=1}^n C_i = \sum_{i=1}^n c_i \times Q_i \times (1 - W_i) \times (1 + R_i) / H_i \quad (1)$$

式(1)中, C 为地区农作物碳吸收总量, t ; C_i 为第 i 种农作物的碳吸收量, t ; n 为农作物的种类数; c_i 为第 i 种农作物全生育期合成单位有机物质所吸收的碳,即碳吸收率; Q_i 为第 i 种农作物的经济产量, t ; W_i 为第 i 种农作物经济产品部分的含水率; R_i 为第 i 种农作物的根冠比; H_i 为第 i 种农作物的经济系数。选取江苏省 10 种主要农作物进行碳吸收估算,各类农作物的碳吸收率、经济系数、根冠比见表 1。

2.2 种植业碳排放量测算

笔者主要研究狭义农业即种植业的碳排放,部分学者认为种植业碳排放主要指化肥、农药、能源消耗以及土地翻耕等农地生产活动所直接或间接引起的温室气体排放^[16],也有学者则认为除农地生产活动外,种植业碳排放还应包含农作物本身的碳汇效应如稻田 CH_4 排放等^[3,23]。考虑到江苏省是水

稻种植大省,在结合已有研究成果和江苏省种植业发展现状的基础上,将碳排放源界定为2类:一是农地生产活动所引起的直接或间接碳排放;二是水稻生长发育过程中的CH₄排放。依据文献[24],采用碳排放系数法测算种植业碳排放总量。

表1 江苏省主要农作物的碳吸收率、含水率、经济系数、根冠比

Table 1 Carbon absorption rate, moisture content, economic coefficient and root-shoot ratio of main crops in Jiangsu

作物类型	作物名称	碳吸收率	含水率	经济系数	根冠比
粮食作物	稻谷	0.41	0.12	0.45	0.60
	小麦	0.49	0.12	0.40	0.39
	玉米	0.47	0.13	0.40	0.16
	大豆	0.45	0.13	0.35	0.13
	薯类	0.42	0.70	0.70	0.18
园艺作物	蔬菜	0.45	0.90	0.65	—
	瓜果类	0.45	0.90	0.70	—
经济作物	棉花	0.45	0.08	0.10	0.12
	花生	0.45	0.10	0.43	0.72
	油菜籽	0.45	0.10	0.25	0.04

数据来源于文献[20-22]。花生、薯类的经济产量为块茎,因此其数据为冠根比;蔬菜、瓜果类作物种类复杂,不考虑其根冠比^[13]。

2.2.1 农地生产碳排放量测算

通常认为农地生产活动所引起的碳排放主要来源于化肥、农药、农膜、农用机械用电、农业机械使用柴油、农业灌溉以及农田翻耕。基于确定的碳源,构建种植业农地生产活动碳排放量估算公式:

$$E_a = E_f + E_p + E_m + E_e + E_i + E_s + E_g = \sum T_k \times \delta_k \quad (2)$$

式(2)中, E_a 为地区种植业农地生产活动碳排放总量,t; E_f 、 E_p 、 E_m 分别为化肥、农药、农膜使用在农地生产活动中所引起的碳排放量,t; E_e 、 E_s 分别为农业机械用电、柴油所引起的碳排放量,t; E_i 、 E_g 分别为农业灌溉、农田翻耕所引起的碳排放量,t; k 为农地生产活动类型; T_k 为 k 类农地生产活动要素投入量,t; δ_k 为 k 类农地生产活动要素碳排放系数,各碳源的碳排放系数详见表2。

2.2.2 稻田碳排放量测算

江苏省地域广阔,南北地区气候、温度存在较大差异,因此不同地区水稻品种(早稻、中稻、晚稻)的CH₄排放率也不尽相同。考虑到各地区水稻不同品种种植面积数据获取难度较大,选择以江苏省早稻、中稻、晚稻CH₄排放率的均值作为CH₄排放系数^[23],取值为32.41 g·m⁻²。稻田碳排放计算公

式为

$$E_b = W_m \times \alpha \times f \quad (3)$$

式(3)中, E_b 为地区稻田碳排放量,t; W_m 为 m 县水稻播种面积,hm²; α 为水稻生长周期CH₄排放系数,g·m⁻²; f 为CH₄置换成标准碳的转化系数,1 t CH₄引发的温室效应相当于6.82 t碳所产生的温室效应^[25]。

表2 农地生产活动主要碳源的碳排放系数

Table 2 Carbon emission coefficients of major carbon sources of agricultural land production activities

碳排放途经	碳排放系数	数据来源
化肥	0.90 kg·kg ⁻¹	文献[26]
农药	4.93 kg·kg ⁻¹	文献[26]
农膜	5.18 kg·kg ⁻¹	文献[26]
农业机械用电 ¹⁾	16.47 kg·hm ⁻² 、0.18 kg·kW ⁻¹	文献[27]
柴油	0.59 kg·kg ⁻¹	文献[10]
农业灌溉	266.48 kg·hm ⁻²	文献[28]
农田翻耕	312.60 kg·km ⁻²	文献[29]

1)农业机械用电碳排放考虑农作物种植面积与农业机械总动力2项要素投入。

2.3 园区类型划分与碳汇强度测算

江苏省现代农业园区主导产业作物类型通常以稻麦、茶叶、花木、果树、蔬菜、瓜果等为主,通过园区作物类型及其实际种植结构将园区划分为以下7类:粮油作物主导型、花果作物主导型、蔬菜作物主导型、粮油-花果作物主导型、粮油-蔬菜作物主导型、蔬菜-花果作物主导型与多类作物主导型,划分标准详见表3。

考虑到江苏省现代农业园区主导产业作物类型除常见农作物以外,还包含茶叶、果树、花木等特色作物,因此粮食、蔬果等常见农作物碳汇量测算与上述方法相同,而特色作物碳汇量测算、园区碳汇强度、地区净碳汇量与净碳汇强度计算公式^[30]分别为

$$C_p = C_c + C_s \quad (4)$$

$$C_s = S_i \times G_i \quad (5)$$

$$C_{q,y} = C_p / S_p \quad (6)$$

$$C_{q,r} = \sum_y C_{q,y} / y \quad (7)$$

$$C_z = C - E_a - E_b \quad (8)$$

$$C_q = C_z / S \quad (9)$$

式(4)~(9)中, C_p 为园区作物碳汇量,t; C_s 为园区特色作物碳汇量,t; C_c 为园区常见作物净碳汇量,t; G_i 为 i 类作物单位面积固碳量,t·hm⁻²; S_i 为 i 类作物种植面积,hm²; S_p 为园区作物总种植面积,hm²; $C_{q,y}$

为园区碳汇强度, $t \cdot \text{hm}^{-2}$; $C_{q,r}$ 为第 r 类作物园区的碳汇强度, $t \cdot \text{hm}^{-2}$; y 为某类作物主导型园区数量; C_z 为地区净碳汇量, t ; C_q 为地区净碳汇强度, $t \cdot \text{hm}^{-2}$; S 为地区农作物种植面积, hm^2 。茶叶、林果、花木的单位面积固碳量分别为 9.41、4.94、8.18 $t \cdot \text{hm}^{-2}$ [31-32]。

表3 2020年江苏省现代农业园区类型划分

Table 3 Classification of modern agricultural parks in Jiangsu in 2020

园区类别	园区主导产业作物类型	作物种植面积
粮油作物主导型	水稻、小麦、玉米、油料等粮油作物	总种植面积占园区种植面积的60%及以上
花果作物主导型	茶叶、果树、花木等花果作物	总种植面积占园区种植面积的60%及以上
蔬菜作物主导型	蔬菜、瓜果等作物	总种植面积占园区种植面积的60%及以上
粮油-花果作物主导型	粮油、花果作物	各作物种植面积大于30%,且总种植面积占园区种植面积的60%及以上
粮油-蔬菜作物主导型	粮油、蔬菜作物	各作物种植面积大于30%,且总种植面积占园区种植面积的60%及以上
蔬菜-花果作物主导型	蔬菜、花果作物	各作物种植面积大于30%,且总种植面积占园区种植面积的60%及以上
多类作物主导型	粮食、蔬菜与林果作物	各作物种植面积大于20%,且总种植面积占园区种植面积的60%及以上

2.4 空间自相关理论

空间自相关分析是用来确定变量在空间位置上有无相关性及相关程度的分析方法,全局空间自相关能测算变量在空间内的整体分布状况,局部空间自相关能用于识别聚集区的具体地理分布^[33],而双变量空间自相关可以探索多个变量之间的空间关联性,是用所有相邻位置的加权平均值评估一个位置变量值与其他变量的相关程度^[34]。因此,选择双变量空间自相关分析园区建设与地区净碳汇强度的空间关联, Moran's I 取值范围为 $[-1, 1]$, 指数

大于0表示存在空间正自相关关系,越接近于1,空间依赖性越强;指数小于0表示存在空间负自相关关系,越接近于-1,空间异质性越强;指数等于0表明该属性值是随机分布的,不存在空间相关性。

3 结果与分析

3.1 江苏省种植业净碳汇效应的区域比较

基于上述研究方法与数据,测算了2020年江苏省种植业的碳排放量、碳汇量,并在此基础上计算净碳汇量与净碳汇强度,结果见表4。

表4 2020年江苏省种植业碳汇量、碳排放量、净碳汇量及净碳汇强度情况

Table 4 Carbon sink, carbon emission, net carbon sink and net carbon sink intensity of planting industry in Jiangsu in 2020

地区	碳汇量/万t				碳排放量/万t			净碳汇量/ 万t	净碳汇强度/ ($t \cdot \text{hm}^{-2}$)
	合计	粮食作物	园艺作物	经济作物	合计	农地生产	稻田		
南京市	154.02	128.00	20.67	5.36	33.54	15.47	18.07	120.48	4.79
无锡市	77.90	67.12	9.70	1.09	19.23	10.52	8.70	58.68	4.52
常州市	99.70	89.84	7.16	2.69	24.81	13.14	11.67	74.88	4.54
苏州市	134.70	118.01	15.33	1.36	30.74	15.01	15.73	103.96	4.96
镇江市	138.83	125.73	7.47	5.63	27.79	11.81	15.98	111.04	6.14
南通市	507.92	431.59	37.60	38.73	90.02	51.07	38.94	417.91	5.31
扬州市	412.11	387.39	16.55	8.17	76.08	33.35	42.73	336.03	7.03
泰州市	416.52	376.44	24.44	15.63	68.90	29.44	39.46	347.61	6.70
徐州市	793.82	673.57	98.27	21.97	121.01	81.41	39.60	672.81	5.70
连云港市	544.74	497.82	30.39	16.53	101.40	55.13	46.27	443.34	7.00
淮安市	703.28	663.17	30.14	9.97	123.80	54.07	69.74	579.48	7.16
盐城市	1 062.16	936.96	102.52	22.68	196.18	105.93	90.25	865.98	6.23
宿迁市	600.61	555.23	38.19	7.19	107.50	57.91	49.59	493.11	6.61
江苏省	5 646.31	5050.87	438.43	157.01	1 021.00	534.27	486.73	4 625.31	6.18

3.1.1 种植业碳排放量的空间分布格局

由表4可知,2020年江苏省种植业碳排放量达1 021.00万t,其中农地生产活动与稻田 CH_4 碳排放量分别占52.33%与47.67%,农地生产活动是江苏省种植业主要碳排放源。从县域尺度(图3)看,

2020年江苏省77个县域种植业碳排放量差异显著,碳排放量最高的沭阳县(38.06万t)是最低的南通市市辖区(1.00万t)的38.06倍,空间分布总体呈现出苏北(129.98万t)>苏中(78.33万t)>苏南(27.22万t)的格局。

3.1.2 种植业碳汇量、净碳汇量与净碳汇强度的空间分布格局

由表4可知,2020年江苏省种植业碳汇量达5 646.31万t,其中粮食作物碳汇量是最主要的碳汇来源,占碳汇总量的89.45%,园艺作物与经济作物碳汇量分别占7.77%与2.78%,种植业净碳汇量达4 625.31万t,表明江苏省种植业具有较强的碳汇功能。从县域尺度(图3)看,碳汇量与净碳汇量也存在着较大的地区差异,碳汇量最高的沭阳县(194.47万t)是最低的吴中区(3.48万t)的55.88倍,净碳汇量最高的沭阳县(156.41万t)是最低的无锡市市辖区(1.38万t)的113.34倍,高碳汇量、净碳汇量县域主要分布在苏北、苏中地区,低碳汇量、净碳汇量县域主要分布在苏南地区,总体上也呈现出苏北>苏中>苏南的分布格局。结合碳排放

量来看,江苏省各县域基本保持着高碳排放、高碳汇与高净碳汇相统一,低碳排放、低碳汇与低净碳汇相统一的一致性特征。

在净碳汇强度(图3)方面,净碳汇强度最高的金湖县(8.02 t·hm⁻²)是最低的无锡市市辖区(1.06 t·hm⁻²)的7.86倍,各县域之间差异依旧明显,整体上依然呈现苏北(6.54 t·hm⁻²)>苏中(6.35 t·hm⁻²)>苏南(4.99 t·hm⁻²)的分布格局。值得关注的是,相较于净碳汇量,3个区域净碳汇强度之间的差距明显缩小,且净碳汇强度高值区有向南移动的趋势,当前高净碳汇强度的县域主要分布在苏北与苏中地区的交界处。此外,高净碳汇强度的县域还表现出明显的集聚特征(金湖县、淮安区、宝应县、洪泽县、高邮市),说明地区净碳汇强度存在着辐射扩散的溢出态势。

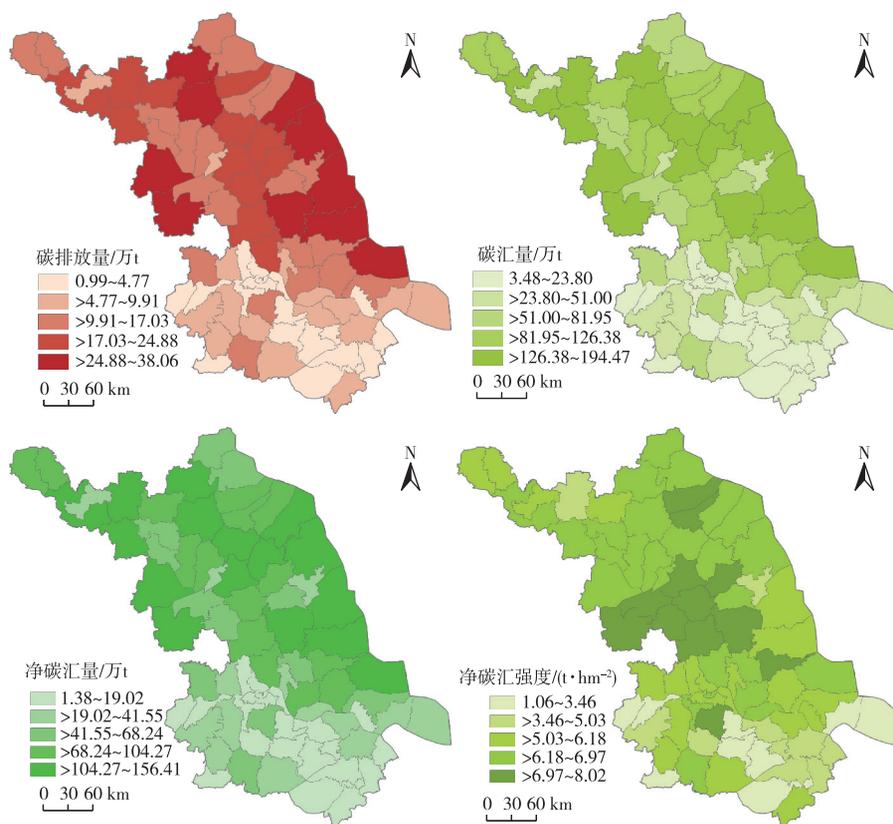


图3 2020年江苏省县域种植业碳排放量、碳汇量、净碳汇量及净碳汇强度分布

Fig. 3 Distribution of carbon sink, carbon emission, net carbon sink and net carbon sink intensity of planting industry of counties in Jiangsu in 2020

3.2 江苏省现代农业园区碳汇强度测算比较

由表5可知,在92家农业园区中,粮油-蔬菜作物主导型园区数量最多(27家),占总园区数量的29%;多类作物主导型园区数量最少,仅有2家。园区农作物种植面积上,蔬菜作物主导型园区平均种

植面积最大,达0.45万hm²,粮油-花果作物主导型、蔬菜-花果作物主导型与多类作物主导型园区平均种植面积较小,均为0.33万hm²。从园区农作物碳汇量来看,粮油作物主导型园区的平均碳汇量最大,为3.86万t;蔬菜作物主导型园区平均碳汇量

最小,为 1.21 万 t。

基于上述园区碳汇及种植面积测算各类园区碳汇强度,发现碳汇强度由大到小依次为粮油作物主导型园区>粮油-花果作物主导型园区>粮油-蔬菜作物主导型园区>花果作物主导型园区>多类作物主导型园区>蔬菜-花果作物主导型园区>蔬菜作物主导型园区,其中碳汇强度最高的粮油作物主导型园区是最低的蔬菜作物主导型园区的 3.71 倍。当园区主导产业作物类型在 2 类及以上时,粮油作物的种植面积是影响园区碳汇强度的重要因素,通常以粮油作物作为主导产业的园区粮油种植面积占比较大,进而导致此类园区碳汇强度较大。

表 5 2020 年江苏省 7 类现代农业园区碳汇状况

Table 5 Carbon sink of the seven types of modern agricultural parks in Jiangsu in 2020

园区类型	园区数量	平均碳汇/万 t	平均种植面积/万 hm ²	碳汇强度/(t·hm ⁻²)
粮油作物主导型	11	3.86	0.38	10.08
花果作物主导型	10	2.74	0.40	6.76
蔬菜作物主导型	18	1.21	0.45	2.72
粮油-花果作物主导型	7	2.87	0.33	8.77
粮油-蔬菜作物主导型	27	3.25	0.44	7.36
蔬菜-花果作物主导型	17	1.61	0.33	4.94
多类作物主导型	2	2.08	0.33	6.24

3.3 江苏省园区建设规模与种植业净碳汇强度的空间自相关分析

3.3.1 全局空间自相关分析

为了探究现代农业园区建设与地区净碳汇效应之间的空间相关性,利用 GeoDa 1.18 空间分析软件计算 2020 年江苏省园区建设规模与地区净碳汇强度的全局空间自相关指数 Moran's *I* 值。结果表明,2020 年江苏省园区建设规模与地区净碳汇强度双变量全局 Moran's *I* 值为-0.228,*Z* 值为-3.70,且 $P < 0.01$,说明园区建设规模与地区净碳汇强度呈显著空间负相关关系,当前园区建设规模的提升会造成地区净碳汇强度的降低。

3.3.2 局部空间自相关分析

在 *Z* 检验的基础上绘制双变量局部空间自相关 LISA 聚集图(图 4),分析县域尺度下园区建设规模与其邻域净碳汇强度的空间关联模式。

园区建设规模与地区净碳汇强度的局部空间格局总体上呈现低-高集聚连片分布,低-低、高-高和高-低集聚分散分布的特征。具体局部空间格局分为以下 4 类:(1)低-高集聚区位于泗洪县、洪泽县、金湖县等 9 个地区。该类地区分布在苏北与苏

中,均为农业发展优势区域,自身净碳汇能力强,平均净碳汇强度达 $7.15 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,园区建设规模较小,平均建设规模占比仅 2.71%。(2)高-低集聚区位于南京市江宁区、丹阳市、常熟市等 5 个地区。该类地区主要分布在苏南,受限于自然资源条件,农业生产对各项农业要素投入依赖较大,净碳汇能力有限,平均净碳汇强度仅 $4.32 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,而园区建设在引领农业生产方式转变的同时,也带来了高产量与高收益,因此园区建设规模大,平均建设规模占比达 16.73%。(3)低-低集聚区位于南京市六合区与溧阳市。该类地区园区净碳汇能力相对较弱,平均净碳汇强度为 $6.06 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,园区建设规模相对较小,平均建设规模占比为 3.72%。(4)高-高集聚区位于盱眙县、宝应县与泗阳县。该类地区净碳汇能力强,平均净碳汇强度达 $7.22 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,园区建设规模大,平均建设规模占比达 11.45%。值得关注的是,三地均建设有国家级农业园,国家级农业园是园区建设发展的高阶形态,相较于常规园区,其建设水平较高、规模较大,对园区农业绿色发展也有着更高的要求。

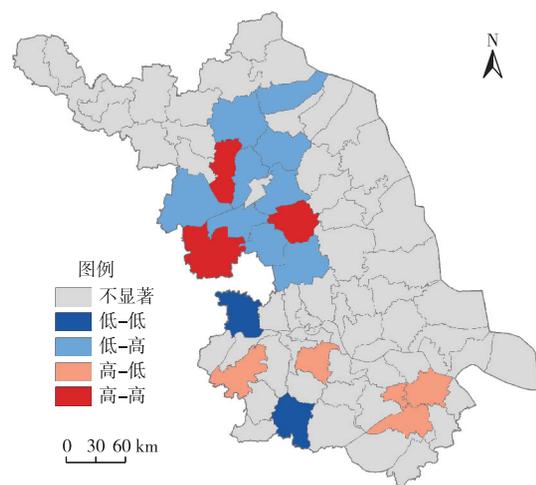


图 4 园区建设规模与地区净碳汇强度的双变量 LISA 聚集图

Fig. 4 Bivariate LISA aggregation diagram of agricultural parks construction scale and regional net carbon sink intensity

4 讨论

2020 年江苏省各县域种植业净碳汇量为正值,呈现出碳生态盈余状态,能补充部分工业和其他行业的碳生态赤字,这与翁翎燕等^[13]、许萍萍等^[33]的研究结果较为一致。在碳排放方面,农地生产活动

依旧是江苏省种植业的主要碳排放源,但随着江苏省化肥减量增效行动、节水灌溉等一系列减排措施的推广应用,其比重正在逐年下降。此外,江苏省碳排放量大的县多为农业大县,多位于苏北平原且农作物种植面积广,说明碳排放大小与地形条件关系密切,这与朱永彬等^[35]的研究较为相符。在碳汇方面,受限于耕地面积减少、产业结构调整,苏南地区碳汇与净碳汇量显著低于苏中与苏北地区^[21]。但近年来受农作物单产提升的影响,苏南地区净碳汇强度与苏中、苏北地区相比差距均明显缩小,2000—2020年苏南地区粮食作物单产由 $5\ 368.78\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 提高到 $7\ 362.74\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[13]。目前,净碳汇强度高值区主要集中在苏北和苏中交界处且有南移趋势,可能是由于国家对粮食安全问题的重视,以及苏中地区自身经济、科技发展的辐射带动,当地农业生产水平不断提升,逐步成为江苏省重要的粮食产地,而苏北地区相对粗放的农业生产管理模式以及较低的农业科技投入限制了其净碳汇强度的进一步提升。综合而言,当前江苏省种植业碳排放量、碳汇量、净碳汇量与净碳汇强度均呈现出苏北>苏中>苏南的空间格局,并且不同县域之间差异显著。因此,为更好地实现种植业绿色低碳转型,要依据各地区实际状况,因地制宜地调整农业生产方式,提升农业生态价值。

现代农业园区对区域农业生产方式转型有重要的示范、带动和辐射作用。从园区建设类型来看,不同类型园区碳汇强度差异较大,究其原因主要是受到了作物种类及其碳吸收能力、单产以及园区种植结构的影响,其中园区粮油作物种植比重的增加能显著提升园区碳汇强度,说明优化作物种植结构,在满足自身粮食需求前提下增加高效益、高碳汇作物种植规模,是实现园区乃至地区种植业减排固碳的有效手段^[10,34]。

相较于传统的农业生产方式,园区生产通常以机械化、规模化为主^[19],但随着农业机械的大规模使用,柴油、石油等化石燃料消耗加剧,碳排放增加^[10]。园区主导产业作物类型复杂多样,实际来看,园区通常有着较高的非粮作物占比,而相较于粮食作物,非粮作物的碳吸收能力更弱,进而带来园区碳汇的降低。综合而言,园区内现代化的农业生产方式极大改善了农业生产效率,提高了产量,园区特色作物的种植带来了可观的经济收益^[6],但化石燃料的加剧消耗以及园区作物碳吸收能力弱等带来的高碳排放、低碳汇也是不可规避的现实问题。与此同时,良好的园区建设水平能促进地区净

碳汇强度的正向提升,高建设水平园区能通过自身高建设要求、高科技水平、高管理模式等实现对地区农业绿色低碳发展的示范推动^[6]。

该研究尝试性剖析了现代农业园区建设对地区净碳汇强度的影响及其响应规律,为未来江苏省现代农业园区绿色发展以及地区种植业减排固碳提供了可行的研究思路与路径。在参照 IPCC 和众多学者研究成果的基础上,测算了县域尺度下江苏省种植业碳排放量、碳汇量,但区域作物品种、生长状况以及碳排放源等存在差异,未来研究需进一步确定不同地区碳排放、碳吸收系数以精确核算区域碳排放量、碳汇量。此外,受限于现代农业园区统计资料的可获得性,笔者仅计算了园区内作物的碳汇量,并未对园区碳排放量进行核算,未来研究需扎根到具体园区,从更为精确的视角细致地剖析园区建设对地区碳排放的影响。

5 结论与建议

2020年,江苏省种植业表现出较强的碳汇功能。碳排放量、碳汇量、净碳汇量与净碳汇强度虽呈现苏北>苏中>苏南的特征,但不同县域之间差异较大,因此为实现地区种植业绿色低碳转型,需因地制宜地调整农业生产方式。受粮油作物影响,江苏省现代农业园区碳汇强度表现为粮油作物主导型园区>粮油-花果作物主导型园区>粮油-蔬菜作物主导型园区>花果作物主导型园区>多类作物主导型园区>蔬菜-花果作物主导型园区>蔬菜作物主导型园区,说明优化作物种植结构能够作为园区乃至地区种植业减排固碳的有效手段。园区建设规模与地区净碳汇强度在局部空间格局上呈现低-高集聚连片分布,低-低、高-高和高-低集聚分散分布的特征;在全局空间格局上呈现显著的空间负相关关系,表明园区建设规模的提升会造成地区净碳汇强度的降低;但与此同时,建设高水平园区也能实现园区建设对地区净碳汇强度的正向推动。

从现代农业园区对地区农业示范带动的角度出发,根据江苏省种植业碳源、汇与现代农业园区建设现状,提出如下建议:(1)坚持现代农业园区农业绿色发展路径,建设高标准农田,引用节水灌溉、水肥一体化等高效灌溉技术,推动园区生产低碳化与绿色化。(2)优化现代农业园区作物种植结构,选育环境友好的优良作物品种,构建作物种植碳补偿机制,对选育高碳汇作物品种的主体给予补偿与奖励。(3)提升现代农业园区建设质量,以国家级农业园为建设标准,提高园区科技、管理、制度等建

设水平,示范带动区域农业绿色低碳发展。(4)建立完善的现代农业园区碳排放监督体系,将园区碳排放作为考核与验收标准,加强对园区碳排放的跟踪监测与评价。

参考文献:

- [1] 张玥,代亚强,陈媛媛,等.中国耕地低碳利用效率时空演变及其驱动因素[J].农业工程学报,2022,38(8):234-243. [ZHANG Yue, DAI Ya-qiang, CHEN Yuan-yuan, et al. Spatial-temporal Evolution and Driving Factors of Low-carbon Use Efficiency of Cultivated Land in China[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2022,38(8):234-243.]
- [2] DU H B, CHEN Z N, MAO G Z, et al. A Spatio-temporal Analysis of Low Carbon Development in China's 30 Provinces: A Perspective on the Maximum Flux Principle[J].Ecological Indicators: Integrating, Monitoring, Assessment and Management, 2018, 90(7):54-64.
- [3] 田云,张俊飏,罗小锋.中国种植业净碳效益与经济效益协调性区域比较研究[J].经济地理,2014,34(3):142-148. [TIAN Yun, ZHANG Jun-biao, LUO Xiao-feng. Regional Comparative Analysis on the Coordination Degree Between Net Carbon Benefit and Economic Benefit of Plant Industry in China[J].Economic Geography,2014,34(3):142-148.]
- [4] 邓悦,陈儒,徐婵娟,等.低碳农业技术梳理与体系构建[J].生态经济,2017,33(8):98-104,123. [DENG Yue, CHEN Ru, XU Chan-juan, et al. Review on the Technologies of Low-carbon Agriculture and Its System and Construction[J].Ecological Economy, 2017,33(8):98-104,123.]
- [5] 邓悦,崔瑜,卢玮楠,等.市域尺度下中国农业低碳发展水平空间异质性及影响因素:来自种植业的检验[J].长江流域资源与环境,2021,30(1):147-159. [DENG Yue, CUI Yu, LU Weinan, et al. Research on Spatial Heterogeneity and Influencing Factors of China's Low-carbon Agriculture Development Level at City Scale: Inspection from Planting Industry[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2021,30(1):147-159.]
- [6] 罗其友,刘子萱,高明杰,等.现代农业园区发展机制探析[J].中国农业资源与区划,2020,41(7):14-20. [LUO Qi-you, LIU Zi-xuan, GAO Ming-jie, et al. Research on the Development Mechanism of Modern Agricultural Parks in China[J].Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2020, 41(7):14-20.]
- [7] 尚杰,杨滨键.区域农业碳足迹动态影响效应研究:以潍坊市种植业为例[J].农村经济,2020(5):75-82. [SHANG Jie, YANG Bin-jian. Study on the Dynamic Effect of Regional Agricultural Carbon Footprint: A Case Study of Planting Industry in Weifang City[J].Rural Economy,2020(5):75-82.]
- [8] 戴小文,漆雁斌,唐宏.1990—2010年中国农业隐含碳排放及其驱动因素研究[J].资源科学,2015,37(8):1668-1676. [DAI Xiao-wen, QI Yan-bin, TANG Hong. Embodied CO₂ Emission Calculation and Influence Factors Decomposition in China's Agriculture Sector[J].Resources Science, 2015, 37(8):1668-1676.]
- [9] 唐轲,王建英,陈志钢.农户耕地经营规模对粮食单产和生产成本的影响:基于跨时期和地区的实证研究[J].管理世界,2017(5):79-91. [TANG Ke, WANG Jian-ying, CHEN Zhi-gang. Influence of Farmland Management Scale of Farmers on Grain Yield and Production Cost: An Empirical Study Based on Different Periods and Regions[J].Management World,2017(5):79-91.]
- [10] 李强,高威,魏建飞,等.中国耕地利用净碳汇时空演进及综合分区[J].农业工程学报,2022,38(11):239-249. [LI Qiang, GAO Wei, WEI Jian-fei, et al. Spatio-temporal Evolution and Comprehensive Zoning of Net Carbon Sink in Cultivated Land Use in China[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2022,38(11):239-249.]
- [11] 尚杰,杨滨键.种植业碳源、碳汇测算与净碳汇影响因素动态分析:山东例证[J].改革,2019(6):123-134. [SHANG Jie, YANG Bin-jian. Estimation of Carbon Source and Carbon Sequestration in Planting Industry and Dynamic Analysis of Influencing Factors of Net Carbon Sequestration: A Case Study of Shandong Province[J].Reform,2019(6):123-134.]
- [12] 田云,张俊飏,吴贤荣,等.中国种植业碳汇盈余动态变化及地区差异分析:基于31个省(市、区)2000—2012年的面板数据[J].自然资源学报,2015,30(11):1885-1895. [TIAN Yun, ZHANG Jun-biao, WU Xian-rong, et al. Research on Dynamic Change and Regional Differences of China's Planting Industry Carbon Sink Surplus[J].Journal of Natural Resources,2015,30(11):1885-1895.]
- [13] 翁翎燕,朱振宇,韩许高,等.江苏省农田植被净碳汇时空格局分析[J].农业工程学报,2018,34(6):233-241. [WENG Ling-yan, ZHU Zhen-yu, HAN Xu-gao, et al. Spatial-temporal Pattern of Net Carbon Sink of Farmland Vegetation in Jiangsu Province[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018,34(6):233-241.]
- [14] 谢永浩,刘争.中国省域种植业碳汇量、碳排放量的时空分异及公平性研究[J].世界农业,2022(2):100-109. [XIE Yong-hao, LIU Zheng. Study on the Temporal and Spatial Differentiation and Equity of Carbon Sink and Carbon Emission of China's Provincial Planting Industry[J].World Agriculture, 2022(2):100-109.]
- [15] 丁宝根,杨树旺,赵玉.长江经济带种植业碳排放时空特征及驱动因素研究[J].生态与农村环境学报,2019,35(10):1252-1258. [DING Bao-gen, YANG Shu-wang, ZHAO Yu. Study on Spatial-temporal Characteristics and Driving Factors of Carbon Emission from Planting Industry in the Yangtze River Economic Belt[J].Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(10):1252-1258.]
- [16] 丁宝根,赵玉,邓俊红.中国种植业碳排放的测度、脱钩特征及驱动因素研究[J].中国农业资源与区划,2022,43(5):1-11. [DING Bao-gen, ZHAO Yu, DENG Jun-hong. Calculation, Decoupling Effects and Driving Factors of Carbon Emission from Planting Industry in China[J].Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning,2022,43(5):1-11.]
- [17] 杨青林,赵荣钦,赵涛,等.县域尺度农业碳排放效率与粮食安全的关系[J].中国农业资源与区划,2023,44(2):156-169. [YANG Qing-lin, ZHAO Rong-qin, ZHAO Tao, et al. Relationship

- between Agricultural Carbon Emission Efficiency and Food Security at County Scale[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(2): 156-169.]
- [18] 纪荣婷, 黄言秋, 程虎, 等. “绿水青山就是金山银山”实践创新基地碳汇量核算及碳排放影响因素研究: 以浙江省宁海县为例[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(8): 1002-1009. [JI Rong-ting, HUANG Yan-qiu, CHENG Hu, *et al.* Calculation of Carbon Sink and Influencing Factors of Carbon Emission in the “Lucid Waters and Lush Mountains are Invaluable Assets” Practice and Innovation Bases: The Case Study of Ninghai County[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(8): 1002-1009.]
- [19] 蒋黎, 蒋和平, 蒋辉. “十四五”时期推动国家现代农业产业园发展的新思路与新举措[J]. 改革, 2021(12): 106-115. [JIANG Li, JIANG He-ping, JIANG Hui. New Ideas and Measures to Promote the Development of National Modern Agricultural Industrial Park during the 14th Five-year Plan Period[J]. Reform, 2021(12): 106-115.]
- [20] 李克让. 土地利用变化和温室气体净排放与陆地生态系统碳循环[M]. 北京: 气象出版社, 2000: 156.
- [21] 韩召迎, 孟亚利, 徐娇, 等. 区域农田生态系统碳足迹时空差异分析: 以江苏省为案例[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 1034-1041. [HAN Zhao-ying, MENG Ya-li, XU Jiao, *et al.* Temporal and Spatial Difference in Carbon Footprint of Regional Farmland Ecosystem: Taking Jiangsu Province as a Case [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(5): 1034-1041.]
- [22] 谷家川, 查良松. 皖江城市带农作物碳储量动态变化研究[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(12): 1507-1513. [GU Jia-chuan, ZHA Liang-song. Research on Dynamic Change of Vegetation Carbon Storage of Crops in the Wan Jiang City Belt[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2012, 21(12): 1507-1513.]
- [23] 闵继胜, 胡浩. 中国农业生产温室气体排放量的测算[J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(7): 21-27. [MIN Ji-sheng, HU Hao. Calculation of Greenhouse Gases Emission from Agricultural Production in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2012, 22(7): 21-27.]
- [24] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[Z]. Tokyo, Japan: IGES, 2006.
- [25] 田云, 张俊彪. 中国农业生产净碳效应分异研究[J]. 自然资源学报, 2013, 28(8): 1298-1309. [TIAN Yun, ZHANG Jun-biao. Regional Differentiation Research on Net Carbon Effect of Agricultural Production in China[J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28(8): 1298-1309.]
- [26] 贺亚亚, 田云, 张俊彪. 湖北省农业碳排放时空比较及驱动因素分析[J]. 华中农业大学学报(社会科学版), 2013(5): 79-85. [HE Ya-ya, TIAN Yun, ZHANG Jun-biao. Analysis on Spatial-temporal Difference and Driving Factors of Agricultural Carbon Emissions in Hubei Province[J]. Journal of Huazhong Agricultural University (Social Sciences Edition), 2013(5): 79-85.]
- [27] WEST T O, MARLAND G. A Synthesis of Carbon Sequestration, Carbon Emissions, and Net Carbon Flux in Agriculture: Comparing Tillage Practices in the United States[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 91(1/2/3): 217-232.
- [28] 段华平, 张悦, 赵建波, 等. 中国农田生态系统的碳足迹分析[J]. 水土保持学报, 2011, 25(5): 203-208. [DUAN Hua-ping, ZHANG Yue, ZHAO Jian-bo, *et al.* Carbon Footprint Analysis of Farmland Ecosystem in China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(5): 203-208.]
- [29] 伍芬琳, 李琳, 张海林, 等. 保护性耕作对农田生态系统净碳排放量的影响[J]. 生态学杂志, 2007, 26(12): 2035-2039. [WU Fen-lin, LI Lin, ZHANG Hai-lin, *et al.* Effects of Conservation Tillage on Net Carbon Flux from Farmland Ecosystems[J]. Chinese Journal of Ecology, 2007, 26(12): 2035-2039.]
- [30] 任家丰, 党馨逸, 姚柯渝, 等. 中国食物生产消费系统碳素动态变化及其环境负荷[J]. 中国环境科学, 2020, 40(8): 3693-3702. [REN Jia-feng, DANG Xin-yi, YAO Ke-yu, *et al.* Carbon Dynamics and Environmental Load of Food Production and Consumption in China[J]. China Environmental Science, 2020, 40(8): 3693-3702.]
- [31] 沈星荣, 汪秋红, 吴洵, 等. 充分发挥茶园碳汇功能, 促进茶叶低碳生产发展[J]. 中国农学通报, 2012, 28(8): 254-260. [SHEN Xing-rong, WANG Qiu-hong, WU Xun, *et al.* Increasing Tea Garden Carbon Sink Capacity, Promoting the Development of Low Carbon Tea Production[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2012, 28(8): 254-260.]
- [32] 顾沈华, 屠娟丽, 鲍腾飞, 等. 平原农区森林碳汇格局及增汇途径[J]. 林业科技通讯, 2015(11): 10-12. [GU Shen-hua, TU Juan-li, BAO Teng-fei, *et al.* Forest Carbon Sink Pattern and Ways to Increase Carbon Sink in Plain Agricultural Areas[J]. Forest Science and Technology, 2015(11): 10-12.]
- [33] 许萍萍, 赵言文, 陈显明, 等. 江苏省农田生态系统碳源/汇、碳足迹动态变化[J]. 水土保持通报, 2018, 38(5): 238-243. [XU Ping-ping, ZHAO Yan-wen, CHEN Hao-ming, *et al.* Dynamic Change of Carbon Source/Sink and Carbon Footprint of Farmland Ecosystem in Jiangsu Province[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(5): 238-243.]
- [34] 薛选登, 高佳琳. 粮食主产区耕地生态足迹与粮食安全空间相关性分析[J]. 生态经济, 2021, 37(8): 93-99. [XUE Xuan-deng, GAO Jia-lin. Analysis of Spatial Correlation between Ecological Footprint of Cultivated Land and Food Security in Main Grain Production Areas[J]. Ecological Economy, 2021, 37(8): 93-99.]
- [35] 朱永彬, 马晓哲, 史雅娟. 县级尺度下河南省农业投入产出效率与减排潜力分析[J]. 中国生态农业学报, 2022, 30(11): 1852-1861. [ZHU Yong-bin, MA Xiao-zhe, SHI Ya-juan. Agricultural Input-output Efficiency and the Potential Reduction of Emissions in Henan Province at the County Scale[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30(11): 1852-1861.]

作者简介: 龚钰(1998—), 男, 江苏南京人, 主要从事区域农业发展研究。E-mail: gongy_yzu@163.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0762

安丰平,高金龙,文琦.宁夏农村建设用地与人口的时空分异特征及其驱动因素研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):973-980.

AN Feng-ping, GAO Jin-long, WEN Qi. Spatio-temporal Heterogeneity of Rural Construction Land and Population Patterns in Ningxia[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 973-980.

宁夏农村建设用地与人口的时空分异特征及其驱动因素研究

安丰平^{1,2,3}, 高金龙¹, 文琦³^① (1. 中国科学院流域地理学重点实验室/中国科学院南京地理与湖泊研究所, 江苏南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 宁夏大学地理科学与规划学院, 宁夏银川 750000)

摘要: 随着快速城镇化进程中农村人口的减少,广大农村地区人地关系日益失调,严重阻碍乡村振兴进程,因此系统性研究人地关系迫在眉睫。基于 Tapio 脱钩模型,重点分析 2010—2018 年宁夏农村建设用地与人口演变格局。结果表明:(1)宁夏农村建设用地在前 5 a 扩张,后 3 a 减少,土地利用结构不断优化;(2)宁夏农村人口规模随山区向平原、农村郊区向城区的迁移而不断缩小;(3)宁夏农村人地关系因县(区)而异,存在以强负脱钩状态为主的 7 种脱钩状态。总体而言,宁夏农村地区建设用地扩张与人口下降的不匹配趋势明显,尤其是南部山区。此外,采用 LMDI 模型考察了城市人地关系动态趋势的影响因素,认为农村建设用地扩张总体上由农村建设用地集约度、城镇化水平和市域总人口效应共同驱动。具体来看,银川市、石嘴山市和吴忠市农村建设用地集约度的影响较为显著,城乡人口结构效应在一定程度上抑制了固原市和中卫市农村建设用地的扩张。因此因地制宜、科学合理推进农村建设用地综合整治,对调节农村人地关系具有重要意义。

关键词: 人地关系; 土地扩张; 人口减少; 脱钩; 乡村振兴

中图分类号: F301.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-0973-08

Spatio-temporal Heterogeneity of Rural Construction Land and Population Patterns in Ningxia. AN Feng-ping^{1,2,3}, GAO Jin-long¹, WEN Qi³^① (1. Key Laboratory of Watershed Geographic Science, Chinese Academy of Sciences/ Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. School of Geography and Planning, Ningxia University, Yinchuan 750000, China)

Abstract: With the decline of rural population in the rapid urbanization, the human-land relationship in vast rural areas is becoming increasingly decoupled, which seriously hindered the process of rural revitalization and makes it extremely urgent to systematically study the patterns of human and land use. Stemming from the Tapio decoupling model, this paper emphatically analyzed the evolutionary pattern of rural construction land and population in Ningxia from 2010 to 2018. The results imply that: (1) Rural construction land in Ningxia expanded in the first 5 years and then decreased in the following 3 years, with the land use structure being constantly optimized. (2) The total size of rural population in Ningxia was shrinking with the migration from mountainous areas to plains and from suburban counties to urban areas. (3) The human-land relationship in rural Ningxia varied across counties/districts, which was hereby classified into 7 decoupling types and dominated by the strong negative one. In general, the mismatching trend of “construction land expansion with population decline” was obvious in rural Ningxia, and particularly in the southern mountainous areas. Furthermore, this paper employed the LMDI model to investigate the influencing factors of the aforementioned dynamic trend of human-land in municipal-level cities. We argue that the expansion of rural construction land was jointly driven by the intensive use of rural construction land, urbanization level, and the total population size in general. Specifically, the impact of intensive rural construction land use was significant in Yinchuan, Shizuishan, and Wuzhong. The urban-rural structure of total population, to cer-

收稿日期: 2022-07-20

基金项目: 国家自然科学基金(41971215,42061037); 中国科学院青年创新促进会(2022317)

① 通信作者 E-mail: wenq@nxu.edu.cn

tain extent, inhibited the expansion of rural construction land in Guyuan and Zhongwei. Thus, it is of great importance to regulate the rural human-land relationship by scientifically promoting the comprehensive consolidation of rural construction land according to local conditions.

Key words: human-land relationship; land expansion; population decline; decoupling; rural revitalization

人地关系是地理学研究的核心^[1]。在农村地域系统中,人地关系是最基本的经济社会关系,也是农村持续健康发展的基础^[2]。人口是建设用地变化的重要驱动因素,建设用地是农村人口生产、生活等综合功能的载体^[3-5]。随着工业化、城镇化快速推进,城乡间要素加速流动,农村经济社会急剧转型,大量农村人口流向城市,农村发展不充分程度加剧^[6]。与此同时,我国乡村振兴等系列政策出台,城市工商资本开始向部分农村地区流动^[7];加之长期以来的城乡二元结构限制了农村土地的有效流转,农村建设用地逆势发展现象明显。理论上农村建设用地应随农村人口的减少而减少,但事实却是农村出现了人减地增态势,导致农村人地关系日益失调,呈现出宏观不协调、微观分异明显的格局^[4]。因此,在高质量推进乡村振兴发展的大背景下,为深入贯彻土地集约化利用,协调农村人地关系健康可持续发展,系统性研究农村人地关系已成为农村地理学研究的重要课题^[8-9]。

截至目前,学术界关于农村人地系统开展了大量研究,且产出了丰硕成果。早期研究主要关注人口或土地等单一要素,有学者从土地利用的角度研究了农村空心化^[10]、时空演变格局及其驱动效应^[11-12]等;也有学者从人口要素出发,关注农村人口老龄化^[13]、人口迁移^[14]等议题。随着现代人地系统科学的发展,学者开始关注人口与土地之间的耦合关系,但实证研究仍以城乡关系为切入口,重点分析城乡建设用地与人口的动态关系^[15-19],针对农村建设用地与人口动态关系的系统研究较为缺乏,且现有研究以人口与土地利用格局的描述性比较为主^[20],少量研究采用地理统计、空间自相关等分析方法,如弹性系数模型^[21]、协调度模型^[22]、Tapio 脱钩模型^[23]等以及借助地理信息系统、遥感等技术手段,对农村人口与土地耦合关系进行定量刻画,揭示农村人地关系演化规律及其驱动机制。如李裕瑞等^[22]研究发现,目前全国尚未出现农村人地增减协同格局,认为城乡二元体制是我国农村人地增减逆协同的根本原因;而程东林等^[24]研究认为,城乡人口结构效应是推动农村建设用地扩张的主导效应。但现有研究仍存在不足:一是研究时段较短^[4],大多关注特定年份的人地耦合状态^[6],缺

少对不同时期人地关系演化格局的刻画^[22],难以揭示农村地域系统内人地关系的动态演化规律;二是研究区域多集中在东部沿海地区^[25],乡村发展水平及土地集约利用水平较高,而对于西部欠发达地区^[24],尤其是人口大量外流的贫困地区关注不够;三是受数据获取限制,研究的尺度多为全国^[22]、省域^[26]或流域^[27]等宏观尺度,对于县域等中微观尺度研究较少,难以更精细地探究农村人地关系。

宁夏回族自治区地处西北干旱半干旱区,囿于经济社会发展滞后,城镇化水平低,长期面临人口外流压力,农村社会主体老弱化及建设用地空废化现象较为严重^[20]。近年来,随着国家精准扶贫及乡村振兴战略实施,加之受“落叶归根”等思想观念影响^[15],外出务工人员携一定资本返乡^[16],推动“建房潮”的兴起,土地利用粗放,导致宁夏农村人地矛盾日益尖锐,严重阻碍了城乡融合发展。基于此,选取宁夏作为研究区,通过遥感影像解译提取 2010、2015 和 2018 年 3 期农村建设用地数据,并结合 2010—2018 年人口统计数据,计算农村人地变化脱钩弹性系数,分析区县尺度农村建设用地与人口时空分异特征及其脱钩关系;进一步从建设用地供给侧切入,采用 LMDI 模型分析各市农村建设用地变化的主要驱动因素,以期优化农村土地资源配置提供参考,进而推动农村人地关系可持续发展,助力农村高质量发展。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

宁夏回族自治区属黄河流域,南部以山地为主,北部以平原为主,地势自西南向东北呈阶梯状倾斜下降,可分为北部引黄灌区、中部干旱带和南部山区,经济发展需求迫切但生态环境脆弱。区域总面积 6.64 万 km²,辖石嘴山、银川、吴忠、中卫和固原 5 个地级市,下辖 22 个区县。截至 2018 年底,自治区共有农村建设用地 997.35 km²,农村人口 283 万人,农村人均建设用地面积 352.48 m²,远高于《宁夏回族自治区实施〈中华人民共和国土地管理法〉办法》规定的 266.67 m²,土地集约利用效果较差。

1.2 研究方法

1.2.1 综合指标法

如表1所示,采用农村建设用地净变化率($L_{NR,i}$)和农村建设用地结构变化率($L_{SR,i}$)2个指标表征农村建设用地变化状态^[28];综合农村人口净变化率($P_{NR,i}$)和农村人口结构变化率($P_{SR,i}$)2个指标表征农村人口变化状态^[29-30]。计算公式为

$$L_{NR,i} = \frac{D_{t,i} - D_{1,i}}{D_{1,i}} \times 100\%, \quad (1)$$

$$L_{SR,i} = \left(\frac{D_{t,i}}{C_{t,i}} - \frac{D_{1,i}}{C_{1,i}} \right) \times 100\%, \quad (2)$$

$$P_{NR,i} = \frac{P_{t,i} - P_{1,i}}{P_{1,i}} \times 100\%, \quad (3)$$

$$P_{SR,i} = \left(\frac{P_{t,i}}{M_{t,i}} - \frac{P_{1,i}}{M_{1,i}} \right) \times 100\%。 \quad (4)$$

式(1)~(4)中, $D_{1,i}$ 、 $D_{t,i}$ 分别为研究初期和末期第*i*个区县农村建设用地面积, m^2 ; $C_{1,i}$ 、 $C_{t,i}$ 分别为研究初期和末期第*i*个区县建设用地总面积(含城镇、农村和其他建设用地), m^2 ; $P_{1,i}$ 、 $P_{t,i}$ 分别为研究初期和末期第*i*个区县农村人口数量, 人; $M_{1,i}$ 、 $M_{t,i}$ 分别为研究初期和末期第*i*个区县人口总量, 人。

表1 农村建设用地与人口变化类型的划分标准

Table 1 Standards for the classification of rural construction land and population change types

类型	农村建设用地变化划分标准	农村人口变化划分标准
活跃增加型	$L_{NR,i} \geq 0$ 且 $L_{SR,i} \geq 0$	$P_{NR,i} \geq 0$ 且 $P_{SR,i} \geq 0$
平稳增加型	$L_{NR,i} \geq 0$ 且 $L_{SR,i} < 0$	$P_{NR,i} \geq 0$ 且 $P_{SR,i} < 0$
平稳减少型	$L_{NR,i} < 0$ 且 $L_{SR,i} \geq 0$	$P_{NR,i} < 0$ 且 $P_{SR,i} \geq 0$
活跃减少型	$L_{NR,i} < 0$ 且 $L_{SR,i} < 0$	$P_{NR,i} < 0$ 且 $P_{SR,i} < 0$

$L_{NR,i}$ 为农村建设用地净变化率; $L_{SR,i}$ 为农村建设用地结构变化率; $P_{NR,i}$ 为农村人口净变化率; $P_{SR,i}$ 为农村人口结构变化率。

1.2.2 热点分析法

基于 ArcGIS 10.6 软件中空间聚类分析的热点分析法,计算农村人口要素集的 Getis-Ord G_i^* 值,以此研究宁夏各区县农村人口的局部空间相关性。计算公式为

$$G_i^* = \frac{\sum_{j=1}^N w_{i,j} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^N w_{i,j}}{\sqrt{\left[N \sum_{j=1}^N w_{i,j}^2 - \left(\sum_{j=1}^N w_{i,j} \right)^2 \right] / (N-1)}}。 \quad (5)$$

式(5)中, x_j 为区县*j*的属性值; $w_{i,j}$ 为区县*i*和*j*的空间权重(相邻计1,不相邻计0); N 为区县数量; \bar{X} 为所有属性的均值; s 为所有属性的标准差;若 G_i^*

值为正,则为热点,值越高热点聚集越紧密;反之则为冷点,且值越低冷点聚集越紧密。

1.2.3 Tapio 脱钩模型

近年来,脱钩理论广泛应用于能源与环境、循环经济与土地利用研究等领域,定量分析两者或多要素间的内在耦合关系^[18]。而 Tapio 脱钩模型是定量评价特定时段内要素变化率的比值,以此掌握关联要素间发展的阶段性趋势及特征^[31]。研究构建了农村人地变化脱钩弹性系数 α_i , TAPIO 等^[32]综合确定了8种脱钩状态类型(表2),以此分析宁夏各区县农村建设用地与人口的脱钩关系。计算公式为

$$\alpha_i = \frac{L_{NR,i}}{P_{NR,i}} = \frac{(D_{t,i} - D_{1,i}) / D_{1,i}}{(P_{t,i} - P_{1,i}) / P_{1,i}}。 \quad (6)$$

1.2.4 LMDI 模型

基于 LMDI 模型将农村建设用地变化驱动效应分解为农村建设用地集约度、城乡人口结构、城镇化水平和总人口4种效应,并分析2010—2015、2015—2018年2个时间段宁夏市域尺度农村建设用地变化的主要驱动效应,公式为

$$S = I \times T \times U \times P = \frac{S}{P_r} \times \frac{P_r}{P_u} \times \frac{P_u}{P} \times P, \quad (7)$$

$$\Delta S = \Delta S_I + \Delta S_T + \Delta S_U + \Delta S_P, \quad (8)$$

$$\Delta S_I = \frac{S_m - S_n}{\ln S_m - \ln S_n} \times \ln(I_m - I_n), \quad (9)$$

$$\Delta S_T = \frac{S_m - S_n}{\ln S_m - \ln S_n} \times \ln(T_m - T_n), \quad (10)$$

$$\Delta S_U = \frac{S_m - S_n}{\ln S_m - \ln S_n} \times \ln(U_m - U_n), \quad (11)$$

$$\Delta S_P = \frac{S_m - S_n}{\ln S_m - \ln S_n} \times \ln(P_m - P_n)。 \quad (12)$$

式(7)~(12)中, S 为农村建设用地总面积, m^2 ; I 为农村建设用地集约度效应; T 为城乡人口结构效应; U 为城镇化水平效应; P 、 P_r 、 P_u 分别为市域总人口、农村人口和城镇人口, 人; ΔS 、 ΔS_I 、 ΔS_T 、 ΔS_U 、 ΔS_P 分别为农村建设用地变化总效应、农村建设用地集约度效应、城乡人口结构效应、城镇化水平效应和市域总人口效应。

1.3 数据来源

本研究定义农村人口为常住人口,主要来源于《宁夏第六次人口普查》及2011—2018年《宁夏统计年鉴》。参照文献^[17-18],将农村建设用地定义为农村居民点用地,指镇以下的居民点用地,不含道路等基础设施用地,数据源于中国科学院资源环境科学数据中心土地利用数据库(<http://www.resdc.cn>),该数据库精度达95%以上,分为耕地、林

地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 个一级类型以及包含农村居民点用地的 25 个二级类型。利用 ArcGIS 10.6 软件,采用三次卷积插值法构建金字

塔,通过掩膜提取及农村居民点数据提取,获得 2010、2015 和 2018 年共 3 期 30 m 精度数据。

表 2 农村建设用地与人口脱钩状态类型

Table 2 Types of rural construction land and population decoupling

类型	脱钩状态	$L_{NR,i}$	$P_{NR,i}$	α_i	含义
脱钩	弱脱钩	≥ 0	≥ 0	0~0.8	两者均增长,但人口增速相对较快
	强脱钩	< 0	> 0	< 0	人口增长,建设用地减少,人地关系最理想
	衰退脱钩	< 0	< 0	> 1.2	两者均减少,但建设用地减速相对较快
负脱钩	扩张负脱钩	> 0	> 0	> 1.2	两者均增长,但建设用地增速相对较快
	强负脱钩	> 0	< 0	< 0	人口减少,建设用地增长,人地关系最不理想
	弱负脱钩	≤ 0	≤ 0	0~0.8	两者均减少,但人口减速较快
连结	扩张连结	> 0	> 0	0.8~1.2	两者均增长,且相对保持同步
	衰退连结	< 0	< 0	0.8~1.2	两者均减少,且相对保持同步

$L_{NR,i}$ 为农村建设用地净变化率; $P_{NR,i}$ 为农村人口净变化率; α_i 为脱钩弹性系数。只有当 $L_{NR,i}$ 与 $P_{NR,i}$ 相近或 $L_{NR,i} < P_{NR,i}$ 时,农村人地关系趋于理想,反之则为欠理想状态。

2 结果与分析

2.1 农村建设用地与人口时空变化特征

宁夏农村建设用地先增加后减少,总体呈小幅收缩。如图 1 所示,2010—2015 年宁夏农村建设用地面积增长 2.43%,但结构占比减少 8.84%,其中 16 个区县农村建设用地平稳增加,6 个区县农村建设用地活跃减少,表明这一时期宁夏农村建设仍在加速,但规模上滞后于城镇;2015—2018 年农村建设用地面积和占比均呈下降趋势,下降幅度分别为 3.73%和 10.23%,变化类型也转为活跃减少型(16 个区县)主导,其次为平稳增长型(4 个区县),仅惠农区为双率齐增的活跃增加型区县,表明近年随着城镇化进程加速,宁夏农村建设用地不断收缩,城乡建设用地结构不断调整。

相比之下,宁夏农村人口持续减少,8 a 共减少约 7.3 万人,占总人口比例下降 4.73%。如图 2 所示,活跃减少型是宁夏农村人口变化最主要的类型,空间上主要集中在南部西海固地区和北部贺兰山区,其中西海固地区受生态移民政策影响,人口减少趋势最为显著;其次为平稳增加型,主要集中在中部干旱带的 8 个区县,为南部生态移民安置区;地处平原的兴庆和大武口两区凭借良好的经济发展条件和基础设施配套,成为唯二的人口活跃增加型区县。进一步分析农村人口变化的空间分异(图 2),发现热点区主要集中在银川市及其周边城镇化率和社会经济发展水平较高的区县,如平罗县、金凤区、兴庆区、永宁县、灵武市等;冷点区则主要位于南部生态移民及异地搬迁扶贫地区,如原州区、

海原县、西吉县。

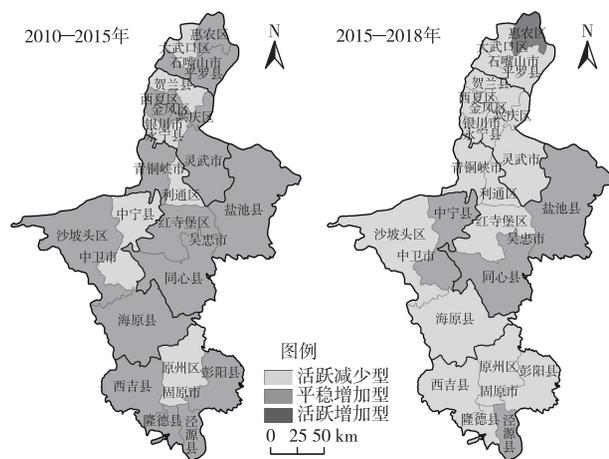


图 1 宁夏农村建设用地变化类型

Fig. 1 Types of rural construction land change in Ningxia

总体上,宁夏农村人口动态呈现中部平稳增加、南部活跃减少、北部交错分布的空间格局,由山区向平原、由郊县向城区转移的趋势明显。

2.2 农村建设用地与人口脱钩特征

宁夏农村建设用地和人口规模变化具有显著阶段性特征和空间差异,农村人地关系多样且以异向变化为主、同向变化为辅,其中异向变化以人减地增为主,同向变化以人地同增为主。如图 3 所示,2010—2015 年宁夏农村人地矛盾突出,共呈现出 5 种脱钩状态,惠农区及宁夏西南山区的 7 个区县为人减地增的强负脱钩状态,人地关系最不理想;宁夏东北部地区共 6 个区县为人地同增的弱脱钩状态,且人口增长快于建设用地扩张,人地关系较理

想;贺兰县、永宁县、利通区和中卫县 4 个区县为人增地减的强脱钩状态,人地关系最为理想;原州区、西夏区、大武口区 3 个区县为人地同减的弱负脱钩状态,但人口转移快于建设用地退出,人地关系较不理想;原州区、金凤区 2 个区县为人地同增的扩张负脱钩状态,但建设用地扩张快于人口增长,人地关系较不理想。

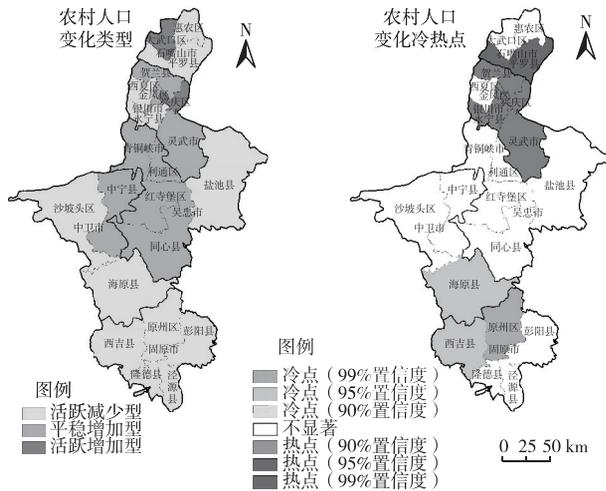


图 2 宁夏农村人口变化类型与冷、热点分布

Fig. 2 Types and hot spots of rural population changes in Ningxia

态;原州区、青铜峡和永宁县 3 个区县为弱负脱钩状态;沙坡头区、灵武市、利通区 3 个区县为人地同减的衰退脱钩状态,且建设用地退出快于人口转移,表明农村建设用地退出机制执行度较高,人地关系较理想;贺兰县、平罗县 2 个区县为人地同减的衰退连结状态,且两者变化相对同步,农村人地关系较理想;仅惠农区 1 个区县为扩张负脱钩状态。总而言之,2010—2018 年宁夏农村建设用地与人口负脱钩状态占比由 54.5% 上升至 59.1%,且以强负脱钩状态最为凸显,表明宁夏农村土地要素与人口要素配置失调,土地利用效率较低,农村人地关系长期失调发展,亟待采取措施盘活农村土地资源。

2010—2018 年宁夏农村人地关系呈强负脱钩状态的区域由原有 7 个区县增加到 9 个区县,由宁夏西南山区带状分布转变为宁夏中南部组团式分布,说明随着城镇化进程加速,越来越多的区县面临农村人口流失,而乡村振兴又刺激农村建设,导致农村建设用地低效利用愈发严重,以西海固地区最为突出;呈弱负脱钩状态的区域始终保持在 3 个区县,但空间上表现为原州区不变,其余由贺兰山区转向近平原地区,表明农村人口逐渐向宜居型地区转移,受宁夏贺兰山沿岸葡萄酒产业扩张发展影响,农村建设用地面积逐渐减少;呈扩张负脱钩状态的区域由 2 个区县减少到 1 个区县;呈强脱钩状态的区域保持在 4 个区县,空间上逐渐向银川市及其周边聚集,表明经济较发达地区农村人口增长对农村建设用地扩张的依赖性下降,农村建设用地集约利用效率不断提升,农村活力向好发展;弱脱钩状态仅存在于 2010—2015 年,集中分布于宁夏东北部地区,作为宁夏生态移民主要安置区,政策推进大量农村人口易地搬迁,相应带动建设用地增长,尤以吴忠市较显著。

2.3 农村建设用地扩张的驱动分析

研究发现,宁夏区县尺度农村建设用地驱动效应呈现出较明显的市域统一性,因此以市域尺度为切入口,探究宁夏农村建设用地驱动效应。由表 3 可知,农村建设用地集约度、城镇化水平效应和市域总人口效应促进宁夏农村建设用地扩张,城乡人口结构效应抑制宁夏农村建设用地扩张;且农村建设用地集约度效应对银川、石嘴山、吴忠三市农村建设用地变化贡献度最大,城乡人口结构效应对固原、中卫两市农村建设用地变化贡献度最大。

由表 3 可知,2010—2015 年部分城市城镇化水平效应或市域总人口效应对农村建设用地扩张起阻碍作用,城乡人口结构效应对农村建设用地扩张

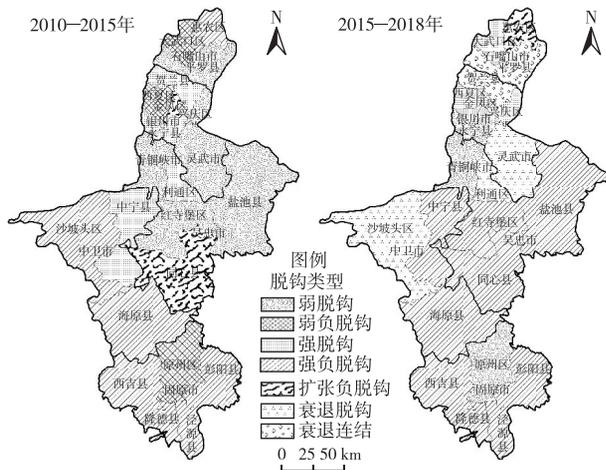


图 3 宁夏农村建设用地与人口规模脱钩分布

Fig. 3 Decoupling patterns of rural construction land and population changes in Ningxia

2015—2018 年宁夏农村人地矛盾日益加剧,共呈现出 6 种脱钩状态,相较于前期,弱脱钩状态消失,新增衰退脱钩状态和衰退连结状态,其中宁夏中部干旱带及南部山区共 9 个区县为强负脱钩状态;大武口区及银川主城区等 4 个区县为强脱钩状

起促进作用。如银川、吴忠两市作为宁夏“十二五”生态移民规划主要安置区,大量人口易地迁入,城乡人口结构比相较 2010 年分别上升 3.52% 和 1.51%,表明在人口转型进程中农村人口增速快于城镇人口增速,一定程度影响了人口城镇化进程,并进一步影响土地城镇化,从而抑制了农村建设用地扩张;而固原市作为宁夏“十二五”生态移民规划主要迁出区,农村人口流失,但农村宅基地有效退出效果不显著,其城镇化水平效应虽为正值,但仅

为 0.01,说明城镇化水平一定程度上对农村建设用地扩张起阻碍作用但影响较小。除银川市外,农村建设用地集约度效应促进其余四市的农村建设用地面积扩张,而银川市城镇化水平高,随着城市更新推进,已成为实现农村建设用地“精明收缩”的主要阵地。石嘴山、吴忠两市由负向效应转为正向效应,固原、中卫两市始终呈正向促进作用但贡献度下降。总体而言,这 4 个市农村土地集约利用不合理,呈粗放型发展,土地优化整治潜力大。

表 3 宁夏农村建设用地扩张的驱动效应分解

Table 3 Driving factors of rural construction land expansion in Ningxia

地级市	农村建设用地集约度效应		城乡人口结构效应		城镇化水平效应		市域总人口效应	
	2015 年	2018 年	2015 年	2018 年	2015 年	2018 年	2015 年	2018 年
银川市	-0.33	-0.29	0.24	-0.18	-0.06	0.04	0.16	0.07
石嘴山市	-0.06	0.37	-0.05	-0.13	0.01	0.03	0.11	0.03
吴忠市	-0.15	1.18	0.04	-0.68	-0.02	0.35	0.23	0.12
固原市	0.13	0.05	-0.26	-0.40	0.18	0.26	-0.03	0.04
中卫市	0.77	0.24	-1.20	-1.83	0.75	1.07	0.43	0.19

3 讨论

基于农村建设用地扩张的驱动效应分析,银川、石嘴山、吴忠市三市应坚持以“精明收缩”为目标,以宅基地退出调整为着力点,以农村居民地体系优化为抓手^[20],适当减少逆向发展要素,在保证基础设施用地完备性的同时,根据自身发展需要及农村建设用地空间分布进行合理整治;固原、中卫两市应持续投入土地要素,采用“有增有减,以增促减”,以及存量盘活和增量统筹相结合的方式,完善城乡建设用地增减挂钩机制和农村建设用地流转、退出机制^[26],提倡多元参与合力优化农村人地关系^[19]。综上所述,受多因素影响,宁夏农村建设用地与人口发展时空失衡,增减协同演进的良性格局尚未明确。因此,应因地制宜、科学合理推进宁夏农村建设用地综合整治,科学调控农村人地关系,推进新农村建设,实现乡村振兴全面发展,以期实现宁夏生态保护和高质量发展。

该研究探索了宁夏农村建设用地与人口的时空演化及其脱钩关系,并分析了农村建设用地的驱动效应及其强度,丰富了西部地区中小尺度的多时段农村人地关系研究,但仍存在一定局限,有待深入探索。其一,该研究仅基于农村建设用地与人口显性变化特征构建人地脱钩弹性系数,未来仍需结合农村建设用地功能、农村人口生活方式等隐性变化特征,深入探究宁夏农村人地关系;其二,笔者仅探讨了农村建设用地变化的驱动效应,缺乏科学合

理的政策建议,未来应注重一地一策,因地制宜深挖土地整治潜力,以此优化农村人地关系,推进农村可持续健康发展。

4 结论

利用综合指标及热点分析法研究了宁夏各县 2010、2015、2018 年 3 个时段的农村建设用地时空演化与 2010—2018 年农村人口时空演化及其冷热点分布,同时利用 Tapio 脱钩模型分析了 2010—2015、2015—2018 年宁夏各县农村建设用地与人口的脱钩关系,并利用 LMDI 模型探讨了 2010—2015、2015—2018 年宁夏各市农村建设用地驱动效应及其强度,结论如下:

(1) 宁夏农村建设用地先增加后减少,总体呈小幅收缩。2010—2015 年宁夏农村建设用地加速扩张,但规模上滞后于城镇,农村建设用地变化类型以平稳增加型为主;2015—2018 年宁夏农村建设用地不断收缩,城乡建设用地结构不断调整,农村建设用地变化类型转变为活跃减少型主导。

(2) 宁夏农村人口规模总体缩小,活跃减少型是农村人口变化的主要类型,空间上动态呈现为中部平稳增加,南部活跃减少,北部交错分布;热点区主要集中在银川市及其周边城镇化率和社会经济发展水平较高的区县,冷点区则主要位于南部生态移民及异地搬迁扶贫地区,农村人口由山区向平原、由郊县向城区转移趋势明显。

(3) 宁夏农村建设用地和农村人口变化具有显

著阶段性特征和空间差异,农村人地关系多样且以异向变化为主、同向变化为辅,共计呈现出以强负脱钩为主的7种脱钩状态,其中负脱钩状态区域占比上升至59.1%,表明农村人地关系长期失调发展,土地利用效率较低且整治潜力大,尤以宁夏南部山区固原市较为显著,亟待采取措施盘活农村土地资源。

(4)农村建设用地集约度、城镇化水平和市域总人口效应促进宁夏农村建设用地扩张,且银川、石嘴山、吴忠三市以农村建设用地集约度效应为主导;而城乡人口结构系数效应抑制宁夏农村建设用地扩张,以固原、中卫两市较显著。

参考文献:

- [1] 吴传钧.论地理学的研究核心:人地关系地域系统[J].经济地理,1991,11(3):1-6.[WU Chuan-jun.On the Research Core of Geography:The Regional System of Man-land Relationship[J].Economic Geography,1991,11(3):1-6.]
- [2] 刘双,佟明湛.中国农村人地关系的基本界定:基于马克思主义理论的分析框架[J].中国土地科学,2018,32(1):29-34.[LIU Shuang,TONG Ming-zhan.The Basic Definition of the Relationship between Human and Land in Rural China:An Analytical Framework Based on Marx's Theory[J].China Land Science,2018,32(1):29-34.]
- [3] 孔雪松,谢世姣,朱思阳,等.湖北省人口-土地-产业城镇化的时空分异与动态耦合分析[J].经济地理,2019,39(4):93-100.[KONG Xue-song,XIE Shi-jiao,ZHU Si-yang,et al.Spatio-temporal Differentiation and Dynamic Coupling of Urbanization of Population, Land and Industry in Hubei Province[J].Economic Geography,2019,39(4):93-100.]
- [4] 刘燕,杨庆媛,何星.重庆农村居民点用地与农村人口变化耦合关系研究[J].农业工程学报,2019,35(15):266-274.[LIU Yan,YANG Qing-yuan,HE Xing.Coupling Relationship of Rural Settlements and Rural Resident Population Change of Chongqing[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2019,35(15):266-274.]
- [5] 姜广辉,张凤荣,陈军伟,等.基于 Logistic 回归模型的北京山区农村居民点变化的驱动力分析[J].农业工程学报,2007,23(5):81-87.[JIANG Guang-hui,ZHANG Feng-rong,CHEN Jun-wei,et al.Analysis of the Driving Forces of Change of Rural Residential Areas in Beijing Mountainous Areas Based on Logistic Regression Model[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2007,23(5):81-87.]
- [6] 潘友娜,赵翠薇.喀斯特山区近年来农村人口与居民点用地的时空格局演化:以贵州省为例[J].水土保持研究,2021,28(1):258-264,271.[PAN You-na,ZHAO Cui-wei.Spatial and Temporal Pattern Evolution of Rural Population and Land Use in Karst Mountainous Area in Recent Years:Taking Guizhou Province as an Example[J].Research of Soil and Water Conservation,2021,28(1):258-264,271.]
- [7] 田秀琴,高金龙,陈雯,等.乡村人口收缩背景下经济发达地区村庄用地演变:以江苏省常熟市为例[J].中国科学院大学学报,2018,35(5):645-653.[TIAN Xiu-qin,GAO Jin-long,CHEN Wen,et al.Evolution of Rural Land in Developed Areas within the Context of Population Shrinkage:Evidence from Changshu City of Jiangsu Province[J].Journal of University of Chinese Academy of Sciences,2018,35(5):645-653.]
- [8] 高金龙,刘彦随,陈江龙.苏南地区农村宅基地转型研究:基于利用状态的视角[J].自然资源学报,2021,36(11):2878-2891.[GAO Jin-long,LIU Yan-sui,CHEN Jiang-long.Transition of Rural Housing Land in Southern Jiangsu,China:Evidences from the Utilization Status Perspective[J].Journal of Natural Resources,2021,36(11):2878-2891.]
- [9] 刘彦随.现代人地关系与人地系统科学[J].地理科学,2020,40(8):1221-1234.[LIU Yan-sui.Modern Human-earth Relationship and Human-earth System Science[J].Scientia Geographica Sinica,2020,40(8):1221-1234.]
- [10] 郑殿元,文琦,王银,等.农村人口空心化驱动机制研究[J].生态经济,2019,35(1):90-96.[ZHENG Dian-yuan,WEN Qi,WANG Yin,et al.The Study of Dynamic Mechanism of Rural Population Hollowing[J].Ecological Economy,2019,35(1):90-96.]
- [11] 任平,洪步庭,周介铭.基于空间自相关模型的农村居民点时空演变格局与特征研究[J].长江流域资源与环境,2015,24(12):1993-2002.[REN Ping,HONG Bu-ting,ZHOU Jie-ming.Research of Spatio-temporal Pattern and Characteristics for the Evolution of Rural Settlements Based on Spatial Autocorrelation Model[J].Resources and Environment in the Yangtze Basin,2015,24(12):1993-2002.]
- [12] 刘书畅,叶艳妹,林耀奔.基于脱钩理论与LMDI模型的农村居民点演化特征及驱动因素分解[J].农业工程学报,2019,35(12):272-280.[LIU Shu-chang,YE Yan-mei,LIN Yao-ben.Evolution Characteristics and Decomposition of Driving Factors on Rural Residential Land Based on Decoupling Theory and LMDI Model[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2019,35(12):272-280.]
- [13] 张磊,武友德,李君.农村人口与聚落用地空间分布的脱钩及预测分析:以大理市洱海东岸地区为例[J].地域研究与开发,2019,38(1):148-154.[ZHANG Lei,WU You-de,LI Jun.Decoupling and Prediction Analysis of Spatial Distribution of Rural Population and Settlement:Taking East Coast of Erhai Lake in Dali City as an Example[J].Areal Research and Development,2019,38(1):148-154.]
- [14] ESPENSHADE T J,BOUVIER L F,ARTHUR W B.Immigration and the Stable Population Model[J].Demography,1982,19(1):125-133.
- [15] 潘友娜,赵翠薇.贵州省城乡人口变化与建设用地扩张的脱钩关系[J].水土保持通报,2020,40(3):180-188.[PAN You-na,ZHAO Cui-wei.Decoupling Relationship between Urban and Rural Population Change and Expansion of Construction Land in Guizhou Province[J].Bulletin of Soil and Water Conservation,2020,40(3):180-188.]
- [16] 张海朋,何仁伟,李江苏.脱钩视角下河南省城乡人口与建设用地的耦合协调研究[J].地理与地理信息科学,2020,36(2):83-92.[ZHANG Hai-peng,HE Ren-wei,LI Jiang-su.Coupling Co-

- ordination Status of Urban and Rural Population and Construction Land in Henan Province from the Perspective of Decoupling[J]. *Geography and Geo-Information Science*, 2020, 36(2): 83-92.]
- [17] 李牧,郝晋珉,陈丽,等.中国地级市城乡建设用地与人口增长脱钩分析[J]. *资源科学*, 2019, 41(10): 1897-1910. [LI Mu, HAO Jin-min, CHEN Li, *et al.* Decoupling of Urban and Rural Construction Land and Population Change in China at the Prefectural Level[J]. *Resources Science*, 2019, 41(10): 1897-1910.]
- [18] 王婧,方创琳,李裕瑞.中国城乡人口与建设用地的时空变化及其耦合特征研究[J]. *自然资源学报*, 2014, 29(8): 1271-1281. [WANG Jing, FANG Chuang-lin, LI Yu-rui. Spatio-temporal Analysis of Population and Construction Land Change in Urban and Rural China[J]. *Journal of Natural Resources*, 2014, 29(8): 1271-1281.]
- [19] ZHU C M, ZHANG X L, WANG K, *et al.* Urban-rural Construction Land Transition and Its Coupling Relationship with Population Flow in China's Urban Agglomeration Region [J]. *Cities*, 2020, 101: 102701.
- [20] 张梦琪.黑龙江省农村居民地与人口脱钩关系及优化管理研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2021. [ZHANG Meng-qi. Research on the Decoupling Relationship and the Optimal Management between Rural Residential Land and Population in Heilongjiang Province [D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2021.]
- [21] CAI E X, CHEN W Q, WEI H J, *et al.* The Coupling Characteristics of Population and Residential Land in Rural Areas of China and Its Implications for Sustainable Land Use [J]. *Sustainable Development*, 2020, 28(4): 646-656.
- [22] 李裕瑞,刘彦随,龙花楼.中国农村人口与农村居民点用地的时空变化[J]. *自然资源学报*, 2010, 25(10): 1629-1638. [LI Yu-rui, LIU Yan-sui, LONG Hua-lou. Spatio-temporal Analysis of Population and Residential Land Change in Rural China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2010, 25(10): 1629-1638.]
- [23] SHI M J, XIE Y W, CAO Q. Spatiotemporal Changes in Rural Settlement Land and Rural Population in the Middle Basin of the Heihe River, China [J]. *Sustainability*, 2016, 8(7): 614.
- [24] 程东林,陈英,谢保鹏.农村居民点用地与农村人口的脱钩关系及驱动效应分析:以甘肃省榆中县为例[J]. *资源开发与市场*, 2021, 37(6): 685-691. [CHENG Dong-lin, CHEN Ying, XIE Bao-peng. Analysis of the Decoupling Relationship between Rural Residential Land Use and Rural Population and Its Driving Effect: A Case Study of Yuzhong County in Gansu Province [J]. *Resource Development & Market*, 2021, 37(6): 685-691.]
- [25] 李玉恒,黄惠倩,宋传垚.京津冀地区乡村人地关系演化研究[J]. *中国土地科学*, 2020, 34(12): 96-104. [LI Yu-heng, HUANG Hui-qian, SONG Chuan-yao. Research on Human-land Relationship Evolution in Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. *China Land Science*, 2020, 34(12): 96-104.]
- [26] QU Y B, ZHAN L Y, JIANG G H, *et al.* How to Address "Population Decline and Land Expansion (PDLE)" of Rural Residential Areas in the Process of Urbanization: A Comparative Regional Analysis of Human-land Interaction in Shandong Province [J]. *Habitat International*, 2021, 117: 102441.
- [27] SHI L N, WANG Y S. Evolution Characteristics and Driving Factors of Negative Decoupled Rural Residential Land and Resident Population in the Yellow River Basin [J]. *Land Use Policy*, 2021, 109: 105685.
- [28] 乔陆印,刘彦随,杨忍.中国农村居民点用地变化类型及调控策略[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(7): 1-8. [QIAO Lu-yin, LIU Yan-sui, YANG Ren. Regional Types and Regulating Strategy of Changes for Rural Residential Land in China [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(7): 1-8.]
- [29] 刘盛和,邓羽,胡章.中国流动人口地域类型的划分方法及空间分布特征[J]. *地理学报*, 2010, 65(10): 1187-1197. [LIU Sheng-he, DENG Yu, HU Zhang. Research on Classification Methods and Spatial Patterns of the Regional Types of China's Floating Population [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2010, 65(10): 1187-1197.]
- [30] 戚伟,赵美凤,刘盛和.1982—2010年中国县市尺度流动人口核算及地域类型演化[J]. *地理学报*, 2017, 72(12): 2131-2146. [QI Wei, ZHAO Mei-feng, LIU Sheng-he. Spatial Statistics and Regional Types Evolution of China's County-level Floating Population during 1982-2010 [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(12): 2131-2146.]
- [31] 陈翠芳,孔雪松,朱思阳,等.基于脱钩模型的湖北省乡村人-耕-居变化关联模式分析[J]. *地理与地理信息科学*, 2021, 37(1): 59-65. [CHEN Cui-fang, KONG Xue-song, ZHU Si-yang, *et al.* Analysis on Spatiotemporal Correlation Modes of Rural Population, Cultivated Land and Rural Settlements in Hubei Province Based on Decoupling Model [J]. *Geography and Geo-Information Science*, 2021, 37(1): 59-65.]
- [32] CHEN R S, YE C, CAI Y L, *et al.* The Impact of Rural Out-migration on Land Use Transition in China: Past, Present and Trend [J]. *Land Use Policy*, 2014, 40: 101-110.

作者简介: 安丰平(2000—),男,湖南邵阳人,主要研究方向为农村发展。E-mail: afp2000@163.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0583

李雪梅,袁萍,黄凌翔,等.基于多源遥感数据的乡村类型识别与演变模式研究:以天津市都市边缘区为例[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):981-989.

LI Xue-mei, YUAN Ping, HUANG Ling-xiang, et al. Identification and Evolution Model of Rural Types Based on Multi-source Remote Sensing Data: Taking Tianjin Urban Fringe as an Example[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 981-989.

基于多源遥感数据的乡村类型识别与演变模式研究: 以天津市都市边缘区为例

李雪梅¹*, 袁萍¹, 黄凌翔¹, 刘倩² (1. 天津城建大学经济与管理学院, 天津 300384; 2. 中智广州经济技术合作有限公司, 广东 广州 510000)

摘要: 识别都市边缘区乡村类型、确定乡村演变模式是推动乡村振兴的有效前提,以天津市都市边缘区 450 个行政村及街道为研究对象,基于 Landsat TM 遥感影像及谷歌影像,分析 1980、2000、2010 及 2020 年农村土地利用变化规律,从经济状况、资源禀赋、区位条件、社会保障水平 4 个子系统分类识别研究区乡村类型,通过对比 40 a 间乡村类型演变特征,确定乡村演变模式。研究结果表明:(1)耕地、农村居民点、建设用地 3 种用地类型变化较迅速,且在天津市外环线周围区域转化最为明显,其中农村居民点个数逐年减少,东丽区尤为显著。(2)研究区乡村类型被识别为城郊融合型、集聚提升型、搬迁撤并型和规模控制型,部分村庄乡村类型在研究期内始终未变。(3)研究区在研究期间乡村演变模式确定为稳定式、微变式和多变式。

关键词: 乡村类型识别; 乡村类型演变; 乡村类型演变模式

中图分类号: X822 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-0981-09

Identification and Evolution Model of Rural Types Based on Multi-source Remote Sensing Data: Taking Tianjin Urban Fringe as an Example. LI Xue-mei¹*, YUAN Ping¹, HUANG Ling-xiang¹, LIU Qian² (1. School of Economics and Management, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China; 2. Ciic Guangzhou Economic and Technical Co. Ltd., Guangzhou 510000, China)

Abstract: Identifying the rural types in the urban fringe and determining the rural evolution mode are effective prerequisites to promote rural revitalization. Taking 450 administrative villages and communities in Tianjin's urban fringe as the research objects, basing on Landsat TM remote sensing images and Google images, this paper analyzed the changes of rural land use in 1980, 2000, 2010 and 2020. The types of villages in the study area have been classified and identified from four subsystems: economic status, resource endowment, location conditions and social security level. By comparing the evolution characteristics of rural types in the 40 years of the research period, the rural evolution model has been determined. The results show that: (1) Cultivated land, rural residential areas and construction land change rapidly, and the change of land use type is the most obvious in the area around Tianjin Outer Ring Road. The number of rural residential areas decreases year by year, especially in Dongli District. (2) The rural types in the study area are identified as suburban integration villages, agglomeration promotion villages, relocation and merger villages and scale control villages. Some of the rural types of villages have not changed during the study period. (3) The models of rural evolution in the study area during the study period have been determined as stable type, slightly variable type and variable type.

Key words: rural type identification; rural type evolution; rural type evolution model

自改革开放以来,中国城镇化进程取得了举世瞩目的成果,但也带来了相应的问题。过多的乡村人口向城镇转移,势必造成有限的城镇区承载超负荷。都市边缘区作为城乡之间土地利用、人口、社会特征的过渡地带,兼具城市和乡村的特征,人口

收稿日期: 2022-06-13

基金项目: 天津市哲学社会科学规划课题重点项目(TJYJ20-007); 天津市科技计划项目(21ZLZKZF00160)

*通信作者 E-mail: xuemei_321@163.com

密度低于中心城区又高于周围农村,是城市经济增长和空间扩张的主要区域。明晰都市边缘区乡村差异,合理规划乡村发展,成为当前都市边缘区乡村振兴的重点。2022 年中央一号文件指出,要积极推进有条件有需要的村庄开展规划编制工作,促进乡村振兴发展。通过对都市边缘区村庄进行合理化分类,有助于厘清乡村内部发展长处与弊端,打破城乡二元结构壁垒,促进都市边缘区乡村振兴。如何构建科学合理、简单可行的乡村类型识别体系,成为现阶段实现乡村振兴亟需解决的问题。

目前,关于乡村类型划分方面的研究已经取得丰硕的成果,但由于地区人文环境、社会经济发展、区位条件等的差异,以及各学者对乡村地域系统认知的差异性与主观性,有关乡村类型识别研究也各有差异。从研究区域选择来看,一类是从宏观上划分,以县域为研究基本单元,从农业生产、非农生产、居住生活、生态保障等乡村多个地域功能划分乡村类型;另一类是以微观视角,从村域尺度对乡村类型进行划分^[1-3]。从划分标准来看,有从乡村生产、生态和生活功能视角进行划分^[4-6];也有学者从乡村主体-产业发展-人居环境-资源禀赋逐级识别乡村类型,将乡村类型划分成 5 种^[7]。从研究方法上来看,主要使用引力模型^[8]、人工神经网络聚类算法^[9]、BP 模型和 Ward 法^[10]等。在类型划分上面,有研究根据《乡村振兴战略规划(2018—2022 年)》将乡村发展类型划分为城郊融合型、集聚提升型、搬迁撤并型、特色保护型^[11];有学者基于经济和生态状况,将乡村类型划分为生态保育优先型、经济发展优先型、生态保育与经济发展并重 I 型和生态保育与经济发展并重 II 型 4 种类型^[12];部分学者根据产业划分法,将乡村发展类型划分为农业主导型、工业主导型、商旅服务型 and 综合发展型^[13]等。

近年来,随着经济全球化、城市化以及新型工业化的相互交织,我国农业农村进入新的发展阶段,农村呈现出新发展业态^[14]。关于乡村演变的研究,从内容来看包括乡村功能演变、乡村聚落特征变化分析^[15]、产业演变^[16-18]、人居环境演化^[19]等。然而现有研究仍然存在一些问题,如大部分仅从某个单一角度对乡村演变进行分析,缺少从整体把握乡村发展状况,或较少从人口变化、基础设施发展、产业变化等多角度综合分析乡村演变。

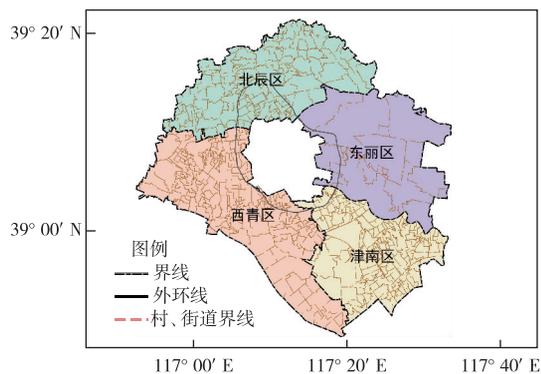
纵观目前对于乡村类型划分及演变模式的研究,对现期乡村类型划分的关注度日益增加,将历史与现期乡村类型进行对比的研究仍有待深化。

且大多研究仅从乡村功能、产业、环境等某一视角出发探讨乡村演变,缺乏对以往与现期乡村类型变化与乡村类型演变模式的综合分析。多源遥感数据可以直观反映区域历史与现期变化状况。因此,笔者基于多源遥感数据,获取乡村历史与现期土地利用类型转变、人口迁移、经济发展、自然环境变化等数据,综合各专家学者以及村类型的划分标准及方法,从研究区经济状况、资源禀赋、区位条件以及社会保障水平 4 个方面构建乡村类型识别指标体系,划分出 1980、2000、2010 以及 2020 年乡村类型,确定研究区村庄演变模式,有助于厘清都市边缘区乡村演变进程与发展规律,从整体和局部 2 个角度综合考虑,制定符合乡村发展的基本路径。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

选取天津市环城 4 区作为都市边缘区,对天津市都市边缘区乡村类型及演变模式进行研究。天津市环城 4 区位于天津市外环线周围,环绕中心城区,包括西青区、东丽区、北辰区及津南区,是连接中心城区与外围农村的重要枢纽(图 1)。环城 4 区总面积为 190 902 hm²,地势平坦;地区生产总值为 2 634.27 亿元,2020 年都市边缘区常住人口为 3 889 860 人。根据实地调研情况,东丽区自 2001 年起开始撤镇改设街道,且现存农村居民点数量已减少为个位数,故对东丽区以街道为单位进行研究,其他 3 个区均以村庄为研究单位,总计 450 个村庄和街道。极少部分村庄由于区域规划等原因,村级地名、村级边界发生微弱变化。为便于对比 40 a 间农村变化,所有年份均以 2020 年各村庄区域界线为标准展开研究。



无数据部分为非村庄区域,如城镇区域、农场等,非研究范围。

图 1 天津市环城 4 区区位

Fig. 1 Location of four districts around the city of Tianjin

1.2 数据来源

1.2.1 空间数据

空间数据来源于 Landsat TM 遥感影像、谷歌影像和高德 POI(Point of interest) 数据等多源遥感数据。选取 1980 和 2000 年 Landsat TM 遥感影像及 2010 和 2020 年谷歌影像,通过监督分类和人工目视解译法实现对天津市都市边缘区土地利用类型分类。参照 GB/T 21010—2017《土地利用现状分类》中所划分的 12 个一级地类以及 73 个二级地类,在实际调研基础上,结合研究需要,将研究区划分为耕地、林地、草地、建设用地、农村居民点、水域和未利用地 7 类,其中农村居民点是指宅基地及公共服务设施用地,建设用地指除宅基地以外的其他建设用地。基于高德地图开发平台利用数据抓取技术获得 POI 数据,将获取的 POI 数据进行分类,计算得到研究区商场、超市、学校、卫生院数量等数据。

1.2.2 社会经济数据

为客观反映天津市都市边缘区村民基本情况,设计了相关调研问卷,调研对象的基本情况为男性占 56.11%,女性占 43.89%;51 岁及以下的受访者占 42.22%;打工人数量占 24.72%,经商人数占 11.11%,务农人数占 9.72%。问卷主要内容包括 1980、2000、2010 以及 2020 年村民人均年收入、外出务工人数、村民住宅面积、商场、学校、卫生所数量等。在村民人均年收入方面,1980 年农村居民人均年收入大多集中在 700 元左右,至 2020 年上升至 2.6 万元左右;2000 年陆续出现村民外出务工情况;调研对象主要为村干部、村民。依据距离市中心远、中、近划分原则,除东丽区外,每个区选择 5~6 个乡镇,每个乡镇依据分层随机抽样的方式抽取 2~3 个行政村,每个行政村选取 2~8 户发放调研问卷;东丽区每个街道选取 12~18 户发放调查问卷。由于研究区范围较广,调研时间较短,每个镇相邻村庄差距较小,故依据每个镇选取的 2~3 个行政村调研结果,表征该村及其相邻村的社会经济数据。剔除误填及逻辑错误的问卷,最终得到有效问卷 360 份,有效率为 93.26%,其中西青区 98 份,津南区 81 份,东丽区 90 份,北辰区 91 份。

2 研究方法

基于上述数据,首先通过遥感影像解译获得 40 a 来都市边缘区土地利用类型变化状况;其次从村庄经济状况、资源禀赋、区位条件和社会保障水平建立目标层指标体系,并计算目标层乡村发展度水平。在 ArcGIS 10.2 软件平台,利用自然断点法划

分乡村发展度高中低值,逐级识别高中低值,组合得到乡村类型;对比分析乡村 1980、2000、2010 及 2020 年 4 个时间节点乡村类型演变特征,确定都市边缘区 40 a 来乡村演变模式。

2.1 乡村类型指标体系的构建

乡村地域类型是人文、经济等构成的主体系统和资源、环境等构成的本体系统在一定的乡村地域空间相互影响、相互作用而形成的复杂开放巨系统^[20]。乡村地域的复杂性决定了乡村在现实中的发展演化过程,涉及到经济、社会、空间等多个维度^[21]。以分类推进乡村振兴发展为目标,从经济状况、资源禀赋、区位条件和社会保障水平 4 个维度建立村庄类型识别体系(表 1),并在遵循科学性、系统性、可获得性、简明性等原则的基础上,着重突出乡村发展的差异性和可比性,具体为:(1)选取农民人均年收入、户均外出务工人数以及大型商场和超市数量来评价乡村经济状况。其中人均年收入、大型商场和超市数量反映了村民物质生活水平,其值越大说明经济状况越好;户均外出务工人数则反映了村庄可供就业机会状况,外出就业人员越多,说明村庄经济发展状况越差;(2)利用耕地面积、建设用地面积以及农村居民点面积占村庄总面积之比来说明村庄资源禀赋情况。耕地面积与农村居民点所占面积越大,说明村庄工矿建设、交通及水利等基础设施新建较少,城镇化进程越慢,其资源禀赋发展度越低;反之,建设用地面积占比越高,资源禀赋发展度越高;(3)选取村庄距天津外环线以及国道距离衡量村庄区位条件优越性。距离外环线与国道距离越近,说明交通通达度越高,区位条件越优越;(4)选取村庄人均家庭住宅面积、卫生院数量以及学校数量衡量村庄社会保障水平。其值越高,社会保障水平越高。

2.2 乡村类型识别方法

2.2.1 数据标准化

由于各指标所使用的单位和量纲的不同,将上述指标体系采用极值法对指标进行标准化处理,使其具有可对比性。

正向指标为

$$Z_k^i = (J_k^i - J_{\min}^i) / (J_{\max}^i - J_{\min}^i), \quad (1)$$

负向指标为

$$Z_k^i = (J_{\max}^i - J_k^i) / (J_{\max}^i - J_{\min}^i). \quad (2)$$

式(1)~(2)中, Z_k^i 为第 k 个村庄、街道的 i 指标的标准化值; J_k^i 为第 k 个村庄、街道的 i 指标的原始值; J_{\max}^i 为第 i 指标的最大值; J_{\min}^i 为第 i 指标的最小值。

2.2.2 权重确定

借助 SPSS 27.0 软件进行因子分析,得到各指标的因子载荷,确定指标权重,公式为

$$T_i = \frac{|\vartheta_{ij}|}{\sum_{i=1}^k |\vartheta_{ij}|} \quad (3)$$

式(3)中, T_i 为第 i 指标在某成分中所占的比重; $|\vartheta_{ij}|$ 为 i 指标在 j 成分上因子载荷的绝对值; $\sum_{i=1}^k |\vartheta_{ij}|$ 为该成分中所有指标因子载荷的代数和。

各年份指标权重结果如表 2 所示,结果表明社会保障水平的指标差异度大于其他一级指标差

异度。

2.2.3 乡村多维度发展性指数计算

在使用极值法标准化数据的基础上,利用加权求和法,即各项指标的权重乘以标准化数值来测算村庄经济状况、资源禀赋、区位条件以及社会保障水平 4 个维度指标指数。

$$R_{m,k}^s = \sum_{i=1}^n (W_i \times Z_k^i) \quad (4)$$

式(4)中, $R_{m,k}^s$ 为第 m 年第 k 个村庄的 s 维度指标测度; s 为经济状况、资源禀赋、区位条件及社会保障水平维度指标; W_i 为第 i 项指标权重。

表 1 乡村类型识别指标体系

Table 1 Rural type identification index system

一级指标	二级指标	计算方法	属性
经济状况(E)	人均年收入(E1)	根据调研数据	正向指标
	户均外出务工人员数(E2)	根据调研数据	逆向指标
	大型商场、超市数量(E3)	根据 POI 和调研数据	正向指标
资源禀赋(R)	耕地面积占比(R1)	耕地面积/总面积	逆向指标
	农村居民点面积占比(R2)	农村居民点面积/总面积	逆向指标
	建设用地面积占比(R3)	建设用地面积/总面积	正向指标
区位条件(L)	与外环线距离(L1)	采用 ArcGIS 软件计算	逆向指标
	与国道距离(L2)	采用 ArcGIS 软件计算	逆向指标
社会保障水平(S)	人均住宅面积(S1)	根据调研数据	正向指标
	卫生院数量(S2)	根据 POI 和调研数据	正向指标
	学校数量(S3)	根据 POI 和调研数据	正向指标

表 2 乡村类型识别指标体系权重结果

Table 2 Weight results of rural type identification index system

一级指标	二级指标	权重			
		1980 年	2000 年	2010 年	2020 年
E	E1	0.100 9	0.102 9	0.112 7	0.117 7
	E2	0.076 3	0.082 0	0.084 5	0.079 8
	E3	0.089 6	0.087 2	0.099 7	0.093 5
R	R1	0.119 7	0.100 4	0.108 6	0.108 9
	R2	0.090 0	0.076 6	0.076 0	0.058 8
	R3	0.100 1	0.097 8	0.119 5	0.109 0
L	L1	0.090 7	0.098 4	0.081 9	0.092 9
	L2	0.083 5	0.087 3	0.071 4	0.078 2
S	S1	0.064 6	0.090 0	0.058 3	0.067 9
	S2	0.090 3	0.088 4	0.089 4	0.093 6
	S3	0.094 2	0.089 0	0.098 0	0.099 8

各指标含义见表 1。

3 结果与分析

3.1 研究区土地利用类型演变

基于 1980 和 2000 年 Landsat TM 遥感影像及

2010 和 2020 年谷歌影像,对研究区内 40 a 间土地利用类型演变特征进行分析(图 2)。结果表明,1980—2020 年耕地、林地、水域以及农村居民点面积均在减少,耕地、农村居民点面积分别减少 563.00 和 151.24 hm^2 ,至 2020 年东丽区农村居民点数量减少为个位数,变化尤为显著。转出土地类型主要转化为建设用地,建设用地面积增加 754.03 hm^2 。乡村土地利用类型变化明显。

3.2 研究区乡村类型分析

3.2.1 乡村类型特征分析

基于乡村类型识别体系与乡村不同发展维度水平差异性,从村庄经济状况、资源禀赋、区位条件以及社会保障水平 4 个方面对大都市边缘区 1980、2000、2010 以及 2020 年乡村类型进行逐级识别。将大都市边缘区村庄划分为城郊融合型、搬迁撤并型、集聚提升型和规模控制型(表 3、图 3)。

(1)城郊融合型村庄:该类型村庄具有“城市后花园”的区位条件^[22],处于城市边缘区,交通便捷,是城乡融合发展的重要连接场所,主要分布在天津

市外环线周围,凭借着优越的位置条件,受市区辐射影响最大。村庄建有较多大型购物场所,基础设施配置较完善,与市区繁华程度无明显差异,城镇

化进程较快。其主导类型组合主要有 E1-R1-L1-S1 等。

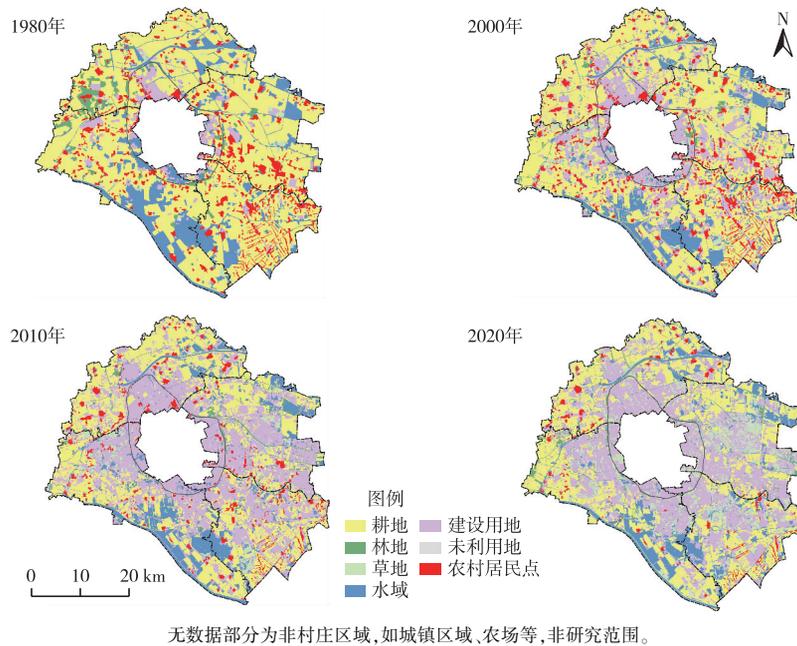


图 2 1980—2020 年研究区土地利用现状

Fig. 2 Rural type index system in the study area from 1980 to 2020

表 3 村庄类型识别判断矩阵

Table 3 Village type identification judgment matrix

村庄类型	经济规模(E)		资源禀赋(R)		区位条件(L)			社会保障水平(S)		
	0	1	0	1	0	1	2	0	1	2
城郊融合型		√		√		√	√		√	√
集聚提升型	√		√		√	√			√	
搬迁撤并型	√			√	√	√		√		
规模控制型	√		√		√			√		

0、1、2 分别表示乡村发展维度低、中、强 3 个维度;同一维度下同时标注多个√,表示任一个√均满足所对应类型维度;由于判断矩阵组合数较多,这里仅列举乡村类型主要判别矩阵。

(2)集聚提升型村庄:是现有规模较大的中心村和其他将存续的一般村。该类型村庄自然条件较为优越,以农业发展为主,但城镇带动辐射力度有限,是乡村振兴重点关注的区域类型,主要集中在乡镇的周围,耕地面积占比较大,工厂等可提供就业机会的企业较少,无大型商场、超市,故村庄外出务工人员较多,村庄与村庄之间居住较为集中。其主导类型组合主要有 E0-R0-L0-S1 等。

(3)搬迁撤并型村庄:政府为实现更完善的区域规划,新建拆迁房,将周围几个村庄统一搬迁至拆迁小区,各村村民集中居住,实行社区化管理。该类型下的村庄耕地尚存,部分宅基地还耕,转为农业用地。农村居民点所剩无几,经济发展空间较

大,大型商场、超市数量较少,村庄经济发展水平还有待进一步提高。其主导类型组合主要有 E0-R1-L0-S0 等。

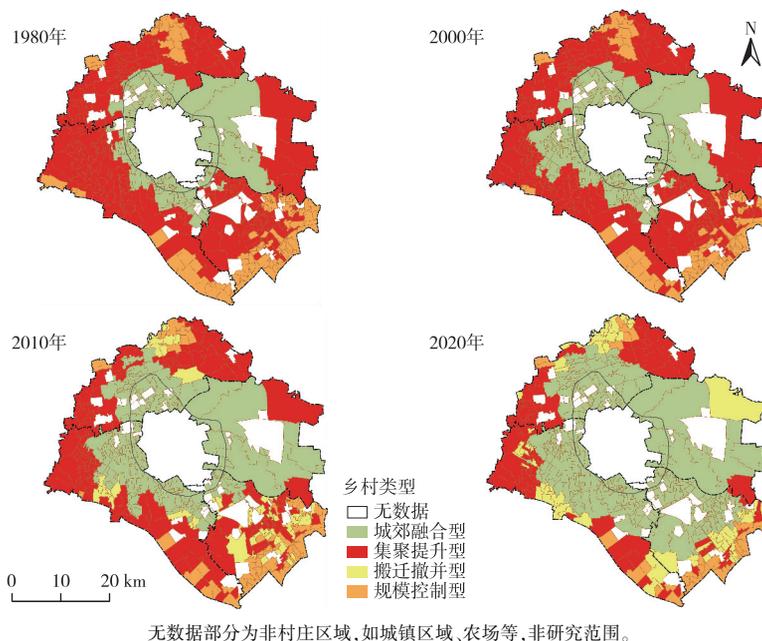
(4)规模控制型村庄:村庄发展基础与区位条件竞争力较差,村庄规模与发展能力不匹配。该类型村庄主要分布在都市边缘区,受城镇辐射影响较小,经济发展相对缓慢,农用地占比相对较高。其主导类型组合为 E0-R0-L0-S0。

3.2.2 不同时期乡村类型演变特征

通过对大都市边缘区 1980、2000、2010 以及 2020 年乡村类型数量以及面积进行统计分析(表 4),发现研究期内天津市都市边缘区乡村类型呈现圈层、聚集分布特征,且同种乡村类型在数量及范

围上呈现相同的变化趋势,城郊融合型及搬迁撤并型村庄在数量上逐年递增,在范围上呈周围扩散趋势,集聚提升型及规模控制型反之。城郊融合型村

庄数量增长速度最为明显,增长率达 163.5%;集聚提升型及规模控制型乡村数量降低率均达 60% 以上。



无数据部分为非村庄区域,如城镇区域、农场等,非研究范围。

图 3 1980 年—2020 年研究区乡村类型划分

Fig. 3 Classification map of rural types in the study area from 1980 to 2020

表 4 不同时期研究区各乡村类型数量及面积

Table 4 Number and area of villages in different periods of study area

年份	城郊融合型		集聚提升型		搬迁撤并型		规模控制型	
	数量	面积/hm ²						
1980	96	45 229.19	255	98 158.39			99	24 222.44
2000	120	51 459.01	245	95 468.50			85	20 682.51
2010	166	70 840.95	151	67 462.47	66	13 274.98	67	16 031.62
2020	252	94 126.64	87	39 070.53	75	23 251.47	36	11 161.38

3.3 乡村演变模式

乡村演化发展过程实际上伴随着产业的发展,生产、生活中的物质和非物质元素之间发生各式各样的交互作用^[23]。研究区内村庄由于自身资源禀赋、产业发展程度等的参差,乡村演变特征呈现出相似性与相异性。通过对比分析研究区 1980—2020 年乡村类型变化特征,总结出村庄类型演变发展的 3 种模式(表 5、图 4)。

(1) 稳定式:该模式下,乡村类型自 1980 至 2020 年 40 a 间没有发生任何转变,主要集中在天津市外环线周围及研究区最边缘区域。共包括 3 类村庄存在稳定式演变模式,分别为城郊融合型村庄、集聚提升型村庄和规模控制型村庄。以稳定式发展的城郊融合型村庄主要集中在外环线周围,该区域大部分土地被征收,所有权属于国家,且受城区

经济辐射影响,该类村庄无论是在金融经济发展上还是在教育医疗保障上均保持着较高的水平,因此该乡村类型始终被识别为城郊融合型村庄;而集聚提升型村庄主要集中北辰区的东部、西部以及西青区北部区域;仅有极少数村庄一直稳定处于规模控制型,如津南区的最南端靠近边界区域,该部分村庄演化发展速度较慢。

(2) 微变式:该模式下,乡村类型发生一次变化,即 40 a 间从一种类型转变为另外一种类型,为乡村演变的普遍模式,共有 214 个村庄及街道为微变式演变模式。此模式下的村庄在受相关乡村振兴政策、区域经济发展驱动等因素的影响下,乡村类型发生转变,主要分布在研究区中间位置。如北辰区中部小淀村等在 2000 年以前为集聚提升型,后因为村庄整体搬迁规划,变为搬迁撤并型;又如西

青区中北部大蒋庄村等,由集聚提升型村庄转变为城郊融合型村庄。

(3)多变式:该模式下,乡村类型自1980至2020年发生显著变化,乡村类型演变次数为2次或3次,也是3类演变模式中占比最小的一种模式。究其原因,乡村发展不仅受城市区域规划、交通通达度、基础设施建设、村庄自然本底等多方面客观因素的影响,还与村庄贤能引领村民致富等主观因

素有关。如西青区炒米店村由集聚提升型村庄变为搬迁撤并型村庄,再到城郊融合型村庄;再如津南区西周庄村由1980年被识别为规模控制型村庄,到2000年被识别为集聚提升型村庄,受2009年土地整合政策影响,在2010年被识别为搬迁撤并型村庄,且由于工厂、学校等的相继建设,村庄整体经济状况提升,2020年被识别为城郊融合型村庄,该村相较其他大部分村庄变化较为明显。

表5 研究区乡村演变模式统计表

Table 5 Statistical table of rural type evolution patterns in the study area

模式	转变方式	数量	村庄名称
稳定式	城郊融合型	96	西姜井村、大倪庄村等
	集聚提升型	62	冯高庄、前营村等
	规模控制型	35	大吕庄、大兴庄等
微变式	集聚提升型-搬迁撤并型	51	小淀村、东花园村等
	集聚提升型-城郊融合型	112	大蒋庄村、北洋村等
	规模控制型-集聚提升型	25	北元村、刘庄村等
	规模控制型-搬迁撤并型	20	西兰坨、中义村等
	规模控制型-城郊融合型	6	潘庄子村、小韩庄村等
多变式	规模控制型-搬迁撤并型-城郊融合型	1	柴庄子村
	规模控制型-集聚提升型-搬迁撤并型	5	芦庄、吕庄等
	规模控制型-集聚提升型-城郊融合型	6	孙庄子村、西泥沽村等
	集聚提升型-搬迁撤并型-城郊融合型	30	炒米店村、上刘庄村等
	规模控制型-集聚提升型-搬迁撤并型-城郊融合型	1	西周庄村

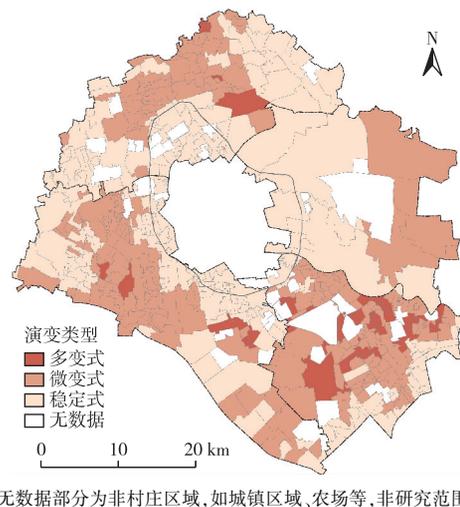


图4 研究区乡村类型演变模式

Fig. 4 Pattern diagram of rural type evolution in the study area

4 讨论与结论

4.1 讨论

(1)乡村类型识别还需结合村庄发展的非量化数据,在村庄自然条件、资源禀赋、区位条件和社会保障水平4个维度之外综合考虑研究区村庄发展政

策、村贤能人和村庄历史沿革等因素,可能会更符合乡村实际发展状况。后续可以选取研究区典型村庄进行深入研究,根据村庄特殊性因地制宜制定符合村庄发展的规划,合理推进乡村振兴。

(2)农业、农村、农民问题是关系国计民生的根本问题,乡村振兴战略是解决“三农”问题的重要举措。通过实施乡村振兴战略规划,可以有效促进城乡要素融合。依据研究区乡村类型演变模式,尊重研究区乡村演变规律,在守住耕地红线的同时,因地制宜合理开发利用土地资源,将城市资源充分利用到周围乡村,农村农业产品则向城市输出,实现城乡资源互动、市场互动,促进研究区农业农村现代化发展。

4.2 结论

都市边缘区作为连接城市与乡村的重要枢纽,具备带动整个城市城乡服务、农业发展的功能。基于乡村振兴战略中乡村分类要求,通过构建乡村类型评价指标体系,识别历史与现期乡村类型,并确定研究区乡村演变模式,主要得到以下结论:

(1)研究区在研究期内土地利用类型变化明显。耕地、农村居民点及建设用地三大用地类型变化显著,研究区作为城市市场扩大交易的重要区

域,区域内耕地、农村居民点等用地类型加速转化为建设用地,其中东丽区尤为明显。

(2)研究区乡村类型划分为城郊融合型、集聚提升型、搬迁撤并型和规模控制型。其中集聚提升型及规模控制型乡村主要转化为城郊融合型及搬迁撤并型乡村,且主要发生于研究区中间区域,研究区最内、外部边缘乡村类型变化不明显。

(3)研究区乡村演变模式确定为稳定式、微变式、多变式。其中稳定式乡村主要分布在天津市外环线以内区域,多变模式村庄多存在于研究区最外围边缘区。

参考文献:

- [1] 韩欣宇,闫凤英.乡村振兴背景下乡村发展综合评价及类型识别研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(9):156-165. [HAN Xin-yu, YAN Feng-ying. Research on the Comprehensive Evaluation and Types Recognition of Rural Development under Rural Revitalization[J]. China Population Resources and Environment, 2019, 29(9): 156-165.]
- [2] 曾灿,李伯华,李翠菲,等.欠发达地区村庄发展类型识别与振兴对策:以湘西州凤凰县为例[J].经济地理,2021,41(12):167-176. [ZENG Can, LI Bo-hua, LI Cui-fei, et al. Type Identification of Village Development in Under-developed Areas and Its Revitalization Countermeasures: Take Fenghuang County, Hunan as an Example[J]. Economic Geography, 2021, 41(12): 167-176.]
- [3] 杨浩,卢新海.基于“三生空间”演化模拟的村庄类型识别研究:以湖南省常德市为例[J].中国土地科学,2020,34(6):18-27. [YANG Hao, LU Xin-hai. Study on Village Type Identification Based on Spatial Evolution and Simulation of “Production-Living-Ecological Space”: A Case Study of Changning City in Hunan Province[J]. China Land Science, 2020, 34(6): 18-27.]
- [4] 谭雪兰,于思远,陈婉铃,等.长株潭地区乡村功能评价及地域分异特征研究[J].地理科学,2017,37(8):1203-1210. [TAN Xue-lan, YU Si-yuan, CHEN Wan-ling, et al. Study on Rural Function Evaluation and Regional Differentiation Characteristics in Changsha-Zhuzhou-Xiangtan Area [J]. Scientia Geographica Sinica, 2017, 37(8): 1203-1210.]
- [5] 马晓冬,李鑫,胡睿,等.基于乡村多功能评价的城市边缘区“三生”空间划分研究[J].地理科学进展,2019,38(9):1382-1392. [MA Xiao-dong, LI Xin, HU Rui, et al. Delineation of “Production-Living-Ecological” Space for Urban Fringe Based on Rural Multifunction Evaluation[J]. Progress in Geography, 2019, 38(9): 1382-1392.]
- [6] 李智,范琳芸,张小林.基于村域的乡村多功能类型划分及评价研究:以江苏省金坛市为例[J].长江流域资源与环境,2017,26(3):359-367. [LIZhi, FAN Lin-yun, ZHANG Xiao-lin. Types Division of Rural Multifunctions and Their Evaluation on Village Scale: A Case of Jintan City, Jiangsu Province[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(3): 359-367.]
- [7] 文琦,郑殿元.西北贫困地区乡村类型识别与振兴途径研究[J].地理研究,2019,38(3):509-521. [WEN Q, ZHENG D Y. Identification and Revitalization of Rural Poverty-Stricken Areas in Northwest China [J]. Geographical Research, 2019, 38(3): 509-521.]
- [8] 陈伟强,代亚强,耿艺伟,等.基于POI数据和引力模型的村庄分类方法研究[J].农业机械学报,2020,51(10):195-204. [CHEN Wei-qiang, DAI Ya-qiang, GENG Yi-wei, et al. Village Classification Method Based on POI Data and Gravity Model[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(10): 195-204.]
- [9] 李裕瑞,刘彦随,龙花楼.黄淮海地区乡村发展格局与类型[J].地理研究,2011,30(9):1637-1647. [LI Y R, LIU Y S, LONG H. Study on the Pattern and Types of Rural Development in the Huang-Huai-Hai Region [J]. Geographical Research, 2011, 30(9): 1637-1647.]
- [10] 唐林楠,刘玉,潘瑜春,等.基于BP模型和Ward法的北京市平谷区乡村地域功能评价与分区[J].地理科学,2016,36(10):1514-1521. [TANG Lin-nan, LIU Yu, PAN Yu-chun, et al. Evaluation and Zoning of Rural Regional Multifunction Based on BP Model and Ward Method: A Case in the Pinggu District of Beijing City[J]. Scientia Geographica Sinica, 2016, 36(10): 1514-1521.]
- [11] 李裕瑞,卜长利,曹智,等.面向乡村振兴战略的村庄分类方法与实证研究[J].自然资源学报,2020,35(2):243-256. [LI Y R, BU C L, CAO Z, et al. Village Classification System for Rural Vitalization Strategy: Method and Empirical Study [J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(2): 243-256.]
- [12] 牛子浩,周忠发,朱昌丽,等.喀斯特山区乡村性空间分异及发展类型:以贵州省盘州市为例[J].水土保持研究,2021,28(3):316-324. [NIU Zi-hao, ZHOU Zhong-fa, ZHU Chang-li, et al. Rurality Spatial Distribution and Types of Rural Development in Karst Mountains: A Case of Panzhou City in Guizhou Province [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(3): 316-324.]
- [13] 张涵,李阳兵.乡村转型背景下山-坝系统土地利用景观耦合与协调演变以贵州省6个山-坝系统为例[J].山地学报,2021,39(2):248-261. [ZHANG Han, LI Yang-bing. Coupling and Coordinated Evolution between Land-use and Landscape in Mountain-Basin System in the Context of Rural Transformation: A Case Study of Six Mountain-basin Systems in Guizhou Province, China [J]. Mountain Research, 2021, 39(2): 248-261.]
- [14] 张娟,赵阳,何艳冰,等.河南省县域乡村多功能性演化特征与空间关系[J].经济地理,2022,42(3):122-132. [ZHANG Juan, ZHAO Yang, HE Yan-bing, et al. Evolution Characteristics and Spatial Relationship of Rural Multi-function in Henan Province [J]. Economic Geography, 2022, 42(3): 122-132.]
- [15] 陈永林,谢炳庚.江南丘陵区乡村聚落空间演化及重构:以赣南地区为例[J].地理研究,2016,35(1):184-194. [CHEN Yong-lin, XIE Bing-geng. The Spatial Evolution and Restructuring of Rural Settlements in Jiangnan Hilly Region: A Case Study in South Jiangxi [J]. Geographical Research, 2016, 35(1): 184-194.]
- [16] 李云海,王海英,陶犁,等.京郊乡村旅游地空间分布演化及其影响因素的地理探测[J].中国农业资源与区划,2023,44(01):214-228. [LI Yun-tao, WANG Hai-ying, TAO Li, et al. Geographic Detector of Spatial Differentiation Evolution and Its Influencing Factors of Rural Tourism Destination in Suburbs of Beijing

- [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2023, 44(01): 214-228.]
- [17] 丁伟丰, 罗小龙, 顾宗倪. 产业空间演化视角下乡村型半城镇化地区的转型: 以汕头市澄海区中部地区为例[J]. 经济地理, 2020, 40(12): 147-154. [DING Wei-feng, LUO Xiao-long, GU Zong-ni. Transition on Rural Peri-Urbanized Areas from the Perspective of Industrial Space Evolution: A Case Study of Middle Area of Chenghai District, Shantou City[J]. Economic Geography, 2020, 40(12): 147-154.]
- [18] 魏璐瑶, 陆玉麒, 马颖忆, 等. 江苏省乡村“三生”功能耦合协同测度及格局演化[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(12): 1596-1608. [WEI Lu-yao, LU Yu-qi, MA Ying-yi, et al. The Coupling Coordination and Pattern Evolution of “Production-Living-Ecological” Functions in Rural Areas of Jiangsu Province[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(12): 1596-1608.]
- [19] 刘滨, 詹晶, 陈鸣. 中国乡村人居环境水平演化及其驱动因素的时空异质性[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(12): 1545-1556. [BIN L, JING Z, MING C. The Evolution of China's Rural Human Settlement Environment Level and the Spatio-temporal Heterogeneity of Its Driving Factors[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(12): 1545-1556.]
- [20] 周扬, 郭远智, 刘彦随. 中国乡村地域类型及分区发展途径[J]. 地理研究, 2019, 38(3): 467-481. [ZHOU Y, GUO Y Z, LIU Y S. Area Types and Their Development Paths in Rural China[J]. Geographical Research, 2019, 38(3): 467-481.]
- [21] 屠爽爽, 龙花楼, 张英男, 等. 典型村域乡村重构的过程及其驱动因素[J]. 地理学报, 2019, 74(2): 323-339. [TU Shuang-shuang, LONG Hua-lou, ZHANG Ying-nan, et al. Process and Driving Factors of Rural Restructuring in Typical Villages[J]. Acta Geographica Sinica, 2019, 74(2): 323-339.]
- [22] 璩路路, 李裕瑞, 李琳娜, 等. 农牧交错带乡村空间发展类型及影响因素研究[J]. 经济地理, 2019, 39(10): 153-161. [QU Lu-lu, LI Yu-rui, LI Lin-na, et al. Study on the Types of Rural Spatial Development and Its Influencing Factors in Agro-Pastoral Region[J]. Economic Geography, 2019, 39(10): 153-161.]
- [23] 韩冬, 乔家君, 马玉玲. 快速工业化背景下乡村性时空分异及其演化: 以河南省巩义市为例[J]. 地理研究, 2017, 36(12): 2405-2418. [HAN Dong, QIAO Jia-jun, MA Yu-ling. Spatio-temporal Differentiation and Evolution of Rurality under the Background of Rapid Industrialization: A Case Study of Gongyi City, Henan Province[J]. Geographical Research, 2017, 36(12): 2405-2418.]

作者简介: 李雪梅(1976—), 女, 吉林蛟河人, 副教授, 博士, 研究方向为土地资源利用与碳排放、城市资源与环境管理。
E-mail: xuemei_321@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

欢迎订阅 2024 年《植物资源与环境学报》

《植物资源与环境学报》为江苏省中国科学院植物研究所和江苏省植物学会联合主办的学术刊物, 国内外公开发行。本刊为全国中文核心期刊(北大核心)、中国科技核心期刊和中国科学引文数据库核心期刊(CSCD 核心), 并为 BA(预评)、CAB、BCI、JST、中国生物学文摘、中国环境科学文摘、中国科学引文数据库、万方数据——数字化期刊群、中国学术期刊(光盘版)、超星期刊出版平台和中文科技期刊数据库等国内外著名刊库收录。2013 年荣获“首届江苏省新闻出版政府奖·期刊奖”及江苏省精品科技期刊项目; 2015 年荣获“第六届江苏省科技期刊金马奖·精品期刊奖”; 2015 年至 2023 年均荣获江苏省精品科技期刊项目; 2021 年荣获第三届江苏省新闻出版政府奖·期刊奖提名奖。

本刊围绕植物资源与环境两个中心命题, 报道我国植物资源的考察、开发利用和植物物种多样性保护, 自然保护区与植物园的建设和管理, 植物在保护和美化环境中的作用, 环境对植物的影响以及与植物资源和植物环境有关学科领域的原始研究论文、研究简报和综述等。凡从事植物学、生态学、自然地理学以及农、林、园艺、医药、食品、轻化工和环境保护等领域的科研、教学、技术人员及决策者均可以从本刊获得相关学科领域的研究进展和信息。

本刊为双月刊, 大 16 开本, 每期 120 页。全国各地邮局均可订阅, 邮发代号 28-213, 每期定价 30 元, 全年定价 180 元。国内统一连续出版物号 CN 32-1339/S, 国际标准连续出版物号 ISSN 1674-7895。若错过征订时间或需补齐 1992 年至 2023 年各期, 请直接与编辑部联系邮购。1992 年至 1993 年每年 8 元; 1994 年至 2000 年每年 16 元; 2001 年至 2005 年每年 24 元; 2006 年至 2008 年每年 40 元; 2009 年至 2011 年每年 60 元; 2012 年至 2019 年每年 80 元; 2020 年至 2021 年每年 120 元; 2022 年至 2023 年每年 156 元; 2024 年全年 180 元(均含邮资, 如需挂号另付挂号费 3 元; 快递到付)。

编辑部地址: 江苏省南京市中山门外 江苏省中国科学院植物研究所内(邮编 210014); 电话: 025-84347014; QQ: 2219161478; E-mail: zwzybjb@163.com。本刊目前只接收在线投稿, 投稿网址: <http://zwzy.cnbg.net>。

本刊已开通微信公众号, 欢迎您扫码关注。



DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0218

叶敦雨,孙小银,单瑞峰.南四湖流域近 45 a 水质净化服务功能的时空演变及其影响因素[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):990-998.

YE Dun-yu,SUN Xiao-yin,SHAN Rui-feng.Study on the Spatio-temporal Changes of Water Purification Service Function and its Influencing Factors of Nansihu Lake Basin for 45 Years[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2023,39(8):990-998.

南四湖流域近 45 a 水质净化服务功能的 时空演变及其影响因素

叶敦雨¹, 孙小银^{1,2}*, 单瑞峰^{1,2} (1. 曲阜师范大学地理与旅游学院, 山东 日照 276826; 2. 南四湖湿地生态与环境
保护山东省高校重点实验室, 山东 日照 276826)

摘要: 研究区域生态系统的水质净化服务功能的时空变化趋势及其驱动因素可以更加有效地保护流域水环境和合理开展土地利用规划。以南四湖流域 1975—2020 年 9 期土地利用数据为基础,以流域氮、磷输出负荷表征水质净化服务功能,运用 InVEST-Nutrient Delivery Ratio(NDR) 模型模拟流域 1975—2020 年水质净化服务功能的时间变化趋势,并利用 GIS 空间统计分析、景观格局分析和地理探测器等探讨土地利用、景观格局和其他自然和社会经济因素对水质净化服务功能的影响。结果表明,1975—2020 年近 45 a 中南四湖流域氮、磷输出量呈先增加后减少再增加趋势;空间上,2020 年流域西部平原地区氮、磷输出量较高,流域北部次之,流域东南部最低;相关分析表明,林地、草地对流域氮、磷输出起拦截阻滞作用,建设用地则对流域氮、磷输出起促进作用;景观格局指数分析表明,平均形状指数(SHAPE_MN)、平均相似度指数(SIMI_MN)、斑块结合度(COHESION)、蔓延度指数(CONTAG)和景观形状指数(LSI)等景观指数对氮、磷输出起促进作用,散布与并列指数(IJI)、平均聚集指数(CONTIG_MN)和平均核心斑块指数(CAI_MN)等则对氮、磷输出起阻滞作用。地理探测器分析表明,建设用地是水质净化服务功能的主要控制因素。

关键词: InVEST-NDR 模型; 土地利用; 景观格局; 南四湖流域; 地理探测器; 水质净化服务功能

中图分类号: S157.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-0990-09

Study on the Spatio-temporal Changes of Water Purification Service Function and its Influencing Factors of Nansihu Lake Basin for 45 Years. YE Dun-yu¹, SUN Xiao-yin^{1,2}*, SHAN Rui-feng^{1,2} (1. College of Geography and Tourism, Qufu Normal University, Rizhao 276826, China; 2. Shandong Provincial Higher Education Key Laboratory of Nansihu Lake Wetland Ecological and Environment Protection, Rizhao 276826, China)

Abstract: Dynamics of water purification services function and their driving forces are of great importance to aquatic environment protection and land use planning. Therefore the dynamics of the total nitrogen and phosphorus output combined with the InVEST-Nutrient Delivery Ratio (NDR) Model and ArcGIS software based on the land use data of Nansihu Lake Basin during 1975–2020 was analyzed, and the output loads of nitrogen and phosphorus in the basin were the proxies of water purification service function. The driving forces of water purification service function, including land use, landscape pattern indices and other physical and social factors, were analyzed by ArcGIS 10.2 and Fragstats 4.2. The results show that the total nitrogen and total phosphorus output in Nansihu Lake Basin increased first, then decreased, and increased again, which suggested an increasing trend during the period of 1975–2020. In terms of spatial distribution pattern, the output of nitrogen and phosphorus was high in the western plain, followed by the northern part, and lowest in the southeastern part. The correlation analysis suggests that forest and grassland intercepted the output of nitrogen and phosphorus while construction land promoted their output. Some landscape pattern indices, included SHAPE_MN, SIMI_MN, COHESION, CONTAG and LSI could accelerate the output of nitrogen and phosphorus, while other indices including CONTIG_MN, CAI_MN and IJI could prevent the output of nitrogen and phosphorus. The analysis of Geodetector indicates that the pro-

收稿日期: 2022-03-18

基金项目: 山东省自然科学基金(ZR2021MD088)

* 通信作者 E-mail: xiaoyin_sun@qfnu.edu.cn

portion of construction land in the basin is the main controlling factor to the output of nitrogen and phosphorus.

Key words: InVEST-NDR model; land use; landscape pattern; Nansihu Lake Basin; Geodetector; water purification services function

生态系统水质净化服务功能是指土壤、植被、微生物及水生生物等通过对径流中氮、磷等污染物的拦截、吸附和吸收,从而使河湖水环境污染得到净化的一种服务功能^[1]。水质净化服务功能是流域生态系统服务中的重要组成部分,对河湖水环境的保护有着重要意义,评估和研究流域水质净化服务功能已逐渐成为流域生态系统服务的研究热点之一^[2]。作为生态系统水质净化服务功能空间化评估的重要工具,生态系统服务评估和权衡(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, InVEST)模型被广泛用于模拟和评估生态系统服务及其经济价值,为生态系统管理和决策提供了重要的支撑^[3]。目前全球60多个国家和地区,包括中国在内的众多学者,利用InVEST模型开展了大量的生态系统服务研究,InVEST模型已经被认为是支撑管理决策的高效工具,具有广阔的应用空间^[4]。InVEST-Nutrient Delivery Ratio(NDR)模型是其中的一个子模块,目的是为了模拟流域氮、磷等营养物的来源和输送过程,估算林地、耕地等土地利用类型对径流中氮、磷污染物的滤除值及最终流域各栅格单元氮、磷的输出量,据此来反映生态系统水质净化服务功能。流域氮、磷输出量越大,水质净化服务功能越差^[5]。目前,国内外已经有较多学者在不同区域开展了部分研究,但大多基于短时间序列尺度研究水质净化服务功能的分布特点及其影响因素,对其影响机制的研究较少,且主要集中在土地利用和景观格局对水环境质量的影响上^[6-9]。目前,从水质净化服务功能的角度分析其长时间序列的时空变化趋势并深入探讨其驱动机制的研究还较少,需要进一步开展研究。

南四湖是中国北方最大的淡水湖泊,是南水北调东线工程重要的调蓄水枢纽,是山东省重要的粮食生产基地和淡水渔业基地^[10],具有极为重要的生态地位。然而,近几十年来受人类活动影响强烈,流域生态环境恶化,面源污染严重,生态系统服务功能逐渐减退,有些地区甚至出现生态系统服务被严重破坏的现象^[5]。南四湖的水质关系到南水北调工程的成败,影响到输水地区水资源的利用。因此,开展南四湖流域生态系统的水质净化服务功能研究具有极为重要的现实意义。目前利用InVEST模型对南四湖流域生态系统水质净化服务功能及

其驱动因素开展的研究鲜有报道。鉴于此,笔者基于南四湖流域1975—2020年9期土地利用数据,运用InVEST-NDR模型模拟流域近45 a来水质净化服务功能的时空演变,探讨土地利用类型、景观格局指数等对水质净化服务功能的影响机制,并运用地理探测器分析地形地貌、降水和人口密度等其他自然和社会因素对当前水质净化服务功能空间分布的影响,以期对南四湖流域水环境的保护和流域土地利用管理等提供决策支持。

1 研究区概况

南四湖流域(34°24'~35°59' N, 114°52'~117°42' E)自西北向东南分别是南阳湖、独山湖、昭阳湖和微山湖4个湖泊^[11]。南四湖主体位于山东省济宁市南部,却承担着同时向江苏、山东、河南、安徽4省的30多个县市区的供水服务,全流域总面积31700 m²^[12](图1)。整个南四湖流域有53条入湖河流,以南四湖为中心从四面八方呈辐射状汇入南四湖。流域地处暖温带半湿润地区,属暖温带大陆性季风气候,雨热同期,无霜期长,年平均气温约14℃,年均降水量为750 mm左右^[13]。流域以南四湖湖体和京杭大运河为界分为湖东、湖西两部分,湖东地区以山地和丘陵为主,湖西地区以平原为主,是黄河和古黄河之间的黄泛平原^[14]。南四湖流域是典型的农业流域,集约化的农业生产模式、城市用地的快速扩张、工业活动的快速发展及流域内林地、草地面积的持续减少对流域生态系统服务功能造成巨大压力^[15-17]。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

以南四湖流域1975、1980、1990、1995、2000、2005、2010、2015、2020年共9期土地利用数据为基础,其中1980、1990、1995、2000、2005、2010和2015年的土地利用数据(30 m×30 m)来源于中国科学院资源环境数据中心(<http://www.resdc.cn/>),1975年土地利用数据来源于遥感影像解译,以南四湖自然保护区Landsat MSS影像(60 m×60 m)为基础,2020年土地利用数据来源于GlobeLand 30地表覆盖数据(<http://www.globallandcover.com>),是利用ENVI 4.7进行人工交互式目视解译获得,其解译结果的

检验精度>90%。研究所涉及到的土地利用分类参考土地资源分类系统的 6 个一级地类,分别是耕地、林地、草地、水域、建设用地、未利用地^[18]。中国土壤质地空间分布数据根据 1:100 万土壤类型图和第 2 次土壤普查获取到的土壤剖面数据编制而成,根据砂粒、粉粒、黏粒含量进行土壤质地划分;基于 SPOT/VEGETATION 以及 MODIS 等卫星遥感影像得到的 2019 年植被覆盖指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) 反映植被覆盖度状况(500

m×500 m);地貌(1 km×1 km)、土壤质地(1 km×1 km)、NDVI(1 km×1 km)、降水(1 km×1 km)、坡度(30 m×30 m)和人口密度(1 km×1 km)均来自于中国科学院资源环境数据中心(<http://www.resdc.cn/>),为确保分析结果的准确性,在应用地理探测器模型进行分析时,将 2020 年土地利用数据、NDVI 数据及坡度数据通过栅格重采样为 1 km×1 km。



图 1 研究区水系、高程和卫星影像图

Fig. 1 Water system, latitude and satellite image of the study area

2.2 研究方法

2.2.1 InVEST-NDR 模型

该评估模型以径流中氮、磷养分污染物的清除能力来估算植被和土壤对水质净化的作用,以确定生态系统水质净化的贡献。除了陆地植被过滤外,模型不涉及化学或生物交互作用。模型计算公式如下:

$$A_{LVx} = H_{HSx} \times p_{olx}, \quad (1)$$

$$H_{HSx} = \frac{\lambda_x}{\lambda_w}, \quad (2)$$

$$\lambda_x = \lg \sum_U Y_U. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, A_{LVx} 为栅格单元 x 处调节的载荷值; p_{olx} 为栅格单元 x 的输出系数; H_{HSx} 为栅格单元计算方法的 水文敏感度评分; λ_x 为栅格单元 x 流量指标; λ_w 为流域平均径流指数; $\sum_U Y_U$ 为栅格单元流量路径上栅格单元水产量的总和。

InVEST-NDR 模型所需参数中营养物径流代理、不同土地利用类型的氮磷输出负荷值、植被营养物滞留效率、流量累积阈值、Boreselli k 参数设置以及模型结果的验证均参考课题组前期研究^[5,19]。

基于 1975—2020 年 9 期土地利用数据,利用 InVEST-NDR 模型得到氮、磷输出栅格数据,利用 ArcGIS 10.2 的 ArcMap 空间分析中分区统计工具得

到各子流域 1975—2020 年氮、磷输出量。

2.2.2 InVEST-NDR 模型校验

模型校验是指将模型运行结果与实测数据进行比较,通过调整季节性因子来确定最适合于研究区域的评估模型^[1]。2020 年枯水期(4 月)、丰水期(7 月)和平水期(11 月)分别对南四湖 51 条主要入湖河流入湖口处断面进行采样,获得实测的总氮、总磷浓度,通过调整 InVEST-NDR 模型季节性因子数值,检验模拟值与实测值之间的 Spearman 相关性,验证模型在南四湖流域的可应用性。

2.2.3 景观格局分析

景观指数能够凝练景观格局信息,反映其结构组成和空间配置的某些特征,景观格局指数法能够较好地度量流域景观格局,并从不同尺度上反映特定区域景观格局特征的变化状况^[20]。利用 Fragstats 4.2 软件选取景观形状指数(LSI)、平均形状指数(SHAPE_MN)、平均聚集指数(CONTIG_MN)、平均核心斑块指数(CAI_MN)、平均相似指数(SIMI_MN)、蔓延度指数(CONTAG)、散布与并列指数(IJI)和斑块结合度(COHESION)8 个景观水平指数来分析景观指数的变化与氮、磷输出量之间的相关性。选取的景观指数能够表示景观的个体数量特征和空间特征,各个景观指数具体含义见表 1。利用 Fragstats 4.2 软件获取 1975—2020 年南四湖

流域景观水平对应指数数据,景观格局指数相关计算方法参照文献[21]。

表 1 景观格局指数含义及其类别

Table 1 Landscape index and corresponding meaning

景观格局指数	指数含义	类别
SHAPE_MN	经数学转化的斑块边长与面积比	形状指数
CONTIG_MN	通过连续斑块的值来量化连续指数	
CAL_MN	描述核心区占总景观面积的比例	核心面积指数
LSI	表示景观形状的复杂程度	聚合指数
SIMI_MN	量化一个斑块相对于同一类斑块的空间背景	
CONTAG	景观里不同斑块类型的团聚程度或延展趋势	
IJI	反映景观或各斑块类型间的总体散布和并列情况	
COHESION	反映相应斑块间的物理连通性	

2.2.4 地理探测器

地理探测器模型是探测空间分异性,以及揭示其背后影响因素的一种新的统计学方法,主要包括风险探测、因子探测、交互探测与生态探测 4 个部分^[22-23]。地理探测器 q 统计量可以用来度量空间分异性、探测解释因子、分析变量之间的交互关系,已经在自然和社会科学等多领域得到广泛应用^[24-25]。选取因子探测器来分析影响南四湖流域水质净化服务功能的各个影响因素。

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} = 1 - \frac{S_{SW}}{S_{ST}} \quad (4)$$

式(4)中, $h = 1, \dots, n$; L 为变量 Y 或因子 X 的分层 (Strata), 即分类或分区; N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数; σ_h^2 和 σ^2 分别是层 h 和全区的 Y 值的方差。 S_{SW} 为层内方差之和 (within sum of squares), S_{ST} 为全区总方差 (total sum of squares)^[22]。

2.3 数据处理与分析

利用 ArcGIS 10.2 中 ArcMap 空间统计分析 1975—2020 年土地利用数据和水质净化服务功能数据,利用分区统计工具获取 2020 年 162 个子流域中氮、磷输出量及 6 种土地利用类型面积比例。运用 SPSS 22 软件中 Spearman 相关性分析工具分析 InVEST-NDR 模型模拟值与实测值的相关性,运用 Pearson 相关性分析工具分别对 1975—2020 年土地利用数据、景观格局指数与相应的氮、磷输出量进行相关性分析,探究氮、磷输出量变化的影响因素。

综合运用地图代数运算与图谱代码融合的空

间分析方法,合成空间-属性-过程一体化图谱单元,生成南四湖流域 1975—2020 年的土地利用转移图谱,得到主要转移图谱单元类型^[26]。

3 结果与分析

3.1 模型验证

通过对 InVEST-NDR 模型模拟值与实测值进行 Spearman 相关性分析,氮、磷输出量模拟值与实测值存在显著相关性 ($P < 0.05$), 相关系数分别为 0.615 和 0.544, 说明 InVEST-NDR 模型在季节性因子 $z = 29.4$ 时模拟值与实测值比较接近。

3.2 南四湖流域水质净化服务功能的时间变化

1975—2020 年南四湖流域年氮、磷输出量变化明显,呈现出先升高后降低再升高、整体呈上升的变化趋势,尤其是 2015—2020 年氮、磷输出量增长明显(图 2)。

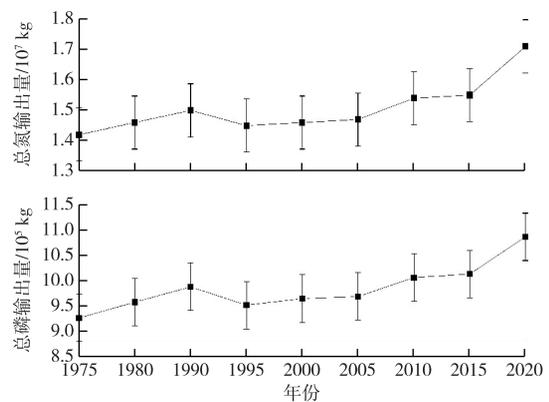


图 2 1975—2020 年氮、磷输出量变化曲线

Fig. 2 Change of nitrogen and phosphorus output from 1975 to 2020

2020 年南四湖流域氮、磷输出量分别是 1.71×10^7 和 1.09×10^6 kg, 为近 45 a 氮、磷输出量最高值, 与 1975 年相比分别增长 20.04% 和 17.19%。1975—2015 年氮、磷输出量分别增长 8.71% 和 9.31%, 但是 2015—2020 年氮、磷输出量却分别增长 10.42% 和 7.20%, 高于过去 40 a 增长速度。氮、磷输出量越多, 流域生态系统水质净化服务功能越差。因此, 近 45 a 来南四湖流域生态系统水质净化服务功能显著下降, 整体呈衰退趋势, 且衰退速度加快。

3.3 水质净化服务功能的空间分布及变化

由图 3 可知, 当前水质净化服务功能在空间分布上存在着显著差异。氮、磷输出高值区大多分布在地形平坦、人类活动强烈的区域, 土地利用类型

多为建设用地。高值区主要集中在流域北部、西部,这些区域多为平原地区,土地利用类型以耕地和建设用地为主;流域东部、南部的大部分区域氮磷输出量较小,可能与这些地区土地利用类型多以林地、草地为主,植被本身氮、磷输出较小,且对

氮、磷的流失具有拦截、过滤等作用,减少了氮、磷的输出量。流域氮、磷输出的总体空间特点是西高东低,这与荆延德等^[12]等关于南四湖流域面源污染输出风险的研究结果一致。

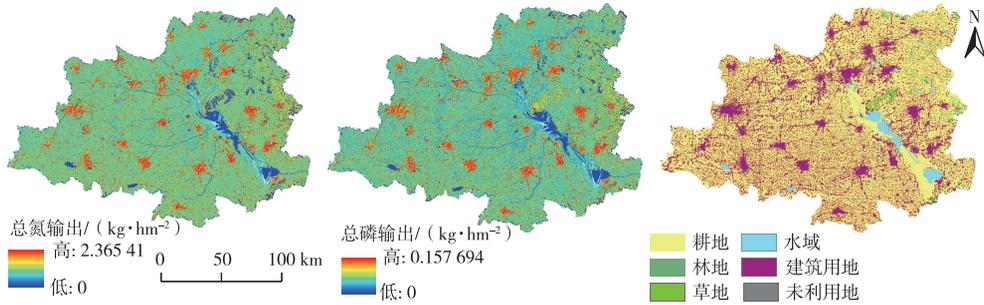
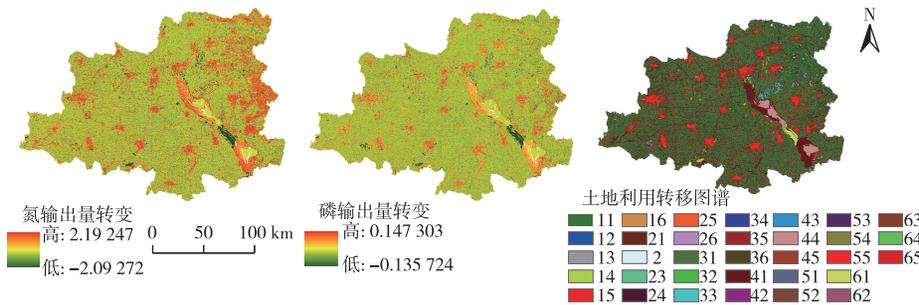


图 3 2020 年氮、磷输出空间分布及土地利用类型

Fig. 3 Spatial distribution of nitrogen and phosphorus output and land use types in 2020

如图 4 所示,与 1975 年相比,2020 年氮输出量在流域东部山地、丘陵地带明显增加,流域西部则呈现出分散点状区域显著增加,主要位于城市区域,其他区域变化则不显著。就全流域而言,39.28%的区域氮输出下降,60.05%的区域氮输出增加,0.67%的区域氮输出保持不变。磷输出量在整个流域均呈现少数点状区域显著增加,大部分区

域变化不明显,增加的区域多为城市化扩展区域。全流域 41.56%的区域磷输出下降,57.78%的区域磷输出增加,0.66%的区域磷输出保持不变。结合 1975—2020 年土地利用转移图,氮、磷输出量变化显著的点状区域大多为近 45 a 中其他土地利用类型转换为城市建设用地,城市扩张造成了氮、磷输出的增加。



1—耕地,2—林地,3—草地,4—水域,5—建设用地,6—未利用地; 11 表示 1975 年耕地转为 2020 年耕地的面积,其余依次类推。

图 4 1975—2020 年氮、磷输出量空间变化及对应的土地利用转移图谱

Fig. 4 Spatial change of nitrogen and phosphorus output and corresponding land use transfer map from 1975 to 2020

3.4 土地利用变化对水质净化服务功能的影响

1975—2020 年流域氮、磷输出量变化与土地利用变化的相关性分析(表 2)表明,林地与草地面积变化与氮、磷输出量呈极显著负相关($P < 0.01$),说明林地与草地对流域氮、磷输出起阻滞作用。林地、草地植被拦截、过滤径流中的氮、磷等污染物,其自身能够吸收转化氮、磷,也可以通过植被根系对土壤中的氮、磷截留,减少向河流中的输入。崔超等^[27]关于香溪河流域的研究发现,当林地面积增

加时氮、磷负荷消减;韩黎阳等^[28]等分析了土地利用类型对兰陵溪水体中氮、磷输出的影响,发现以林地为主的子流域氮、磷输出量低。同时,建设用地与流域氮、磷输出量存在极显著正相关($P < 0.01$),说明建设用地对流域氮、磷输出量起促进作用,建设用地是人类生产生活活动最频繁的区域,对氮、磷输出量有较大贡献。房志达等^[29]研究发现,南方丘陵区小流域中建设用地单位面积氮、磷负荷最高;王艺璇等^[30]关于永定河的研究发现,建

设用地面积增加导致水体中氮、磷含量持续增加。

表 2 1975—2020 年氮、磷输出量与土地利用类型的相关系数

Table 2 Correlation between total nitrogen and total phosphorus output and land use types from 1975 to 2020

输出量	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
总氮	-0.036	-0.831**	-0.927**	-0.652	0.855**	-0.350
总磷	-0.174	-0.743**	-0.859**	-0.634	0.904**	-0.308

**表示 $P < 0.01$ 。

3.5 景观格局指数对水质净化服务功能的影响

1975—2020 年各景观格局指数数值变化结果(表 3)表明,在南四湖流域中,建设用地面积增加,其余土地利用类型面积均有所减小且破碎化程度增加;各土地利用类型间紧密度增加,景观异质性下降。在景观水平上,不同景观类型之间散布指数越高、物理连通性越高、团聚程度越大,则水质越差;同一景观中,景观形状越复杂、斑块占同类型景

观面积比例越大,则对氮、磷污染物的输出越有利^[20-21]。结合表 4 可以看出,SHAPE_MN、SIMI_MN、LSI、CONTAG 和 COHESION 等景观水平指数值的升高对氮、磷输出量起促进作用,CONTIG_MN、CAI_MN 和 IJI 等景观指数值的降低对氮、磷输出量起阻滞作用。各景观指数的变化对氮、磷输出的影响与前人研究结果相同^[20-21]。

表 3 1975—2020 年景观格局指数变化

Table 3 Change of landscape pattern index from 1975 to 2020

年份	CONTIG_MN	LSI	SHAPE_MN	CAI_MN	SIMI_MN	CONTAG	IJI	COHESION
1975	0.654	78.947	1.279	97.153	2.320	71.124	52.370	99.944
1980	0.862	90.885	1.349	96.492	2.510	69.369	49.282	99.927
1990	0.860	92.368	1.350	96.385	2.540	68.653	50.360	99.927
1995	0.860	92.531	1.347	96.295	2.500	68.836	50.144	99.928
2000	0.859	93.706	1.353	96.259	2.480	68.780	48.741	99.928
2005	0.859	94.793	1.358	96.359	2.430	68.307	48.623	99.926
2010	0.850	92.404	1.379	95.416	2.580	69.341	41.872	99.928
2015	0.849	92.892	1.382	95.402	2.550	69.052	41.854	99.927
2020	0.558	101.847	1.481	79.034	5.920	75.987	28.246	99.975

各景观指数含义见表 1。

表 4 1975—2020 年氮磷输出量与景观水平指数的相关系数

Table 4 Correlation between nitrogen and phosphorus output and landscape level index from 1975 to 2020

污染物	LSI	SHAPE_MN	CONTIG_MN	CAI_MN	SIMI_MN	CONTAG	IJI	COHESION
总氮	0.718*	0.941**	-0.917**	-0.917**	0.903**	0.775*	-0.980**	0.743*
总磷	0.782*	0.957**	-0.883**	-0.862**	0.847**	0.673*	-0.958**	0.637

*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$ 。各景观指数含义见表 1。

3.6 水质净化服务功能分布格局的影响因素

3.6.1 土地利用与景观格局对水质净化的影响

将 2020 年 162 个子流域的氮磷输出分别与土地利用类型、景观格局指数进行相关性分析,结果见图 5、表 5。在土地利用类型中,草地与总氮输出表现为显著负相关($P < 0.05$),与总磷输出则表现为正相关但不显著,说明草地对总氮输出的阻滞作用较为明显;建设用地与氮、磷输出表现为极显著正相关($P < 0.01$),说明建设用地对氮、磷输出起到促进作用。景观格局指数中,LSI 与氮、磷输出呈正相关但不显著,CONTIG_MN 与氮、磷输出呈显著负相

关($P < 0.05$),CONTAG、COHESION 与总氮输出呈显著负相关($P < 0.05$),与总磷输出相关性不显著,说明 CONTIG_MN 对氮、磷输出起阻滞作用,CONTAG 和 COHESION 对总氮输出起阻滞作用,对总磷输出阻滞作用不显著,其他景观格局指数与氮、磷输出呈负相关但不显著(表 6)。

3.6.2 水质净化服务功能的其他自然和社会经济影响因素

采用因子探测器衡量各个影响因素对水质净化服务功能的解释力,结果见表 7。2020 年建设用地所占比例对氮、磷输出的贡献量均在 60% 以上,

依据 q 值越大,对因变量的解释作用越大原则^[22],所以建设用地是流域水质净化服务功能的主要控制因素;NDVI 和人口密度对氮、磷输出的贡献率均在 30%以上,对水质净化服务功能的贡献率仅次于

建设用地所占比例,是水质净化服务功能的重要控制因素;地形地貌、降水、土壤质地和坡度等自然因素对氮、磷输出的贡献率均低于 10%,对水质净化服务功能的影响较小。

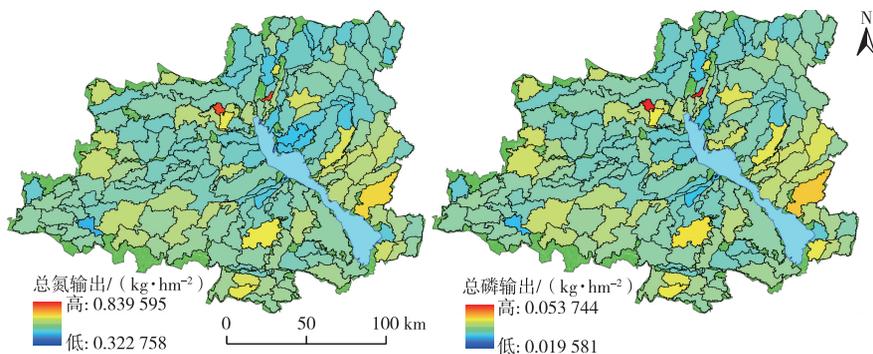


图 5 2020 年子流域氮、磷输出

Fig. 5 Nitrogen and phosphorus output in sub-watersheds in 2020

表 5 2020 年子流域氮、磷输出与土地利用类型相关性

Table 5 Correlation between nitrogen and phosphorus output and land use types in sub-watersheds in 2020

污染物	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
总氮	0.059	-0.102	-0.180 *	-0.362 **	0.712 **	-0.034
总磷	0.042	-0.028	0.079	-0.358 **	0.720 **	-0.003

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。

表 6 2020 年子流域氮、磷输出与景观格局指数相关性

Table 6 Correlation between nitrogen and phosphorus output and landscape pattern index in sub-watersheds in 2020

污染物	LSI	SHAPE_MN	CONTIG_MN	CONTAG	IJI	COHESION
总氮	0.082	-0.085	-0.165 *	-0.179 *	-0.114	-0.214 *
总磷	0.300	-0.041	-0.178 *	-0.122	-0.056	-0.131

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。各景观指数含义见表 1。

表 7 水质净化服务功能各影响因子贡献比例

Table 7 Contribution of driving factors of water purification service function

污染物	地形地貌	降水	土壤质地			坡度	NDVI	人口密度	建设用地比例
			淤泥	沙土	黏土				
总氮	3.3	1.4	2.1	3.0	0.3	5.6	30.7	31.4	64.2
总磷	2.6	0.5	2.0	2.6	0.4	5.9	37.9	30.3	61.6

4 讨论与结论

4.1 讨论

总体而言,南四湖流域近 45 a 水质净化服务功能逐年变差,土地利用类型及景观格局指数等因素影响着水质净化服务功能。与吴瑞等^[1]的研究相比,南四湖流域水质净化服务功能持续减弱,且减弱幅度不断增大。1975—2020 年氮、磷输出空间分布变化结果表明,南四湖流域东南部地区氮、磷输出增长趋势较快,这可能与该区域近 45 a 成立的产

生大量氮、磷污染物的工厂企业较多有密切关系,所以控制流域氮、磷输出可从 2 个大方向着手。就土地利用类型而言,针对建设用地促进氮磷的输出这一关键影响因素,应该整合现有城镇排水,建立有效的污水处理系统,减少工业污水及生活污水向河流湖泊的直接排放,加强村庄生活垃圾的集中管理及处理工作;根据林草地对流域氮、磷输出的拦截阻滞作用的研究结论,应实行有计划的湖岸带退耕还林还草或增加城镇绿化等措施,增加林草地面积,在有条件的地区建立林、草地缓冲带,拦截氮、

磷等污染物进入河流。就景观格局而言,增加景观异质性,合理分布景观类型,提升景观适应度,有助于提高对氮、磷输出的阻滞。

4.2 结论

1975—2020年南四湖流域氮、磷输出量整体呈增长趋势,且2015—2020年氮、磷输出量增长趋势明显,说明流域内水质净化能力正在加速退化,流域内氮、磷输出量增加,生态环境受到进一步损害,其中总氮输出量远高于总磷输出量,成为南四湖流域水质净化的重点、难点。

对1975—2020年南四湖流域9期土地利用类型与氮、磷输出的相关性分析结果表明,林地与草地对氮、磷输出起阻滞作用,其中草地对氮、磷输出的阻滞作用较强。建设用地对氮、磷输出起促进作用,随着建设用地面积逐年增加,氮、磷输出量也与日俱增。其他土地利用类型与氮、磷输出的相关性不显著。在空间上,2020年流域西部平原地区氮、磷输出量较高,流域北部地区次之,流域东南部地区氮、磷输出量最低。近45 a景观格局指数的变化趋势及其与氮、磷输出的相关性分析表明,SHAPE_MN、SIMI_MN、LSI、CONTAG和COHESION等景观指数值的升高对氮、磷输出起促进作用,CONTIG_MN、CAI_MN和IJI等景观指数值的下降对氮、磷输出起阻滞作用。此外,NDVI的降低和人口密度的增加也是流域水质净化服务功能恶化的重要因素,应该引起足够的重视。

参考文献:

- [1] 吴瑞,刘桂环,文一惠.基于InVEST模型的官厅水库流域产水和水质净化服务时空变化[J].环境科学研究,2017,30(3):406-414.[WU Rui,LIU Gui-huan,WEN Yi-hui.Spatio-temporal Variations of Water Yield and Water Quality Purification Service Functions in Guanting Reservoir Basin Based on InVEST Model[J].Research of Environmental Sciences,2017,30(3):406-414.]
- [2] 刘翠.太湖流域水供给及水质净化服务供需时空演变分析[D].南京:南京农业大学,2019.[LIU Cui.Spatio-temporal Evolution of Supply-demand of Water Supply and Water Purification Service in Taihu Basin[D].Nanjing:Nanjing Agricultural University,2019.]
- [3] 张文静,孙小银,周俊.南四湖流域关键生态系统服务的时空权衡关系[J].生态学报,2021,41(20):8003-8015.[ZHANG Wen-jing,SUN Xiao-yin,ZHOU Jun.Spatio-temporal Dynamics of Tradeoffs between Crucial Ecosystem Services in Nansihu Lake Basin[J].Acta Ecologica Sinica,2021,41(20):8003-8015.]
- [4] 杨旭.气候和土地利用变化背景下中国西北干旱区产水和水质净化服务评估:以博斯腾湖流域为例[D].上海:华东师范大学,2020.[YANG Xu.Assessment of Water Yield and Water Purification Services in Arid Inland River Basins of Northwest China under the Background of Climate and Land Use Change:A Case Study of the Bosten Lake Basin[D].Shanghai:East China Normal University,2020.]
- [5] 郭洪伟.基于InVEST模型的南四湖流域生态系统服务空间格局研究[D].日照:曲阜师范大学,2017.[GUO Hong-wei.Spatial Pattern of Ecosystem Services in Nansihu Lake Basin Based on InVEST Model[D].Rizhao:Qufu Normal University,2017.]
- [6] 王蓓,赵军,胡秀芳.石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J].生态学报,2018,38(21):7582-7595.[WANG Bei,ZHAO Jun,HU Xiu-fang.Analysis on Trade-offs and Synergistic Relationships among Multiple Ecosystem Services in the Shiyang River Basin[J].Acta Ecologica Sinica,2018,38(21):7582-7595.]
- [7] WEN Yi-hui,LIU Gui-huan,WU Rui.Eco-compensation in Guanting Reservoir Watershed Based on Spatio-temporal Variations of Water Yield and Purification Services[J].Journal of Resources and Ecology,2018,9(4):416-425.
- [8] YOHANNES H,SOROMESSA T,ARGAW M,et al.Impact of Landscape Pattern Changes on Hydrological Ecosystem Services in the Beressa Watershed of the Blue Nile Basin in Ethiopia[J].Science of the Total Environment,2021,793:148559.
- [9] HOYER R,CHANG H.Assessment of Freshwater Ecosystem Services in the Tualatin and Yamhill Basins under Climate Change and Urbanization[J].Applied Geography,2014,53:402-416.
- [10] 张华美.南四湖流域非点源污染输出风险评估及其对土地利用变化的响应[D].日照:曲阜师范大学,2018.[ZHANG Hua-mei.Risk Assessment of Non-point Source Pollution Output and Its Response to Land Use Change in Nansihu Lake Basin[D].Rizhao:Qufu Normal University,2018.]
- [11] 徐好.南四湖水质时空分布及评价研究[D].济南:济南大学,2019.[XU Hao.Spatio-temporal Distribution and Evaluation of Water Quality in Nansihu Lake[D].Jinan:University of Jinan,2019.]
- [12] 荆延德,张华美.基于LUCC的南四湖流域面源污染输出风险评估[J].自然资源学报,2019,34(1):128-139.[JING Yan-de,ZHANG Hua-mei.Risk Assessment of Non-Point Source Pollution Output in Nansihu Lake Basin Based on LUCC[J].Journal of Natural Resources,2019,34(1):128-139.]
- [13] 李爽,张祖陆,孙媛媛.基于SWAT模型的南四湖流域非点源氮磷污染模拟[J].湖泊科学,2013,25(2):236-242.[LI Shuang,ZHANG Zu-lu,SUN Yuan-yuan.Simulation of Non-Point Source Pollution of Nitrogen and Phosphorus in Lake Nansi Watershed Using SWAT Model[J].Journal of Lake Sciences,2013,25(2):236-242.]
- [14] 孟瑶瑶,薛丽芳.南四湖流域土地利用及其景观格局变化分析[J].水土保持研究,2017,24(3):246-252.[MENG Yao-yao,XUE Li-fang.Analysis on Landscape Pattern Change and Land Use in Nansi Lake Basin[J].Research of Soil and Water Conservation,2017,24(3):246-252.]
- [15] 张大智,孙小银,袁兴中,等.南四湖流域1980—2015年土地利用变化及其对流域生境质量的影响[J].湖泊科学,2018,30(2):349-357.[ZHANG Da-zhi,SUN Xiao-yin,YUAN Xing-

- zhong, *et al.* Land Use Change and Its Impact on Habitat Quality in Lake Nansi Basin from 1980 to 2015 [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(2): 349–357.]
- [16] 荆延德, 张华美, 孙笑笑. 基于输出系数模型的南四湖流域非点源污染输出风险评估 [J]. *水土保持通报*, 2017, 37(3): 270–274, 278. [JING Yan-de, ZHANG Hua-mei, SUN Xiao-xiao. Risk Assessment of Non-Point Source Pollution in Nansihu Lake Basin Using Output Coefficient Model [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, 37(3): 270–274, 278.]
- [17] 黄亚丽, 张丽, 朱昌雄. 山东省南四湖流域农业面源污染状况分析 [J]. *环境科学研究*, 2012, 25(11): 1243–1249. [HUANG Ya-li, ZHANG Li, ZHU Chang-xiong. Survey and Analysis of Agricultural Non-Point Source Pollution in Nansi Lake Basin, Shandong Province [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(11): 1243–1249.]
- [18] 徐燕, 孙小银, 张大智, 等. 1980—2015 年南四湖流域景观格局及其脆弱性 [J]. *应用生态学报*, 2018, 29(2): 635–642. [XU Yan, SUN Xiao-yin, ZHANG Da-zhi, *et al.* Landscape Pattern and Its Vulnerability of Nansihu Lake Basin during 1980–2015 [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2018, 29(2): 635–642.]
- [19] CONGW C, SUN X Y, GUO H W, *et al.* Comparison of the SWAT and In VEST Models to Determine Hydrological Ecosystem Service Spatial Patterns, Priorities and Trade-Offs in a Complex Basin [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 106089.
- [20] 刘怡娜, 孔令桥, 肖焱, 等. 长江流域景观格局变化对生态系统水质净化服务的影响 [J]. *环境保护科学*, 2018, 44(4): 6–13. [LIU Yi-na, KONG Ling-qiao, XIAO Yi, *et al.* Effects of Landscape Pattern Changes on Ecosystem Water Purification Service in the Yangtze River Basin [J]. *Environmental Protection Science*, 2018, 44(4): 6–13.]
- [21] MCGARIGAL K. FRAGSTATS 4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer Software Program [CP/OL]. [2021-11-07]. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- [22] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望 [J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116–134. [WANG Jin-feng, XU Cheng-dong. Geodetector: Principle and Prospective [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116–134.]
- [23] 蔡兴冉, 李忠勤, 张慧, 等. 中国天山冰川变化脆弱性研究 [J]. *地理学报*, 2021, 76(9): 2253–2268. [CAI Xing-ran, LI Zhong-qin, ZHANG Hui, *et al.* Vulnerability of Glacier Change in Chinese Tianshan Mountains [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2021, 76(9): 2253–2268.]
- [24] 张文静, 孙小银, 单瑞峰, 等. 1975—2018 年南四湖流域景观生态风险时空变化及其驱动因素研究 [J]. *生态科学*, 2020, 39(3): 172–181. [ZHANG Wen-jing, SUN Xiao-yin, SHAN Rui-feng, *et al.* Spatio-temporal Changes of Landscape Ecological Risk and Its Driving Factors in Nansi Lake Basin from 1975 to 2018 [J]. *Ecological Science*, 2020, 39(3): 172–181.]
- [25] 雷菁, 钟业喜, 冯兴华, 等. 基于交通信息流的长江经济带城市中心性及其影响因素 [J]. *经济地理*, 2021, 41(8): 97–105. [LEI Jing, ZHONG Ye-xi, FENG Xing-hua, *et al.* Urban Centrality and Its Influencing Factors in the Yangtze River Economic Belt Based on Traffic and Information Flow [J]. *Economic Geography*, 2021, 41(8): 97–105.]
- [26] 唐常春, 李亚平. 多中心城市群土地利用/覆被变化地学信息图谱研究: 以长株潭城市群为例 [J]. *地理研究*, 2020, 39(11): 2626–2641. [TANG Chang-chun, LI Ya-ping. Geo-information Tupu Process of Land Use/ Cover Change in Polycentric Urban Agglomeration: A Case Study of Changsha-Zhuzhou-Xiangtan Urban Agglomeration [J]. *Geographical Research*, 2020, 39(11): 2626–2641.]
- [27] 崔超, 刘申, 翟丽梅, 等. 香溪河流域土地利用变化过程对非点源氮磷输出的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(1): 129–138. [CUI Chao, LIU Shen, ZHAI Li-mei, *et al.* Effect of Land Use/ Cover Changes on Nitrogen and Phosphorus Losses via Non-point Source Pathway in Xiangxi River Basin [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2016, 35(1): 129–138.]
- [28] 韩黎阳, 黄志霖, 肖文发, 等. 三峡库区兰陵溪小流域土地利用及景观格局对氮磷输出的影响 [J]. *环境科学*, 2014, 35(3): 1091–1097. [HAN Li-yang, HUANG Zhi-lin, XIAO Wen-fa, *et al.* Effects of Land Use and Landscape Pattern on Nitrogen and Phosphorus Exports in Lanlingxi Watershed of the Three Gorges Reservoir Area, China [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(3): 1091–1097.]
- [29] 房志达, 苏静君, 赵洪涛, 等. 红壤丘陵区小流域典型土地利用的面源氮磷输出特征 [J]. *环境科学*, 2021, 42(11): 5394–5404. [FANG Zhi-da, SU Jing-jun, ZHAO Hong-tao, *et al.* Output Characteristics of Nitrogen and Phosphorus from Non-point Source Pollution of Typical Land Use in a Micro-watershed in Hilly Red Soil Region [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(11): 5394–5404.]
- [30] 王艺璇, 沈彦军, 高雅, 等. 永定河上游环境变化和水资源演变研究进展 [J]. *南水北调与水利科技*, 2021, 19(4): 656–668. [WANG Yi-xuan, SHEN Yan-jun, GAO Ya, *et al.* Research Progress on the Changes of Environmental and Water Resources in the Upper Yongding River Basin [J]. *South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology*, 2021, 19(4): 656–668.]

作者简介: 叶敦雨(1996—), 男, 山东滕州人, 研究方向为污染生态学。E-mail: ydy191476@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0253

胡梦甜,张慧,乔亚军,等.呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量时空变化及驱动力分析[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):999-1007.

HU Meng-tian,ZHANG Hui,QIAO Ya-jun, et al.Spatio-temporal Change and Driving Forces of Soil Wind Erosion Amount in Hulunbuir Forest-steppe Ecotone[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2023,39(8):999-1007.

呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量时空变化及驱动力分析

胡梦甜¹, 张慧^{1,2①}, 乔亚军¹, 刘坤¹, 王智^{1②}, 徐网谷¹ (1. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏南京 210042; 2. 南京信息工程大学江苏省大气环境与装备技术协同创新中心/地理科学学院, 江苏南京 210044)

摘要: 风蚀量是判断土壤流失和沙地化的重要指标。利用土壤风蚀修正模型,定量分析了2000、2010和2018年呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量的时空变化特征,通过地理探测器模型研究了气候变化与人类活动对土壤风蚀变化量的驱动作用,重点探讨了土地利用和植被覆盖度变化对土壤风蚀量变化的影响。结果表明:(1)2000、2010和2018年研究区土壤风蚀总量分别为 9.74×10^7 、 1.33×10^8 、 8.51×10^7 t,总体呈现先上升后下降的趋势;与2000年相比,2018年研究区有9.04%的区域土壤风蚀强度减轻,有0.10%的区域土壤风蚀强度恶化,其余90.86%的区域土壤风蚀强度保持不变。(2)2000—2018年土壤风蚀量变化量的驱动因子之间交互作用显著,风蚀量的减少主要受人类活动与气候变化的协同驱动影响。(3)2000—2018年草地覆盖度增加、沙化土地封育、生态退耕和天然林保护措施对土壤风蚀量减少的贡献率分别为69.32%、19.37%、0.06%和1.81%,可见研究区的生态保护措施对风蚀量的减少具有重要的推动作用。

关键词: 风蚀修正方程模型; 呼伦贝尔; 森林-草原生态交错带; 土地利用; 植被覆盖度; 土壤风蚀量; 地理探测器

中图分类号: X87 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2023)08-0999-09

Spatio-temporal Change and Driving Forces of Soil Wind Erosion Amount in Hulunbuir Forest-steppe Ecotone.

HU Meng-tian¹, ZHANG Hui^{1,2①}, QIAO Ya-jun¹, LIU kun¹, WANG Zhi^{1②}, XU Wang-gu¹ (1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology/ School of Geographical Sciences, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: The amount of wind erosion is an important indicator for assessing soil loss and desertification. This paper quantitatively analyzes the spatial-temporal variability of soil wind erosion in the Hulunbuir forest-steppe ecotone in 2000, 2010 and 2018, using the revised wind erosion equation. The driving effects of climate change and human activities on soil wind erosion change were investigated through a geodetector model, and the influence of land cover and vegetation cover change on soil wind erosion was also explored. The results showed that: (1) The total amount of soil wind erosion in the study area in 2000, 2010 and 2018 were 9.74×10^7 , 1.33×10^8 and 8.51×10^7 tons respectively, with an overall trend of first increasing and then decreasing; Compared to the year of 2000, 9.04% of the study area decreased in soil wind erosion intensity in the year of 2018, while 0.10% of the study area increased in soil wind erosion intensity, and the soil wind erosion intensity remained unchanged in the other 90.86% of the study area; (2) The interaction between the driving factors of soil wind erosion change from 2000 to 2018 was significant, and the decrease in wind erosion was mainly driven by the synergy of human activities and climate change; (3) From 2000 to 2018, the four measures of increased grassland

收稿日期: 2022-09-27

基金项目: 生态环境部财政拨款项目(2019—2023年); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(GYZX230405)

① 通信作者 E-mail: zhanghui@nies.org

② 共同通信作者 E-mail: wangzhi@nies.org

coverage, sealed sand land, withdrawal of ecological land, and natural forest protection contributed 69.32%, 19.37%, 0.06%, and 1.81% to the reduction of wind erosion, respectively. It is evident that the ecological protection measures in the study area play a crucial role in promoting the reduction of wind erosion.

Key words: revised wind erosion equation; Hulunbair; forest-steppe ecotone; land use; vegetation coverage; soil wind erosion; geodetector

风蚀对地表土壤的大量搬运和堆积,是导致干旱半干旱区土地沙化和沙地化进程最重要、最直接的作用过程之一^[1-2]。土壤风蚀研究方法主要有野外调查观测、风洞模拟、元素示踪法、遥感和 GIS 等^[3],但这些方法无法满足大范围区域风蚀量快速动态估算的需求^[4]。为了定量模拟大范围区域风蚀量,自 20 世纪 60 年代起,国外先后开发了大量的风蚀模型,主要包括风蚀方程(wind erosion equation, WEQ)^[5]、修正风蚀方程(revised wind erosion equation, RWEQ)^[6]、德克萨斯模型(texas erosion analysis model, TEAM)、风蚀评价模型(wind erosion assessment model, WEAM)^[7]、风蚀预报系统(wind erosion prediction system, WEPS)^[8]等。其中,WEPS 系统较为先进,但该系统建模过程复杂,数据要求繁杂,且缺乏相关参数的本地化工作,故该模型在国内应用较少^[9]。相比先进的 WEPS 系统,RWEQ 模型因其参数较易获取、操作更为简单的特点,在我国不少地区的土壤风蚀和防风固沙功能计算与评估中得到了广泛应用,如在内蒙古自治区锡林郭勒盟、青海省浑善达克沙地、黑河流域^[10-11]等地都开展了相关工作。该模型也被作为《生态保护红线划定指南》和《全国生态状况评估技术规范》中防风固沙功能重要性的评估方法。

对于风蚀量变化的驱动因素,学者大多采用相关性分析、主成分或聚类分析等传统方法进行研究^[12],缺少从地理分异的角度对风蚀量变化的定量归因和驱动因素的空间差异性研究。地理探测器是一种强大的、能直接量化驱动因素及其交互作用影响的方法,它不必遵循传统统计方法的假设,且不涉及复杂的参数设置过程^[13]。近年来,地理探测器在土地利用^[14]、生态服务功能^[15]等地理现象的空间驱动力分析领域应用广泛。

呼伦贝尔森林-草原生态交错带是我国生态系统结构保存完整、健康状况良好的林草交错带,是我国北方地区重要的生态屏障^[16]。研究区冬春季寒冷多风,该区的草原是以栗钙土、风沙土为主的干草原,易形成风蚀^[17],因此探究该地区土壤风蚀量的变化及其驱动因素对维护区域生态安全具有重要意义。近年来,虽然有学者研究了呼伦贝尔森

林-草原生态交错带土壤风蚀,但主要集中于区域的生态效益评估^[18-19],鲜有对区域风蚀量变化的驱动力开展相关研究。笔者利用 RWEQ 风蚀修正模型研究呼伦贝尔森林-草原生态交错带 2000、2010 和 2018 年的土壤风蚀量时空分布变化,并识别其驱动因素,以期为该区域科学防治土壤风蚀、遏制区域沙化趋势提供科学支撑。

1 研究区概况

呼伦贝尔森林-草原生态交错带处于大兴安岭西麓山地向亚洲中部蒙古高原东北部过渡的区域,东北区域为林区,海拔 700~1 700 m,由东北向西南依次为农田、森林草原、草甸草原和干旱草原,海拔 550~1 000 m。研究区位于内蒙古自治区呼伦贝尔市中部,地理位置处于北纬 46°10'~53°26',东经 117°33'~122°55' 之间,行政区域涉及呼伦贝尔市的额尔古纳市、根河市、牙克石市、陈巴尔虎旗、海拉尔区、鄂温克自治旗和新巴尔虎左旗共 7 个旗市(图 1)。该地区的经济活动主要包括种植业和畜牧业,其中种植业以冬小麦、油菜和苜蓿等种植为主;畜牧业以养羊、牛为主。研究区处在温带-寒温带气候区,气候较干燥,多大风,研究区年平均气温在 -2.2~2.4 °C 之间,年降水量为 290~450 mm^[16],年均蒸发量 590~960 mm,年日照时数为 2 600~2 800 h,年均风速 1.8~2.45 m·s⁻¹。研究区土地利用类型以森林、草地和湿地为主,总占比超过 90%。其中,森林集中分布在研究区的东北部山区;草地主要分布在西南部;农田集中分布在林草交错带,主要位于额尔古纳市、呼伦贝尔市、牙克石市区域内;湿地主要分布在额尔古纳河、海拉尔河、根河、辉河区域。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

研究区采用的遥感数据源为 2000 和 2010 年的 Landsat 5 TM 卫星影像(空间分辨率 30 m)、2018 年的 Landsat 8 TM 卫星影像(空间分辨率 30 m)(<https://glovis.usgs.gov/>)。依据《全国 30 米分辨率土地利用分类系统》并结合研究区实际情况,考

虑到大兴安岭地区在 1987 年发生过特大火灾, 2000 年过火林区的植被还未恢复, 因此在土地利用分类中增加火烧迹地类型, 将土地利用类型分为森林、草地、农田、湿地、城镇用地、沙地和火烧迹地 7 类。采用人工目视解译方法分类, 精度达 95% 以上, 土地利用变化检测总体精度达 85% 以上。气象数据包括月平均风速, 数据来源于国家青藏高原科学数据中心 (<http://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data>), 空间分辨率为 1 km。雪盖因子采用中国雪深长时间序列数据集 (<http://data.tpdc.ac.cn/zh-hans/data/df40346a-0202-4ed2-bb07-b65dfcda9368/>); 土壤特性因子数据来自世界土壤数据库 (HWSD, <http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database>), 包括土壤粗砂、细砂、黏粒及有机质含量等理化性质; NDVI 数据采用资源环境科学与数据中心发布的数据产品 (<http://www.resdc.cn/>), 空间分辨率为 1 km; 土壤湿度数据采用干旱植被指数法计算得到, 其中地表温度采用 NASA 发布的 MOD11A2 (<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>) 数据; 地表糙度因子采用 GDEM DEM 30 m 数字高程数据 (<http://www.gscloud.cn/>) 计算得到。将所有因子统一为 250 m 分辨率的栅格数据, 保证栅格计算过程准确。

2.2 风蚀量计算模型

风蚀量计算采用 RWEQ 模型, RWEQ 作为美国农田风蚀模型, 其计算参数均来源于美国本土^[20]。迟文峰等^[21]在内蒙古高原利用¹³⁷Cs 示踪技术检验 RWEQ 模型的模拟效果, 发现该模型的风蚀量计算结果拟合性较好 ($R^2 = 0.83, P < 0.01$)。《生态保护红线划定指南》^[22]将该模型作为风蚀量和防风固沙功能的推荐评估方法, RWEQ 方法计算公式为

$$S_L = \frac{2 \times Z}{S^2} \times Q_{\max} \times e^{-\left(\frac{Z}{S}\right)^2}, \quad (1)$$

$$S = 150.71 \times (F_W \times F_E \times F_{SC} \times K' \times C)^{-0.3711}, \quad (2)$$

$$Q_{\max} = 109.8 \times F_W \times F_E \times F_{SC} \times K' \times C. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, S_L 为实际土壤侵蚀量, $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$; S 为区域防风固沙系数; Q_{\max} 为风沙滞留量, $kg \cdot m^{-1}$; Z 为最大风蚀出现距离, m; F_W 为气候因子, $kg \cdot m^{-1}$; F_E 为土壤可蚀性因子; F_{SC} 为土壤结皮因子; K' 为地表粗糙度因子; C 为植被因子。

气候因子 (F_W) 计算公式为

$$F_W = f_w \times \frac{\rho}{g} \times W_s \times D_s, \quad (4)$$

$$f_w = u_2 \times (u_2 - u_1)^2 \times N_d, \quad (5)$$

$$W_s = \frac{T_{LS,i} - T_{LS,wet}}{T_{LS,dry} - T_{LS,wet}}, \quad (6)$$

$$\rho = 348 \times (1.013 - 0.1183 \times L_E + 0.0048 \times L_E^2) / T. \quad (7)$$

式(4)~(7)中, f_w 为风力因子, $m^3 \cdot s^{-3}$; ρ 为空气密度, $kg \cdot m^{-3}$; g 为重力加速度, 取 $9.8 m \cdot s^{-2}$; W_s 为各月土壤湿度因子, 表征土壤湿度抑制土壤风蚀效果的大小, 土壤湿度越大, 土壤湿度因子越小, 越不易起沙, 该因子以往大多采用气象站点数据插值计算得到, 由于气象站点分布不均, 插值结果往往有“牛眼”存在, 因此采用干旱植被指数法表征土壤湿度因子^[23-24]; D_s 为雪盖因子; u_1 为起沙风速, 参照江凌^[25]的计算方法, 取 $5 m \cdot s^{-1}$; j 为 1 个月内日平均风速 $\geq u_1$ 的天数, $j = 1, 2, \dots, m$; u_j 为第 j 天的日平均风速, $m \cdot s^{-1}$; $T_{LS,i}$ 为 i 评估区域的地表温度, $^{\circ}C$; $T_{LS,dry}$ 为评估区域 NDVI 对应的最高地表温度, $^{\circ}C$, 即干边; $T_{LS,wet}$ 为评估区域 NDVI 对应的最低地表温度, $^{\circ}C$, 即湿边; L_E 为海拔高度, km; T 为绝对温度, K, 即在各月平均气温数据 t 的基础上加常数 273.15。

土壤可蚀性因子 (F_E) 和土壤结皮因子 (F_{SC}) 计算公式为

$$F_E = (29.09 + 0.31w_{sa} + 0.17w_{si} + 0.33 \frac{w_{sa}}{w_{cl}} - 2.59w_{OM} - 0.95w_{Ca}) / 100, \quad (8)$$

$$F_{SC} = \frac{1}{1 + 0.0066w_{cl}^2 + 0.021w_{OM}^2}. \quad (9)$$

式(8)~(9)中, w_{sa} 为土壤粗砂含量, %; w_{si} 为土壤粉砂含量, %; w_{cl} 为土壤黏粒含量, %; w_{OM} 为土壤有机质含量, %; w_{Ca} 为碳酸钙含量, %, 此次计算未予考虑, 其值取 0。

植被覆盖因子 (C) 计算公式为

$$C = e^{-C_s \times a_i}. \quad (10)$$

式(10)中, C_s 为植被覆盖度, %, 由 12 个月的 NDVI 指数计算得到年均植被覆盖度; a_i 为不同植被类型的系数, 因不同植被类型的土壤风蚀效果不同, 森林、草地、农田、沙地 (包括裸地和沙地) 分别取值 0.1535、0.1151、0.0438、0.0713^[25]。

地表糙度因子 (K') 计算公式为

$$K' = e^{1.86K_r - 0.127C_r - 2.41K_r^{0.934}}, \quad (11)$$

$$K_r = 0.2 \times \frac{\Delta H^2}{L}. \quad (12)$$

式(11)~(12)中, K_r 为地形粗糙度长度, m; C_r 为随

机糙度,在区域尺度的计算中可以忽略不计; L 为地势起伏参数, m ; ΔH 为距离 L 范围内的海拔高程差, m 。

2.3 驱动因素选择

土壤风蚀的产生受到土壤、地形等自然本底因素的制约,同时气温、降水、风速等气候因素以及人类活动也会对其产生影响^[10]。根据研究区的实际情况,从气候因素和人类活动方面选取 5 个影响因子,包括降水变化(X1)、气温变化(X2)、植被覆盖度变化(X3)、风速变化(X4)和土地利用类型(X5),作为探测研究区土壤风蚀变化量的驱动因素。以研究区范围为基础创建渔网,参照各影响因子空间分辨率将渔网大小设置为 1 000 m×1 000 m。采用 ArcGIS 软件 Spatial Analysis Tool 工具包中的 Zonal Statistic 工具,将各影响因子按照平均值统计到各个渔网。因为地理探测器中自变量为类型量,对于顺序量需要进行离散化^[13]。在 R 语言环境下,采用等间隔法、分位数法、自然断点法和标准差法比较降水变化、气温变化、植被覆盖度变化、风速变化 4 个因子的离散化效果,采用自然断点法将植被覆盖度变化、降水变化、气温变化、风速变化分别分为 8、6、9、9 类。土地利用之间转化类型达 38 类,因此将土地利用变化因子分为 38 类。为深入探究呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量时空变化驱动机制,针对 2000—2018 年土壤风蚀量变化的主要影响因素开展研究。

2.4 地理探测器模型

采用地理探测器模型进行土壤风蚀量侵蚀变化的驱动力分析。地理探测器模型主要包括因子探测器和交互探测器^[26]。因子探测器用于分析自变量对因变量的解释程度,解释力的强弱通过比较 q 值的大小反映^[13], q 取值在 0~1 之间, q 值越大,表示该影响因子对土壤风蚀变化量的影响越大。交互作用探测器可探索 2 个自变量的联合效应是否会增加、减少对因变量的解释力^[27]。通过比较因子单独作用时的 q 值 [$q(x_1)$ 和 $q(x_2)$] 与交互作用时的 q 值 [$q(x_1 \cap x_2)$], 对 2 个因子之间的关系进行界定。 $q(x_1 \cap x_2) > q(x_1) + q(x_2)$ 、 $q(x_1 \cap x_2)$ 同时大于 $q(x_1)$ 和 $q(x_2)$ 、 $q(x_1 \cap x_2)$ 处于 $q(x_1)$ 和 $q(x_2)$ 之间、 $q(x_1 \cap x_2)$ 同时小于 $q(x_1)$ 和 $q(x_2)$ 、 $q(x_1 \cap x_2) = q(x_1) + q(x_2)$ 分别表征非线性增强、双因子增强、单因子非线性减弱、非线性减弱、独立。

3 结果与分析

3.1 呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀量及强度的时空分布变化

从风蚀量的年际变化来看,2000、2010 和 2018 年研究区土壤风蚀总量分别为 9.74×10^7 、 1.33×10^8 、 8.51×10^7 t, 总体呈现先上升后下降的趋势,2000—2018 年土壤风蚀总量减少 1.23×10^7 t, 平均年降速为 68.33 万 t, 年均下降率为 0.70% (图 1)。

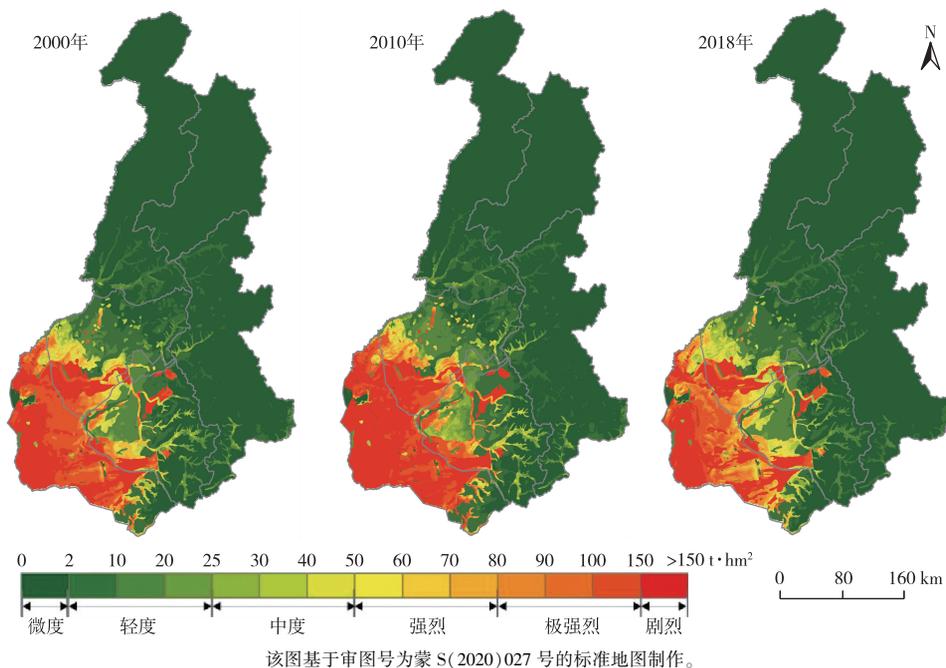


图 1 2000、2010、2018 年研究区土壤风蚀强度的空间分布

Fig. 1 Distribution of soil wind erosion intensity in the study area in 2000, 2010 and 2018

评估期内, 研究区单位面积风蚀量在 $7.03 \sim 10.88 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间波动, 单位面积风蚀量的年均下降率为 0.54% , 研究区单位面积风蚀量的下降幅度低于土壤风蚀总量的下降幅度。

从研究区土壤风蚀量及强度的空间分布来看, 土壤风蚀量整体呈现由东北部林区向西南部草原区逐渐增加的特征(图1)。依据《土壤侵蚀分类分级标准》将研究区土壤风蚀强度分为5级(剧烈、极强烈、强烈、中度和轻度风蚀和微度)(表1)。结果表明, 2018年剧烈风蚀区域面积占研究区总面积的 7.61% , 该区域年均单位面积风蚀量达 $378.91 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,

主要包括新巴尔虎左旗西部、陈巴尔虎旗南部和鄂温克族自治旗西部区域; 土壤极强烈风蚀区域面积占研究区总面积的 5.86% , 该区域年均单位面积风蚀量达 $105.91 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 集中分布在新巴尔虎左旗中部, 零散分布在鄂温克族自治旗; 土壤强烈和中度风蚀区域面积占比相近, 分别为 4.13% 和 3.97% , 分布于新巴尔虎左旗、陈巴尔虎旗和鄂温克族自治旗交界处; 研究区有 13.86% 的土壤属轻度风蚀区, 主要位于林草过渡带; 土壤微度风蚀区面积占研究区总面积的 64.57% , 主要分布在林区。

表1 2000—2018年呼伦贝尔森林-草原生态交错带土壤风蚀变化

Table 1 Change of soil wind erosion in the study area from 2000 to 2018

土壤风蚀强度分区	土壤风蚀强度分级依据/($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$)	2018年分区面积占比/%	土壤风蚀强度变化分区	风蚀强度变化分级依据	2000—2018年变化区面积占比/%
微度	≤ 2	64.57	轻微减轻	降低1个等级	9.030
轻度	$>2 \sim 25$	13.86	明显减轻	降低2个等级或以上	0.011
中度	$>25 \sim 50$	3.97	未变化	不变	90.860
强烈	$>50 \sim 80$	4.13	轻微恶化	增加1个等级	0.094
极强烈	$>80 \sim 150$	5.86	严重恶化	增加2个等级或以上	0.001
剧烈	>150	7.61			

从研究区风蚀量及强度空间变化来看, 2000—2018年, 研究区有 90.86% 的区域土壤风蚀强度未发生变化; 有 9.04% 的区域土壤风蚀强度减轻(表1), 主要分布在西南部的陈巴尔虎左旗、陈巴尔虎旗和鄂温克族自治旗, 单位面积风蚀量减少了 $27 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$; 有 0.10% 的区域土壤风蚀强度加重, 主要分布在新巴尔虎器西北角和鄂温克族自治旗正北角, 单位面积风蚀量增加了 $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。可见, 2000—2018年研究区土壤风蚀程度整体较为稳定, 部分地区加重(图2), 其中西南部地区土壤风蚀程度减轻, 而新巴尔虎器西北角和鄂温克族自治旗正北角部分地区土壤风蚀强度恶化。

3.2 土壤风蚀量变化的驱动力分析

依据地理探测器分析得出, 单个影响因子变化量对土壤风蚀量变化量的解释力排序为土地利用变化>降水变化>风速变化>植被覆盖度变化>气温变化。整体来看, 各因子变化量对土壤风蚀量的解释力 q 值均很小, 最大值亦不超过 0.1 , 表明单一因子变化量对土壤风蚀量变化驱动作用有限。与风速变化和气温变化因子相比, 降水变化对土壤风蚀量变化的影响力较高, 说明降水量增加对区域风蚀量减少发挥着重要作用^[11]。进一步探究各因子变化量的交互作用, 发现任意2种因子交互作用的解释力高于单个因子(表2), 且降水变化与其他因子

变化均呈双因子非线性增强作用。

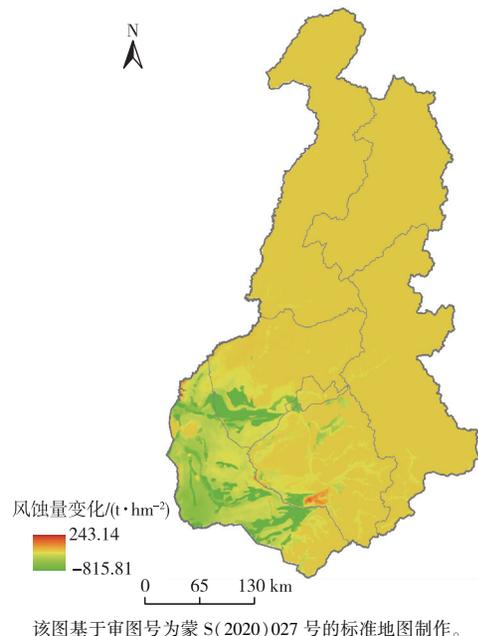


图2 2000—2018年研究区土壤风蚀量变化分布
Fig. 2 Distribution of soil wind erosion change in the study area from 2000 to 2018

其中, 降水变化和土地利用变化的协同作用对土壤风蚀量变化的解释力最大, 解释力 q 值达 0.22 。同时, 植被覆盖度变化与其他因子变化也均

呈双因子非线性增强作用,且植被覆盖度变化协同降水变化解释力最强, q 值为 0.14;植被覆盖度变化

协同土地利用变化次之, q 值为 0.13。

表 2 各驱动因子对土壤风蚀量变化量的解释力(q 值)

Table 2 Individual and combined effects (q values) of the driving factors on wind erosion change

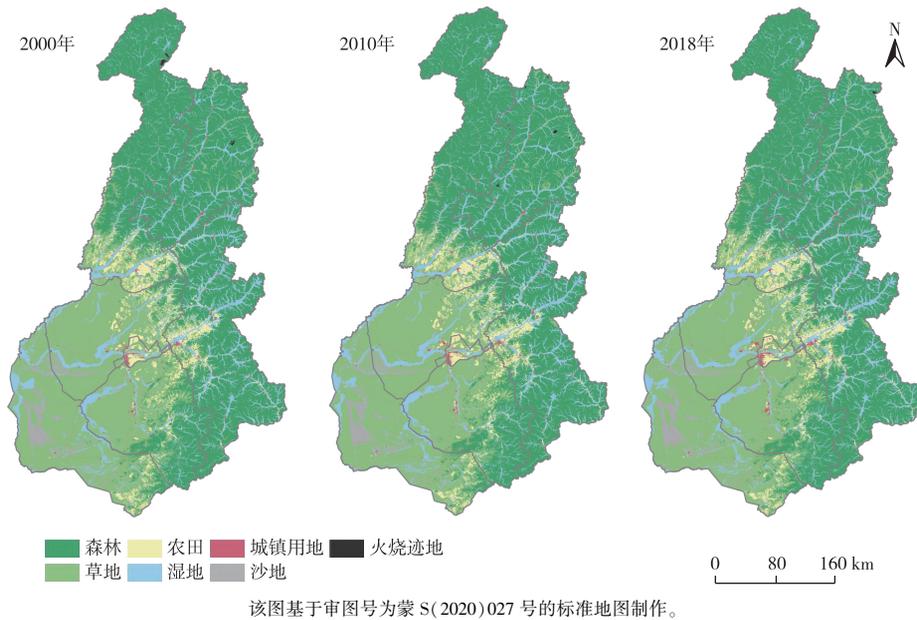
驱动因子	降水变化	气温变化	土地利用变化	植被覆盖度变化	风速变化
降水变化	0.095 5				
气温变化	0.147 9 ↑↑	0.016 0			
土地利用变化	0.216 2 ↑↑	0.105 5 ↑	0.099 7		
植被覆盖度变化	0.141 6 ↑↑	0.046 2 ↑↑	0.128 1 ↑↑	0.026 4	
风速变化	0.207 9 ↑↑	0.067 2 ↑↑	0.146 8 ↑	0.106 8 ↑↑	0.051 0

↑↑表示双因子非线性增强,↑表示双因子增强。

3.3 土壤风蚀量变化的人为影响因素分析

利用研究区 2000—2018 年土地利用现状图和土地利用转换图(图 3~4),定量分析土地利用变化对风蚀量的影响。2000—2018 年大兴安岭林草交错带各土地利用类型发生了复杂的相互转换,农田转出面积变大,草地面积增加,湿地面积萎缩,退耕还草和城市化是农田的主要转出方向。2000—2010 年,退耕还草是农田面积减少、草地面积增加的主要转换方式,退耕还草面积达到 201.71 km²,以鄂

温克族自治旗林草交错带内的农田转换为主。2010 年以后,城镇用地增加成为农田主要的转出方向,期间城镇用地增加占用农田 40.35 km²,城镇用地占用农田扩张趋势明显。2000—2018 年间,湿地面积净减少 117.66 km²,尤其是 2000—2010 年,湿地大面积退化为草地,多发生在新巴尔虎旗境内的呼伦湖、海拉尔流域(表 3)。2000—2018 年,土地利用类型转换分别造成了 24.32 t 风蚀量的增加和 12.31×10⁶ t 风蚀量的减少。



该图基于审图号为蒙 S(2020)027 号的标准地图制作。

图 3 2000、2010、2018 年研究区土地利用分布图

Fig. 3 Distribution of land use in the study area in 2000, 2010 and 2018

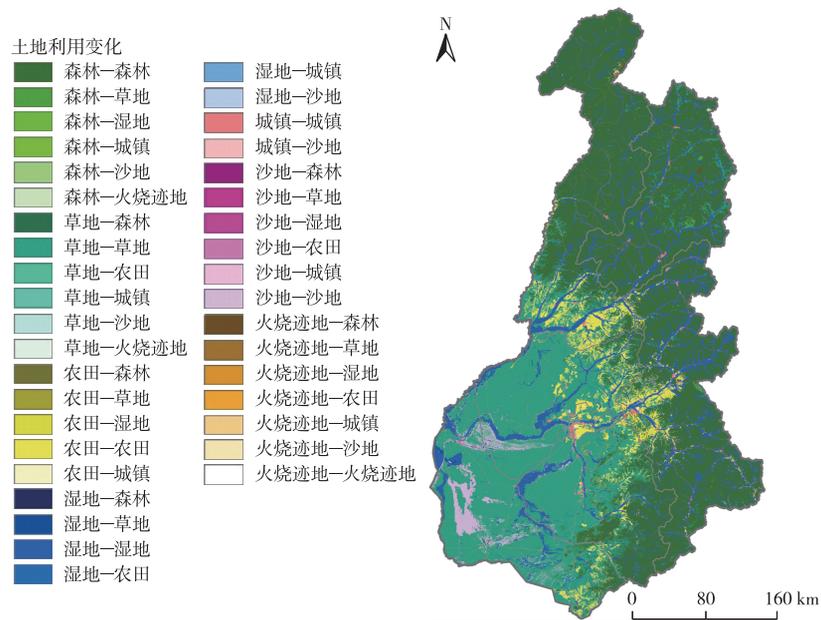
地理探测器研究表明,土地利用变化协同植被覆盖度变化将增大对土壤风蚀量变化的影响,因此将土地利用变化与植被覆盖度变化协同分析土壤风蚀量变化的人为影响因素。将植被覆盖度按照马志勇等^[28]提出的植被覆盖度分级标准,按 0~0.45、>0.45~0.75 和 >0.75~1.00 分别将研究区植

被覆盖度分为低、中、高 3 类,研究不同土地利用类型、不同植被覆盖度之间的转化对土壤风蚀量的影响(植被覆盖度分类中湿地为沼泽湿地,不包含河流和湖泊)。

表 4 列出了居前 16 位的不同植被覆盖度的土地利用类型下土壤风蚀量变化,研究区因为草地覆

盖度增加减少了 8.53×10^6 t 的土壤风蚀量, 主要分布在陈巴尔虎旗、新巴尔虎左旗和鄂温克族自治旗大部分地区; 因草地覆盖度降低增加了 24.32 t 土壤风蚀量, 主要分布在鄂温克族自治旗西部巴彦乌拉苏木地区。沙地转化为草地、湿地、森林后土壤风

蚀量减少了 2.38×10^6 t, 主要分布在新巴尔虎旗东部、陈巴尔虎旗中部、鄂温克族自治旗中西部这 3 条沙带区^[29]; 湿地覆盖度提高后, 土壤风蚀量减少了 7.34×10^5 t, 主要分布在额尔古纳河、海拉尔河等沼泽湿地区域。



该图基于审图号为蒙 S(2020)027 号的标准地图制作。

图 4 2000—2018 年土地利用转换图

Fig. 4 Distribution of land use coverage in the study area from 2000 to 2018

表 3 研究区 2000—2018 年土地利用转移面积表

Table 3 Analysis of the total area conversion among land use types from 2000 to 2018

km²

土地利用类型	森林	草地	湿地	农田	城镇用地	沙地	火烧迹地	转出	面积净变化量
森林	62 835.58	188.62	18.89	0	24.80	0.46	20.57	253.34	-177.02
草地	2.80	41 885.75	0	5.98	126.05	60.86	0.003	195.69	371.74
湿地	5.59	108.58	17 724.54	15.21	16.68	19.26	0	165.32	-117.65
农田	2.64	201.38	9.95	6 677.37	64.44	0	0	278.41	-256.73
城镇用地	0	0	0	0	1 354.24	0.25	0	0.25	239.77
沙地	1.72	62.80	18.15	0.49	8.04	2 668.83	0	91.20	13.12
火烧迹地	63.57	6.05	0.68	0.003	0.01	23.49	0.17	93.81	-73.23
转入	76.32	567.43	47.67	21.68	240.02	104.32	20.57		

行表示 2000 年的土地利用类型, 列表示 2018 年的土地利用类型。

草地覆盖度增加、沙化土地封育(沙地质量改善、沙地转草地、沙地转湿地、沙地转森林)、生态退耕(农田转草地、林地和湿地)、天然林保护(森林覆盖度增加)对风蚀量减少的贡献率分别为 69.32%、19.37%、0.06% 和 1.81%, 占土壤风蚀减少总量的 90.56%。其中, 草地覆盖度增加导致的风蚀量降低最为明显, 其次是沙化土地封育, 虽然草地覆盖度增加、沙化土地封育与研究区降水增加有一定关系, 但是这两者与研究区的围封禁牧、沙化土地封

育政策关系更加密切, 这些保护政策增加了草地生物量、盖度及高度, 减少了草地的风蚀作用, 提高了草地的保水能力^[30]。因此, 今后应继续采取围封禁牧、休牧、轮牧、改良牧草场等措施, 增加其覆盖度, 可以有效减少该区域的风蚀量。

4 结论

(1) 研究区土壤风蚀量整体呈现东北部林区向西南部草原区递增的空间分布特征。2000—2018

年土壤风蚀量波动下降,土壤风蚀总量共减少 1.23×10^7 t,年均下降率为 0.70%;从风蚀强度变化来看,2000—2018 年研究区有 90.86% 的区域土壤风蚀强度未发生变化;有 9.04% 的区域土壤风蚀强度减轻;有 0.10% 的区域土壤风蚀强度恶化。

表 4 研究区不同植被覆盖度的土地利用类型下土壤风蚀量变化

Table 4 The amount and rate of the changes of wind erosion in different land use types with different vegetation covers

2000—2018 年土地利用类型转化	土壤风蚀量减少量/ 10^3 t	占比 ¹⁾ / %
中覆盖度草地-高覆盖度草地	8 527.42	69.31
低覆盖度草地-中覆盖度草地	1.82	0.01
中覆盖度湿地-高覆盖度草地	13.84	0.11
中覆盖度湿地-高覆盖度湿地	734.32	5.97
低覆盖度湿地-中覆盖度湿地	101.86	0.83
低覆盖度湿地-中覆盖度草地	5.76	0.05
中覆盖度森林-高覆盖度森林	218.97	1.78
低覆盖度森林-高覆盖度森林	3.87	0.03
农田-高覆盖度草地	7.56	0.06
农田-农田	85.72	0.70
沙地-沙地	2 319.24	18.85
沙地-中覆盖度草地	32.87	0.27
沙地-低覆盖度草地	19.31	0.16
沙地-高覆盖度湿地	4.97	0.04
沙地-中覆盖度湿地	4.32	0.04
沙地-高覆盖度森林	1.88	0.02

1) 占土壤风蚀量减少总量的比例。

(2) 2000—2018 年间,研究区土壤风蚀量变化的主要驱动因子解释力表现为土地利用变化>降水变化>风速变化>植被覆盖度变化>气温变化,整体来看,各因子变化量解释力 q 值均很小,表明单一因子变化量对土壤风蚀量变化的驱动作用有限。对各因子变化量的交互作用分析发现,降水量变化与其他因子变化均呈双因子非线性增强作用,其中,降水变化协同土地利用变化与降水变化协同植被覆盖度变化可显著增强对土壤风蚀量变化的驱动作用。

(3) 研究区草地覆盖度增加、沙化土地封育、生态退耕、天然林保护等转换方式对土壤风蚀量降低的贡献率为 90.56%,说明该区域实施的沙化土地封育、天然林保护、退耕还草、退耕还林等一系列生态保护措施,对该地区的生态环境改善具有重要的推动作用。今后还需进一步采取禁牧、休牧、轮牧等措施,恢复和提升草地覆盖度,从而更有效地减少区域风蚀量。

参考文献:

- [1] OKIN G S, BULLARD J E, REYNOLDS R L, *et al.* Dust: Small-Scale Processes with Global Consequences [J]. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 2011, 92(29): 241-242.
- [2] MCTAINSH G H. Climatic Controls Upon Dust Storm Occurrence in Eastern Australia [J]. *Journal of Arid Environments*, 1998, 39(3): 457-466.
- [3] 张春来, 宋长青, 王振亭, 等. 土壤风蚀过程研究回顾与展望 [J]. *地球科学进展*, 2018, 33(1): 27-41. [ZHANG Chun-lai, SONG Chang-qing, WANG Zhen-ting, *et al.* Review and Prospect of the Study on Soil Wind Erosion Process [J]. *Advances in Earth Science*, 2018, 33(1): 27-41.]
- [4] 姬亚芹, 单春艳, 王宝庆. 土壤风蚀原理和研究方法及控制技术 [M]. 北京: 科学出版社, 2015: 10-35. [JI Ya-qin, SHAN Chun-yan, WANG Bao-qing. Principle, research method and control technology of soil wind erosion [M]. Beijing: Science Press, 2015: 10-35.]
- [5] WOODRUFF N P, SIDDOWAY F H. A Wind Erosion Equation [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1965, 29(5): 602.
- [6] FRYREAR D W, BILBRO J D, SALEH A, *et al.* RWEQ: Improved Wind Erosion Technology [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 55(2): 183-189.
- [7] SINGH U B, GREGORY J M, WILSON G R. Texas Erosion Analysis Model: Theory and Validation [C] // *Proceedings of Wind Erosion: An International Symposium/Workshop*. Manhattan, USA: USDA-ARS Wind Erosion Research Unit, 1998: 117-129.
- [8] HAGEN L J. Evaluation of the Wind Erosion Prediction System (WEPS) Erosion Submodel on Cropland Fields [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2004, 19(2): 171-176.
- [9] 江凌, 肖焱, 饶恩明, 等. 内蒙古土地利用变化对生态系统防风固沙功能的影响 [J]. *生态学报*, 2016, 36(12): 3734-3747. [JIANG Ling, XIAO Yi, RAO En-ming, *et al.* Effects of Land Use and Cover Change (LUCC) on Ecosystem Sand Fixing Service in Inner Mongolia [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(12): 3734-3747.]
- [10] 张彪, 王爽. 锡林郭勒盟风沙源治理区防风固沙功能变化评估 [J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(3): 291-299. [ZHANG Biao, WANG Shuang. Dynamic Changes of the Sand-Fixing Service in the Sandstorm Source Control Region of Xilin Gol League [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(3): 291-299.]
- [11] 张玥, 许端阳, 王子玉, 等. 2000—2015 年锡林郭勒盟防风固沙服务功能变化驱动因素分析 [J]. *生态学报*, 2021, 41(2): 603-614. [ZHANG Yue, XU Duan-yang, WANG Zi-yu, *et al.* The Interaction of Driving Factors for the Change of Windbreak and Sand-Fixing Service Function in Xilingol League between 2000 and 2015 [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(2): 603-614.]
- [12] 邢丽珠, 张方敏, 邢开成, 等. 基于 RWEQ 模型的内蒙古巴彦淖尔市土壤风蚀变化特征及归因分析 [J]. *中国沙漠*, 2021, 41(5): 111-119. [XING Li-zhu, ZHANG Fang-min, XING Kai-cheng, *et al.* Change of Soil Wind Erosion and Attribution in Bayannur, Inner Mongolia Based on the Revised Wind Erosion Equation

- [J]. *Journal of Desert Research*, 2021, 41(5): 111-119.]
- [13] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134. [WANG Jin-feng, XU Cheng-dong. Geodetector: Principle and Prospective[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134.]
- [14] 王治良, 路春燕. 呼伦贝尔草原区土地利用及景观格局变化特征分析[J]. *干旱区资源与环境*, 2015, 29(12): 91-97. [WANG Zhi-liang, LU Chun-yan. Dynamic Change of Land Use and Landscape Pattern in Hulunbuir Grassland, China[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2015, 29(12): 91-97.]
- [15] 郑树峰, 王丽萍, 臧淑英. 大兴安岭天保工程区生态系统服务变化研究[J]. *地理科学*, 2021, 41(7): 1295-1302. [ZHENG Shu-feng, WANG Li-ping, ZANG Shu-ying. The Change of Ecosystem Services of Natural Forest Protection Project Regions in the Da Hinggan Mountains[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2021, 41(7): 1295-1302.]
- [16] GAO J X, SHI H, ZHENG Z R, *et al.* Typical Ecotones in China [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2012, 3(4): 297-307.
- [17] 李健. 呼伦贝尔草原沙漠化成因及生态治理分析[J]. *防护林科技*, 2006(5): 36-37. [LI Jian. Analysis on the Causes and Ecological Control of Desertification in Hulunbeier Grassland [J]. *Protection Forest Science and Technology*, 2006(5): 36-37.]
- [18] 甘爽, 肖玉, 徐洁, 等. 呼伦贝尔草原草甸生态功能区建设效益评价[J]. *生态学报*, 2019, 39(16): 5874-5884. [GAN Shuang, XIAO Yu, XU Jie, *et al.* Comprehensive Cost-benefit Evaluation of the Hulunbuir Grassland Meadow Ecological Function Area [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(16): 5874-5884.]
- [19] 宁心哲, 韩照日格图, 杜敏, 等. 呼伦贝尔草原沙化治理封育工程生态效益评价[J]. *内蒙古林业科技*, 2015, 41(3): 22-26. [NING Xin-zhe, HANZHAORIGETU, DU Min, *et al.* Ecological Benefit Evaluation of Grassland Desertification Control Project in Hulunbeier [J]. *Journal of Inner Mongolia Forestry Science and Technology*, 2015, 41(3): 22-26.]
- [20] PI Hua-wei. Evaluation of Two Empirical Wind Erosion Models in Arid and Semi-arid Regions of China and the USA [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2017, 91: 28-46.
- [21] 迟文峰, 白文科, 刘正佳, 等. 基于RWEQ模型的内蒙古高原土壤风蚀研究[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(6): 1024-1033. [CHI Wen-feng, BAI Wen-ke, LIU Zheng-jia, *et al.* Wind Erosion in Inner Mongolia Plateau Using the Revised Wind Erosion Equation [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6): 1024-1033.]
- [22] 环境保护部. 生态保护红线划定指南[Z]. 北京: 环境保护部, 2017.
- [23] 胡梦甜, 张慧, 高吉喜, 等. 基于RWEQ模型修正的土地沙化敏感性评价[J]. *水土保持研究*, 2021, 28(1): 368-372. [HU Meng-tian, ZHANG Hui, GAO Ji-xi, *et al.* RWEQ-Based Assessment on Sensitivity of Land Desertification [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2021, 28(1): 368-372.]
- [24] 张慧, 胡梦甜, 王延松, 等. 一种土地沙化敏感性评价精细化划定方法: CN111539608A [P]. 2020-08-14.
- [25] 江凌. 中国生态系统防风固沙功能时空变化分析[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015. [JIANG Ling. Temporal and Spatial Variation Analysis of Windbreak and Sand Fixation Function of China Ecosystem [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015.]
- [26] GAO Jiang-bo. Contribution Analysis on Spatial Tradeoff/Synergy of Karst Soil Conservation and Water Retention for Various Geomorphological Types: Geographical Detector Application [J]. *Ecological Indicators*, 2021, 125: 107470.
- [27] ZHANG Hai-yan. Response of Wind Erosion Dynamics to Climate Change and Human Activity in Inner Mongolia, China during 1990 to 2015 [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 1038-1050.
- [28] 马志勇, 沈涛, 张军海, 等. 基于植被覆盖度的植被变化分析[J]. *测绘通报*, 2007(3): 45-48. [MA Zhi-yong, SHEN Tao, ZHANG Jun-hai, *et al.* Vegetation Changes Analysis Based on Vegetation Coverage [J]. *Bulletin of Surveying and Mapping*, 2007(3): 45-48.]
- [29] 苏敏. 呼伦贝尔沙区土地沙化防治立地类型划分及对位防治措施研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019. [SU Min. Site Classification and Measurements for Aeolian Desertification Control in Hulunbeier Sandy Area, China [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019.]
- [30] 马红彬, 谢应忠. 不同放牧强度下荒漠草原植物的补偿性生长[J]. *中国农业科学*, 2008, 41(11): 3645-3650. [MA Hong-bin, XIE Ying-zhong. Plant Compensatory Growth under Different Grazing Intensities in Desert Steppe [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2008, 41(11): 3645-3650.]

作者简介: 胡梦甜(1992—), 女, 江西吉安人, 工程师, 硕士, 主要从事生态系统服务功能评估方面的研究。E-mail: 2419547677@qq.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0773

施佩荣, 万华伟, 刘玉平, 等. 生物多样性对人类福祉贡献评估: 以钱江源地区为例[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1008-1019.

SHI Pei-rong, WAN Hua-wei, LIU Yu-ping, et al. Assessment on the Contribution of Biodiversity to Human Well-being: Case Study in Qianjiangyuan[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1008-1019.

生物多样性对人类福祉贡献评估: 以钱江源地区为例

施佩荣¹, 万华伟¹, 刘玉平^{1,2}, 王永财¹, 孙晨曦¹, 曹铭昌², 余建平³ (1. 生态环境部卫星环境应用中心, 北京 100094; 2. 生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 3. 钱江源国家公园生态资源保护中心, 浙江 开化 324300)

摘要: 基于生物多样性对人类福祉贡献的指标体系, 在钱江源地区开展生物多样性与人类福祉关系定量评估。结合统计、遥感、地面调查等多源数据, 基于生物多样性对人类福祉贡献的视角, 从物质贡献、生态调节贡献、文化精神贡献 3 个方面, 分别对一级、二级和三级指标进行评估, 分析生物多样性对人类福祉贡献的空间分布差异和动态变化。结果表明, 研究区人类福祉指数空间异质性较强, 主要是由于自然资源差异所致; 人类福祉指数整体以开化县、玉山县水平较高, 开化县主要体现在生态调节贡献较高, 玉山县主要体现在物质供给和精神文化贡献较高。物质、调节、精神文化 3 个方面的时空分布差异较大, 物质贡献整体呈逐渐增加趋势, 其中玉山县是物质供给水平最高且增长速度最快的县域; 生态调节贡献整体呈先增加后降低趋势, 其中以开化县、婺源县、休宁县贡献水平较高, 这 3 个地区自然资源优势突出, 森林生态系统面积较大; 精神文化贡献指数受人文主观因素影响较大, 其中玉山县游憩指数表现突出。近 20 a 人类福祉整体呈先增加后降低的趋势, 其中玉山县一直呈增长趋势, 且增长速度最快, 主要体现在物种供给水平增长, 物种供给增长是该评价指标体系中对人类福祉增长贡献效果最显著的指标。

关键词: 生物多样性; 人类福祉; 物质贡献; 生态调节贡献; 精神文化贡献

中图分类号: X826 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1008-12

Assessment on the Contribution of Biodiversity to Human Well-being: Case Study in Qianjiangyuan. SHI Pei-rong¹, WAN Hua-wei¹, LIU Yu-ping^{1,2}, WANG Yong-cai¹, SUN Chen-xi¹, CAO Ming-chang², YU Jian-ping³ (1. Center for Satellite Application on Ecology and Environment, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100094, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 3. Center of Ecology and Resources, Qianjiangyuan National Park, Kaihua 324300, China)

Abstract: This study conducted a quantitative evaluation of the relationship between biodiversity and human well-being in the Qianjiangyuan region, utilizing a robust indicator system of the contribution of biodiversity to human well-being. Based on multi-source data, including statistics, remote sensing and ground survey, this study evaluated the primary, secondary and tertiary indicators from the perspective of material supply, ecological regulation and spiritual culture, and revealed the spatial distribution differences and dynamic variations of biodiversity contribution to human well-being. The results show that, the spatial heterogeneity of human well-being index in the study area was strong, mainly attributed to the difference in natural resources. The highest human well-being index was observed in Kaihua County and Yushan County. Kaihua County displayed a higher contribution in ecological regulation, while Yushan County excelled in material supply and spiritual culture contributions. The spatial and temporal distribution of the contributions of material supply, ecological regulation and spiritual culture were significantly different. The material contribution exhibited a gradual increasing trend, with Yushan County being the highest and fastest growing in material supply. The ecological regulation contribution initially increased but later decreased. Kaihua County, Wuyuan County and Xiuning County had higher ecological contribution levels, benefiting from their natural advantages and larger forest ecosystem areas. The spiritual culture contribution index

收稿日期: 2022-07-21

基金项目: 国家重点研发计划(2021YFB3901102)

① 通信作者 E-mail: livelyhw@163.com

② 共同通信作者 E-mail: liu.yuping@mep.gov.cn

was greatly influenced by human subjective factors, with Yushan County standing out in the recreation index. Human well-being index has shown a trend of initial growth followed by a subsequent decline over the past 20 years. Yushan County has been growing with the fastest growth rate, which mainly manifested in the growth of material supply. The growth of material supply is the most significant indicator that contributed to the growth of human well-being in this evaluation system.

Key words: biodiversity; human well-being; material contribution; ecological regulation contribution; spiritual and cultural contribution

生物多样性是自然生态系统生产、提供生态产品和服务的基础与源泉,对人类福祉至关重要^[1]。随着人类活动的增长,生态系统承受的压力增加,濒危物种不断丧失,生物多样性受到严重的威胁^[2]。千年生态系统评估报告表明,生物多样性仍会继续丧失,严重威胁到人类的健康与生存,并影响全球社会环境可持续发展^[3]。2019年第六次全球环境展望表明,全球仍在发生严重的物种灭绝现象,地球生态系统和人类的可持续发展面临严重威胁^[4]。2018年,生物多样性和生态系统服务政府间科学政策平台(IPBES)评估报告表明,生物多样性不仅能满足居民的文化和精神需求,同时关系着粮食安全和生活质量,对人类健康和福祉至关重要^[5]。尽管世界各地在保护生物多样性方面做出了多方面的努力,但很多区域性的多样性监测指标显示,全球生物多样性仍然呈现出下降趋势^[6]。第六次全球环境展望表明,全球仍在发生严重的物种灭绝现象。在生物多样性丧失加速的大背景下,如何通过生物多样性来定量预测生态系统多功能性,从而定量预测生物多样性丧失对生态系统多个功能造成的影响,是当前亟需解决的问题^[7]。为推动生物多样性保护,加强人们对生物多样性重要性的认识,越来越多的学者开始研究生物多样性对人类福祉的影响^[8-10]。2010年“爱知目标”将增进生物多样性和生态系统服务给人类带来的惠益作为重要战略目标,通过对生态系统进行有效管理,可以确保其长期提供各种服务以及有助于人类健康、生计的福祉。2021年在昆明举办的联合国《生物多样性公约》第十五次缔约方大会通过了《昆明宣言》,承诺确保制定、通过和实施一个有效的“2020年后全球生物多样性框架”^[11]。在当前全球经济与生物多样性保护并行发展的背景下,定量评估生物多样性对人类福祉贡献的空间分布可为行政管理提供重要决策依据。

人类福祉概念发展初期,评估指标主要为经济社会指标^[12]。随着越来越多不同学科背景的研究者参与到人类福祉研究中来,人类发展指数(human development index, HDI)、快乐星球指数(happy

planet index, HPI)、环境绩效指数(environmental performance index, EPI)等评估指标被逐渐提出并应用于该领域^[13-14]。DE GROOT等^[15]将调节气候、防洪、水供给、作物授粉和旅游等服务作为量化评估指标。MACE等^[16]构建的指标体系中包括野生物种多样性、土壤微生物多样性等指标。英国生态系统评估(The UK National Ecosystem Assessment, UKNEA)在文化服务评估中基于可量化性选取了有林地、遗迹、城市绿地、运动和休闲区以及公园等14个指标^[17]。近年来GIS和RS技术的高速发展促使生物多样性研究不断变革和进步。遥感技术的发展使得生态学家可以直接利用高分辨率的影像数据来研究生物多样性的某些特定方面^[18-19],研究方法更加灵活。2021年刘玉平等^[20]基于IPBES概念框架自然对人类的贡献(natures contributions to people, NCP),考虑国家、省域、县域多个尺度,提出了生物多样性对人类福祉贡献的评估指标体系,在该评估框架下可根据当地的实际情况选取适用指标,其数据的可获取性和可操作性较强。因此,笔者基于该指标体系,在我国东部钱江源地区开展评估应用。

1 研究区域

钱江源国家公园体制试点区位于开化县西部,是我国第一批国家公园体制试点之一,拥有大片原始森林,是中国特有的世界珍稀濒危物种、国家一级重点保护野生动物白颈长尾雉(*Syrnaticus ellioti*)、黑麂(*Muntiacus crinifrons*)等的主要栖息地,有高等植物2244种、鸟类264种、兽类44种、两栖类26种、爬行类38种、昆虫2013种、鱼类42种。研究以县域尺度为评估基本单元,以开化县及其周边县域为研究区,包括浙江省的常山县、开化县、淳安县,安徽省的休宁县、歙县,江西省的德兴市、玉山县、婺源县,共计8个县。研究区属亚热带季风气候区,受海洋气流影响,年降水量一般为800~1000mm,属于湿润区。地形以山地丘陵为主,植被生长茂盛,以常绿阔叶林为主,冬季温度多在0℃以上,生物多样性资源丰富。

2 指标体系、数据来源与研究方法

2.1 指标体系

研究指标体系个别三级指标根据当地实际情况进行调整,调整后指标体系及数据来源见表 1,从物质贡献、生态调节贡献和精神文化贡献 3 个方面进行评估。

2.2 数据来源

研究数据主要包括卫星遥感数据、区划数据、调查数据、统计年鉴及网站资料等。卫星遥感数据主要包括土地利用、植被覆盖度、净初级生产力、蒸

散发数据;区划数据主要有行政区划、禁止开发区等数据。调查数据主要为物种数据,由生态环境部南京环境科学研究所提供。统计年鉴主要为《衢州统计年鉴》《上饶统计年鉴》《黄山统计年鉴》《中国县域统计年鉴》《中国农村统计年鉴》等。

个别年份的统计数据存在缺失,取其前一年和后一年的平均值填充。对于异常值,采用 SPSS 软件分析得出异常值,经过标准化处理后得到的数值通常在-1~1 之间,若标准化处理后的绝对值大于 2,则将其视为异常值,对于异常值取前一年和后一年的平均值。

表 1 钱江源地区人类福祉指标体系及权重

Table 1 Index system and weights of human well-being in the Qianjiangyuan region

一级指标	一级指标权重	二级指标	二级指标权重	三级指标	三级指标权重	评价指标	数据来源			
物质贡献	0.2	农产品供给	0.36	主要经济作物	0.44	油料产量	《中国县域统计年鉴》			
				农业产值/粮食产量	0.56	粮食产量	《衢州统计年鉴》《上饶统计年鉴》《黄山市统计年鉴》			
				畜牧业产值/肉蛋奶产量	0.50	肉类总产量	《中国县域统计年鉴》			
		畜牧和渔业产品供给	0.30	渔业产值/水产类产量	0.50	水产品产量	《衢州统计年鉴》《上饶统计年鉴》《黄山市统计年鉴》			
				林产品供给	0.34	林业产值/经济林面积	1.00	林业产值	《衢州统计年鉴》《上饶统计年鉴》《黄山市统计年鉴》	
生态调节贡献	0.6	物种与基因安全	0.22	物种丰富度	0.7	区域内各类物种数	调查数据			
				古树名木数量	0.30	区域内古树名木数量	网络、文献			
				天然林面积比例	0.23	区域内森林生态系统面积比例	0.30	区域内森林生态系统面积比例	中科院地理所土地利用(tiff 格式,分辨率 30 m)	
						水面指数	0.20	区域内水面面积比例	水体指数反演(tiff 格式,分辨率 30 m)	
		保护地面积	0.28	0.28	国家级自然保护区面积比例	0.50	国家级自然保护区面积比例	区划数据(shp 格式)		
					叶面积指数(LAI)	0.35	LAI	GLASS-LAI 数据(tiff 格式,分辨率 500 m)		
					固碳量	0.35	区域内植被净初级生产力(NPP)	GLASS-NPP 数据(tiff 格式,分辨率 500 m)		
		生态调节功能	0.28	0.28	水源涵养	0.30	水源涵养量(蒸散发)	GLASS-ET(tiff 格式,分辨率 500 m)、全国生态状况调查评估生态系统类型(tiff 格式,分辨率 30 m)、气象站点观测数据集		
					区域生态系统质量	0.27	自然度	0.51	区域内自然用地面积比例	中科院地理所土地利用数据(tiff 格式,分辨率 30 m)
							连通度	0.49	重要自然生态空间森林的连通程度	中科院地理所土地利用数据(tiff 格式,分辨率 30 m)
					自然遗产	1.00	1.00	文化遗产	0.20	非物质文化遗产数量
游憩	0.80	国家级和省级风景名胜区、地质公园、森林公园、湿地公园、世界自然遗产、国际重要湿地等数量	文化和旅游部公布名录							

2.3 评价指标

指标体系的各类指标量级和单位均不一致,无法直接进行对比分析和运算,需对其进行归一化处理,以保障数据的可比性。采用极差标准化法对17个评价指标进行归一化处理,把指标的绝对值转化为相对值,对于个别区域的极高值,通过设置归一化参数,使得到的归一化值介于0~1范围内,计算公式为

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - \min X_j}{\max X_j - \min X_j} \quad (1)$$

式(1)中, Z_{ij} 为标准化后的值; X_{ij} 为第*i*个样本第*j*项指标的数值; $\min X_j$ 为第*j*项指标的最小值; $\max X_j$ 为第*j*项指标的最大值。

基于归一化后的三级指标,计算人类福祉综合评估指数(I_c),分别从物质贡献、生态调节贡献和精神文化贡献3个方面开展评价和分析。

$$I_c = \sum \left\{ \sum \left[\sum (I_{c,3i} \times W_{3i}) \times W_{2i} \right] \times W \right\} \quad (2)$$

式(2)中, $I_{c,3i}$ 为三级评估指标; W_{3i} 为各三级指标对应权重; W_{2i} 为各二级指标对应权重; W 为各一级指标对应权重。

2.3.1 物质贡献

根据统计年鉴获取油料产量、粮食产量、肉类总产量、水产品产量和林业产值等指标数据,评价各区域的物质贡献。区域内物质贡献与土地利用结构、国土面积等有关,计算公式为

$$A_{ij} = \frac{A_{s,ij}}{S_j} \quad (3)$$

式(3)中, A_{ij} 为第*j*区域第*i*类农产品的单位国土面积产量,万t·km⁻²; $A_{s,ij}$ 为第*j*区域第*i*类农产品的

产量总和,万t; S_j 为第*j*区域面积,km²。

归一化公式为

$$N_{ij} = \frac{X_{ij}}{\max X_j} \quad (4)$$

式(4)中, N_{ij} 为标准化后的值; X_{ij} 为第*i*个样本的第*j*项指标值; $\max X_j$ 为第*i*个样本第*j*项指标的最大值。

由于肉类总产量缺失2018和2020年的数据,以2016年的产量值填充2018年的数据,以2015和2016年两期数据均值填充2020年数据。不过,此填充数据主要用于人类福祉总体评估,不能单独用于分析该指标的变化趋势。

2.3.2 生态调节贡献

生物多样性与人类的生活和福利密切相关,它不仅给人类提供丰富的食物、药物资源,而且在保持水土、调节气候、维持自然平衡等方面起着不可替代的作用^[21]。生态系统可以调节环境使其更加宜居,使人类从中获取惠益,主要包括维护空气质量、调节气候、调节水资源、控制侵蚀、净化水质等^[22]。该研究选取物种与基因安全、生态调节功能、生态支持功能、区域生态系统质量4个二级指标阐述生态调节贡献。

2.3.2.1 物种与基因安全

选取物种丰富度、古树名木数量表征生态系统的生物多样性水平。

(1)物种丰富度为调查数据,由生态环境部南京环境科学研究所提供,包括两栖动物、哺乳动物、鸟类、爬行动物、植物和鱼类丰富度等。由于不同类型物种的调查数据域值差异较大,因此首先对各类数据进行归一化,再对归一化数据计算平均值。对其最小值进行人工设定,具体参数见表2。

表2 物种归一化参数

Table 2 Normalization parameters of species

指标	两栖动物丰富度	哺乳动物丰富度	鸟类丰富度	爬行动物丰富度	植物丰富度	鱼类丰富度
最小值	5	5	16	10	600	40
最大值	22	60	214	40	1 469	101

(2)古树名木包括一级、二级和三级古树。由于部分县域的分级数量无法获取,因此试点区域以古树名木总量计算。根据获取到的试点区古树名木数量实际情况,参数取值为最小值100、最大值3 400。

2.3.2.2 重要生态系统

研究选取的重要生态系统主要包括森林、湿地及重要自然保护区。森林、湿地等重要生态系统对

局地的生态环境具有重要作用,例如气温、降水、空气质量、水源涵养、土壤保持等功能。自然保护区属于区划概念,该研究通过保护区面积比例评估区域对重要生态系统的保护力度。

(1)森林面积比例。森林生态系统具有调节气候、涵养水源、保持水土、防风固沙等功能,同时为物种提供栖息地,其空间分布和面积是生物多样性的重要特征^[23-25]。CHEN等^[26]发现,近30a来全

球的植被叶面积在增加,中国植被仅占全球植被面积的 6.6%,却为全球植被叶面积净增长贡献了 25%,且 42%的中国植被叶面积增长来自森林。因此以森林生态系统面积比例表征森林生态系统的生态调节贡献。

(2) 水面指数。湿地等生境面积与水质净化和水流量调节、生境结构和美学、物种丰富度和授粉等生态系统功能之间呈正相关关系^[27]。利用遥感监测的稳定水体面积比例(W)表征淡水的支持功能,并将数据归一化处理为水面指数(I_w)。

$$I_w = W \times 100。 \quad (5)$$

淳安县千岛湖面积较大,与其他县域相比,该县的淡水支持功能具有较高优势,因此计算过程中将淳安县水域面积单独进行归一化,既保证数据的可比性,又能保留其突出优势。淳安县水面指数计算公式为

$$I_{w,淳安,i} = \frac{W_{淳安,i}}{\max W_{淳安}}。 \quad (6)$$

式(6)中, $W_{淳安,i}$ 为第*i*年淳安县水面面积比例; $\max W_{淳安}$ 为淳安县水面面积比例最大值。

(3) 保护地面积比例。国家级自然保护区、江西婺源森林鸟类国家级自然保护区、清凉峰国家级自然保护区、千岛湖湿地公园、饶河源国家级湿地公园、三清山信江源国家湿地公园等,钱江源国家公园体制试点区主要分布在开化县境内,对维持地区的生物多样性发挥重要作用。生物多样性保护优先区在研究区的县域均有涉及,难以体现差别化,因此该研究没有考虑。

2.3.2.3 生态调节贡献

生态系统调节服务是在生态系统受到外来干扰之后,能通过自身的调节维持其相对稳定。生态系统的自我调节能力有限,一般来说,结构和功能比较复杂的生态系统抵抗外界干扰的能力较强。该研究利用叶面积指数(LAI, I_{LA})、固碳量、水源涵养 3 个指标表征生态调节功能。叶面积指数、固碳量等数据易于长时间序列遥感监测,受卫星传感器、时相、分辨率、气候等多种因素影响,年际之间有一定的波动。生态环境退化或者生态系统结构破坏等原因会对生物多样性造成压力^[28],生物多样性丧失会降低生态系统的功能和服务,如生产力下降、养分循环失衡、传粉能力下降等^[29-31]。人类社会的幸福感依赖于生态系统提供的产品和服务,而这些则直接来自于生态系统功能^[32]。

(1) 叶面积指数。植被作为表征生态环境变化

的指示器,在物质与能力循环中起着重要作用,是影响生态调节功能的主要因素^[33-34]。植被作为一种重要的自然资源,具有明显的防风固沙、水源涵养等功能^[35]。叶面积指数定义为地表植被柱体内叶总表面积的一半与柱体底面积的比值^[36],是描述植被冠层几何结构的最基本的参数,可通过遥感手段获得准确的叶面积指数值^[7]。

$$I_{LA} = \frac{I_{LA,S}}{S}。 \quad (7)$$

式(7)中, $I_{LA,S}$ 为区域内叶面积指数总和; S 为区域面积。

(2) 固碳量。固碳量以植被净初级生产力(NPP, P_{NP})指标表征,通过遥感手段获取。NPP 定义为单位时间单位面积上植被所积累的有机物质的总量,是光合作用所吸收的碳和自养呼吸所释放的碳之间的差值^[37],是陆地生态系统碳汇的主要决定因子^[38]。

$$P_{NP} = \frac{P_{NP,S}}{S}。 \quad (8)$$

式(8)中, $P_{NP,S}$ 为区域内 NPP 总和。

(3) 水源涵养。水分作为区域植被生长、物种生存的关键因子,是流域水量平衡和区域水文循环的重要因素^[39]。以水量平衡法方程计算试点区生态系统通过拦截滞蓄降水、增强土壤下渗及蓄积、涵养土壤水分、调节地表径流和补充地下水所增加的水资源总量(Q_{wr})。

$$Q_{wr} = \sum_{i=1}^n A_i \times (P_i - R_i - T_{E,i}) \times 10^{-3}。 \quad (9)$$

式(9)中, P_i 为产流降雨量, $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$; R_i 为地表径流量, $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$; $T_{E,i}$ 为蒸发量, $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$; A_i 为*i*类生态系统面积, m^2 ; n 为生态系统类型总数。

2.3.2.4 区域生态系统质量

生态系统质量对区域生物多样性可持续发展及人类福祉的可持续具有重要作用,该研究利用重要生态空间自然度、重要生态空间连通度表征。自然度指植被状况与原始顶级群落的距离或次生群落位于演替中的阶段,利用遥感监测以重要生态空间占该区域国土空间面积比例表示。FORMAN 等^[40]认为,各种景观指数与木本植物物种丰富度具有相关性。很多研究也支持中尺度物种丰富度与景观异质性相关^[41]。该研究基于栅格数据计算景观连通度指数,作为评价生态系统质量的代表参数。

(1) 自然度。重要生态空间自然度数据本身介于 0~1 之间,无需再进行归一化处理。

(2) 连通度。利用 InVest 模型计算区域重要生

态空间的连通度,并归一化至0~1, $\min X_j=0$,即

$$C_{N,ij} = \frac{C_{ij}}{\max C_{ij}} \quad (10)$$

式(10)中, $C_{N,ij}$ 为标准化后的值; C_{ij} 为第 i 个样本第 j 项指标的数值; $\max C_{ij}$ 为第 i 个样本指标的最大值。

2.3.3 精神文化贡献

2.3.3.1 文化遗产

文化服务是指生态系统提供的因人与生态系统关系而产生的非物质利益^[42]。非物质文化遗产可以传承文化、稳定和谐的社会关系、保护重要生态环境。因此,选取省级及以上非物质文化遗产数量作为非物质文化遗产对人类福祉的贡献。研究区非物质文化遗产名录见表3。

表3 研究区非物质文化遗产名录

Table 3 Intangible cultural heritage list in the study area

省	市	县域	国家级	省级	数据来源
浙江	衢州	常山县		武当太乙拳(宋氏门)	《浙江省非物质文化遗产项目名录》
浙江	杭州	淳安县	常山喝彩歌谣、淳安竹马、淳安三角戏	淳安三角戏	《浙江省非物质文化遗产项目名录》
江西	上饶	德兴市	龙舞(开化香火草龙)		
浙江	衢州	开化县		开化满山唱	《浙江省非物质文化遗产项目名录》
江西	上饶	婺源县	徽州三雕、婺源傩舞、徽剧、歙砚制作技艺、婺源绿茶制作技艺	婺源傩舞、婺源徽剧、婺源三雕、歙砚制作技艺、婺源茶艺、婺源乡村文化、婺源豆腐架、婺源抬阁、婺源甲路纸伞制作技艺、婺源绿茶制作技艺、江西板龙灯、婺源徽墨制作技艺	《江西省非物质文化遗产代表性项目名录》
安徽	黄山	歙县	盆景技艺、徽墨制作技艺、歙砚制作技艺、张一帖内科疗法、西园喉科医术、徽州民歌、黄山贡菊制作技艺、三阳打秋千	珠兰花茶制作技艺、新安王氏医学、吴山铺伤科、沛隆堂程氏内科、许村大刀灯、跳钟馗、歙县木榨油、野鸡坞外科、叶村叠罗汉、张一帖内科、西园喉科、古法油烟墨制作技艺、新安医学、徽州篆刻、歙砚制作技艺、徽墨制作技艺	《安徽省非物质文化遗产名录》
安徽	黄山	休宁县	道教音乐、万安罗盘制作技艺	休宁木榨油、五成米酒酿制技艺、五成豆腐干制作技艺、齐云山道场音乐、松萝茶	《安徽省非物质文化遗产名录》
江西	上饶	玉山县		玉山班演艺、樟村板灯民俗、玉山提线木偶戏、玉山罗纹砚制作技艺、玉山横街茅榷会、玉山紫湖花灯	《江西省非物质文化遗产代表性项目名录》

游憩值(R)计算公式为

$$R = \sum W_i \times n \quad (11)$$

式(11)中, W_i 为权重值,设置为世界自然遗产0.3,国家公园0.3,国家级保护地0.1,省级保护地0.05。

3 钱江源试点区评估结果

从物质贡献来看,玉山县、常山县、德兴市物质供给水平较高,婺源县、淳安县、开化县物质贡献水平较低(图1)。近20 a物质贡献整体呈逐渐增加趋势,其中玉山县增加趋势最快。玉山县物质供给

2.3.3.2 游憩

生物多样性是影响文化多元性的重要因素,人们从生态系统及物种多样性中得到消遣、精神满足、美学体验等非物质惠益,比如旅游使人获得消遣和精神满足^[43],同时为当地人带来经济收入。该研究以县域为单元,其城镇空间占比相对较小,利用提供游憩功能的保护区名录表征生态系统对人类主观感受带来的福祉,主要包括国家级和省级自然保护区、国家级和省级风景名胜、地质公园、森林公园、湿地公园、世界自然遗产、国际重要湿地等(表4)。其中,剔除同一地名的不同类型保护区,优先保留权重较高的保护区;对于同级保护区,按照表4从左往右优先保留第1个;省级保护区的权重需再乘0.5。

水平整体较高,且增速明显。常山县的粮食产量呈逐渐降低趋势,其他物质供给呈逐渐增加趋势。德兴市林业产值、粮食产量、水产品产量偏高,其他供给水平偏低。生态调节贡献呈先增加后降低趋势,主要包括物种与基因安全、重要生态系统、生态调节功能、生态系统质量4个方面。其中,开化县、歙县、婺源县、休宁县贡献水平较高,玉山县、德兴市贡献水平较低。精神文化贡献指数以玉山县、婺源县、歙县贡献水平较高,常山县、德兴市贡献水平较低。玉山县游憩指数表现突出,主要是由于该县的

三清山属于世界自然遗产,权重相对较高。婺源县的非物质文化遗产和游憩贡献均相对较高。歙县主要在非物质文化遗产方面表现突出。

表4 各县提供游憩功能的各类保护区名录

Table 4 List of nature reserves providing recreational functions in each county

县域	风景名胜区	地质公园	森林公园	湿地公园	国家公园	世界自然遗产
常山县		常山国家地质公园	三衢国家森林公园			
淳安县	富春江-新安江(国家级)		千岛湖国家森林公园	常山港省级湿地公园		
德兴市	大茅山(国家级)		五府山国家森林公园	洺水河省级湿地公园		
开化县					钱江源国家公园试点区	
婺源县			灵岩洞国家森林公园	饶河国家湿地公园		
歙县			徽州国家森林公园			
休宁县			齐云山国家森林公园	横江国家湿地公园		
玉山县			怀玉山国家森林公园			三清山

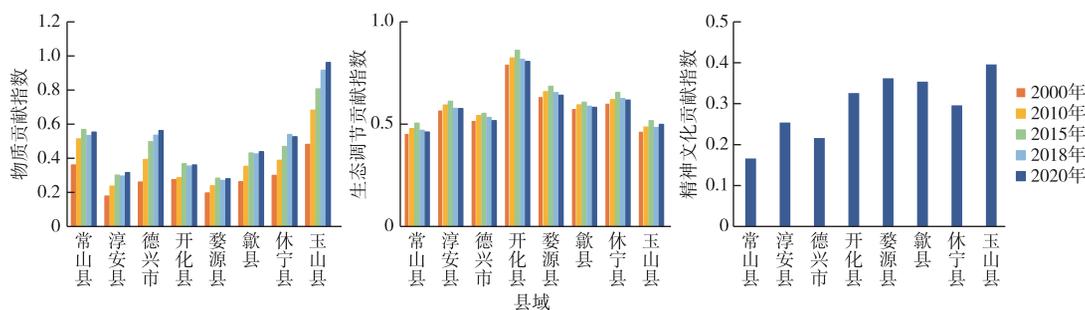


图1 研究区物质贡献、生态调节贡献和精神文化贡献

Fig. 1 The material contribution, ecological regulation contribution and cultural contribution of the study area

3.1 物质贡献

由图2~3可见,农产品供给以玉山县最高,近20 a呈逐渐增加趋势。玉山县约10%为河谷平原,是重要的农业区,其农产品供给水平最高,并且整

体呈逐年增加趋势。油料产量近20 a呈逐渐增加趋势,以玉山县和歙县油料供给水平相对较高。粮食产量整体呈逐渐减少趋势,除玉山县和德兴市外,其他区域均呈逐渐降低趋势。

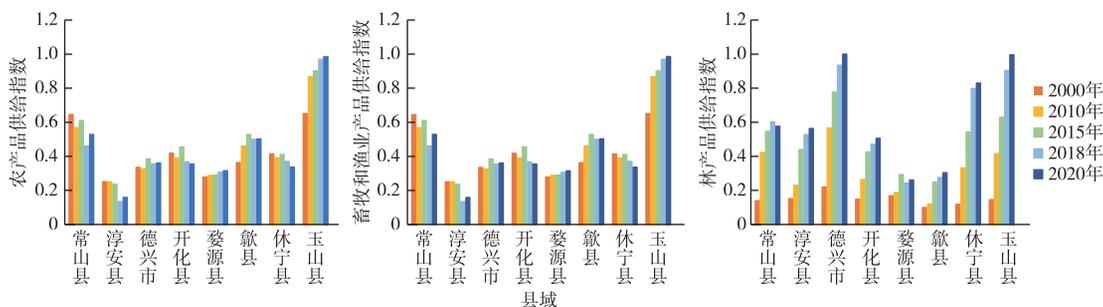


图2 物质贡献二级指标统计结果

Fig. 2 Statistics of secondary indicators of material contribution

畜牧和渔业产品供给以玉山县、常山县供给水平较高,淳安县、婺源县供给水平较低。玉山县、歙县、德兴市近20 a均呈逐渐增加趋势,其他县域呈逐渐减少趋势,主要是肉类总产量降低。玉山县的“玉山黑猪”被联合国粮农组织编入《世界家养动物

多样性信息系统工程》;2006年6月被原农业部确定为国家级畜禽遗传资源保护品种,10月“玉山黑猪”原种场被原农业部确定为第一批国家级畜禽遗传资源保种场;2013年4月15日,原农业部正式批准对“玉山黑猪”实施农产品地理标志登记保护。

林业产值以德兴市、玉山县较高,近 20 a 呈逐渐升高趋势;婺源县、歙县的经济林产值相对较低。

德兴市、玉山县因发展油茶林、毛竹林等经济林种植产业,林业产值贡献水平较高。

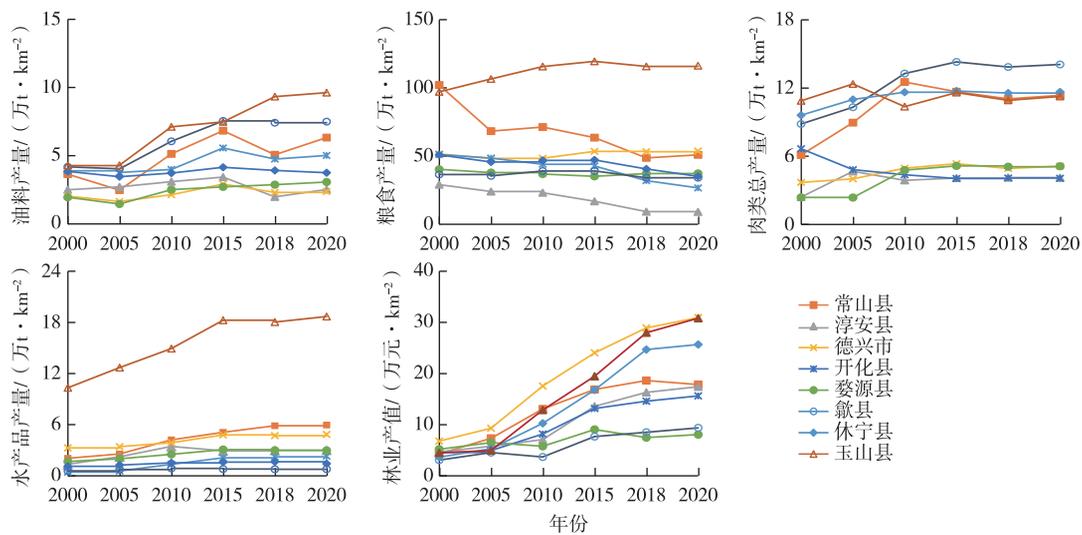


图 3 物质贡献三级指标统计结果

Fig. 3 Statistics of tertiary indicators of material contribution

3.2 生态调节贡献

由图 4~5 可见,物种与基因安全指数以休宁县、开化县、歙县水平较高,德兴市、常山县、玉山县水平较低。休宁县物种丰富度指数较高;开化县古树名木指数较高,物种丰富度处于中上水平;歙县物种丰富度指数较高。物种丰富度以休宁县、歙

县、淳安县、开化县贡献水平较高;休宁县和歙县爬行动物、两栖动物、鱼类、哺乳动物和植物丰富度水平均处于较高水平;淳安县鸟类、哺乳动物、两栖动物丰富度较高;开化县鸟类、哺乳动物、两栖动物和植物丰富度较高。古树名木以婺源县、开化县、常山县贡献水平较高。

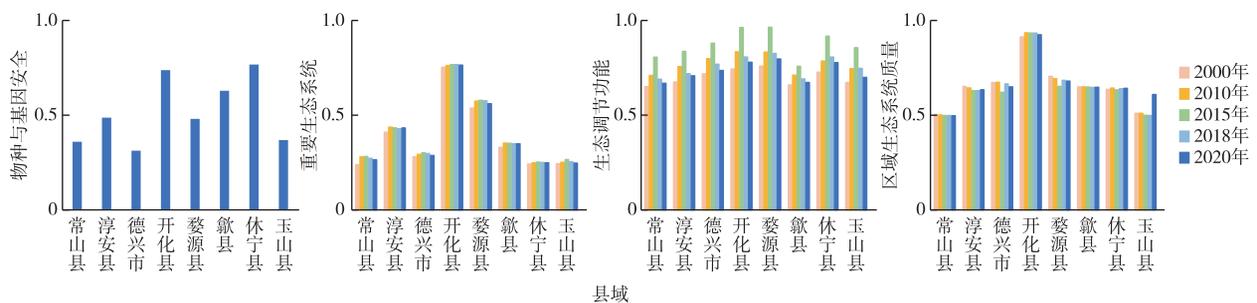


图 4 生态调节贡献二级指标统计结果

Fig. 4 Statistics of secondary indicators of ecological regulation contribution

重要生态系统以开化县、婺源县供给水平较高,森林面积呈略微降低的趋势,水面指数呈先增加后减少的趋势。森林面积比例均在 80% 以上,其中以婺源县最高。水面指数以淳安县最高。保护区面积以开化县面积占比最高,其次为婺源县。

生态调节功能总体来看,以婺源县、开化县、休宁县生态调节指数较高,歙县、常山县生态调节指数较低。近 20 a 研究区生态调节功能整体呈先增

加后降低的趋势,其中 2015 年处于较高水平。叶面积指数以婺源县、休宁县、开化县较高,近 20 a 整体呈连续增加趋势。净初级生产力水平以婺源县、休宁县、开化县最高,近 20 a 整体呈波动增加趋势。水源涵养功能以开化县、婺源县、玉山县较高,近 20 a 整体呈波动降低趋势。

生态系统质量以开化县最高,其次为婺源县、德兴市、歙县、休宁县、淳安县;常山县和玉山县生

态系统质量相对较低。近 20 a 研究区生态系统质量呈相对稳定状态。自然度以淳安县最高,其次为

开化县和婺源县。连通度以开化县最高,其次为德兴市和婺源县。

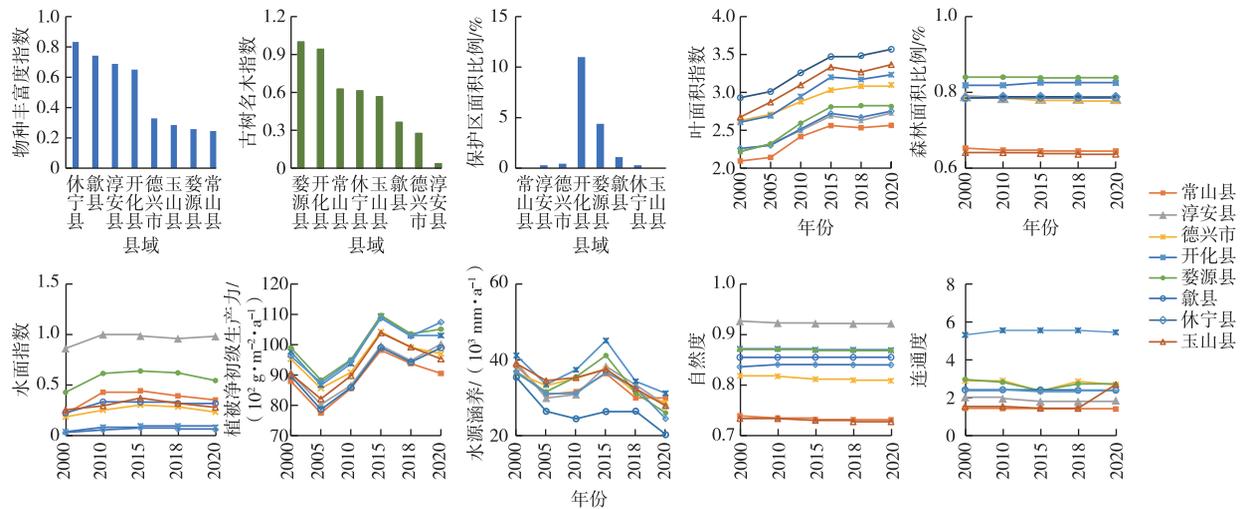


图 5 生态调节贡献三级指标统计结果

Fig. 5 Statistics of tertiary indicators of ecological regulation contribution

3.3 精神文化贡献

文化遗产是我国文化多样性的重要组成部分,传承文化对稳定和谐的社会关系具有重要作用,同时文化遗产的传承及文化内涵与生态环境保护往往具有密切联系。根据非物质文化遗产统计数据可以看出,歙县、婺源县的非物质文化遗产占据优势(图 6)。

游憩指数研究结果(图 6)表明,玉山县和开化县游憩指数较高。江西三清山位于江西省上饶市玉山县与德兴市交界处,2005 年成为国家地质公园。2008 年,三清山成为江西第一个世界自然遗产。钱江源国家公园为我国体制试点区,位于开化县。

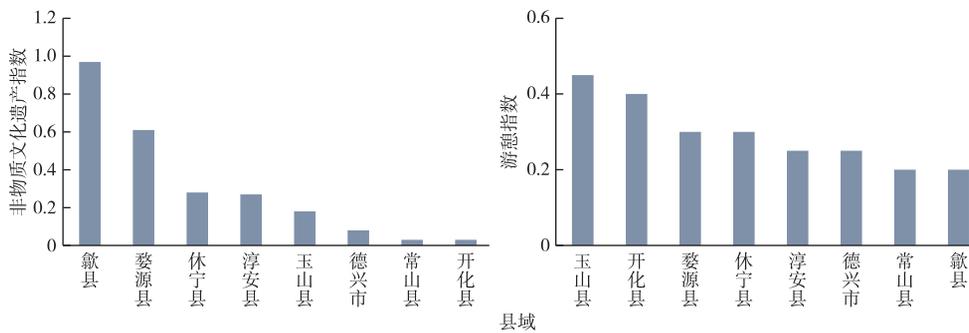


图 6 精神文化贡献三级指标统计结果

Fig. 6 Statistics of tertiary indicators of spiritual and cultural contribution

3.4 人类福祉总体评价

人类福祉总体评价结果见表 5 和图 7。人类福祉指数整体上空间异质性较强,以开化县、玉山县人类福祉指数最高,其次为歙县、休宁县、婺源县,而常山县、德兴市、淳安县的人类福祉指数较低。从时间变化来看,近 20 a 人类福祉指数整体呈先增

加后降低的趋势。其中以玉山县增长速度最快,其次为休宁县和德兴市。从一级指标来看,物质贡献整体呈逐渐增加趋势,其中粮食产量呈降低趋势;生态调节贡献主要受水面面积影响较大,呈先增加后降低的趋势。

表5 研究区人类福祉指数

Table 5 Human well-being index of the study area

年份	常山县	淳安县	德兴市	开化县	婺源县	歙县	休宁县	玉山县
2000	0.38	0.43	0.40	0.59	0.49	0.47	0.48	0.45
2010	0.42	0.45	0.45	0.62	0.51	0.50	0.51	0.51
2015	0.45	0.48	0.47	0.66	0.54	0.52	0.55	0.55
2018	0.42	0.46	0.47	0.63	0.52	0.51	0.54	0.55
2020	0.42	0.46	0.47	0.62	0.51	0.51	0.53	0.57

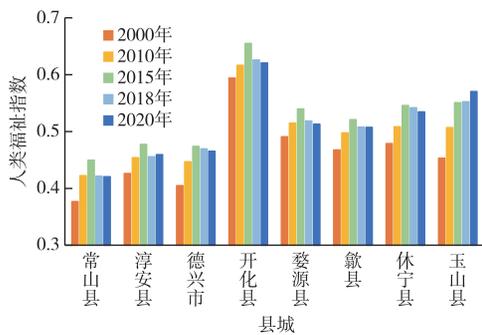


图7 人类福祉统计图

Fig. 7 Statistics of human well-being

4 讨论与结论

4.1 讨论

理想的生物多样性评估是对所有的生态系统和所有的物种都进行评估,全面了解生物多样性现状,然而从实际操作的科学性和成本效率出发存在困难^[44]。因此,该研究将某些代表性和重要的生态系统或物种作为生物多样性评价指标,同时考虑钱江源的实际生态环境和生产特征,对部分指标进行适当调整,以更科学地评估人类福祉指数。

指标数据的收集和计算对评估至关重要,除遥感监测指标,其他指标主要来自统计数据,而各地统计指标存在差异,有的指标统计不连续,重要时间节点数据的缺失对评价结果有一定影响,某些指标缺失的年份数据通过插值方法进行计算,基于线性变化趋势取值,虽能开展评价,但对结果有一定影响。

评价指标同时也受多种地理、经济、文化等因素的影响。其中物质贡献的整体增加与我国的经济关系较大,居民生活水平的提高导致物质需求增长;而增长的异质性则与地方地理特征、文化社会发展等综合因素有关;物质贡献的类型差异,比如畜牧、水产品或林产品等,则与自然条件有一定的关系。物种与基因安全指标在相对较短的年份难以看出其变化情况,由于物种调查未见长期连续的公开调查数据更新,因此笔者研究中物种丰富

度和古树名木指标均无法开展年际变化监测,主要反映不同区域之间的空间差异。生态调节贡献主要受当地自然资源条件影响;保护地面积比例主要与当地自然资源有关,此外还受政策主导。精神文化贡献没有纳入主观感受部分,而文化遗产和游憩指标主要受地方自然、文化资源等影响,其中游憩指标还受政府规划等影响。此外,例如物种丰富度指数、古树名木指数、保护区面积比例和精神文化等指标通常更新时间较长,因此难以从时间变化上体现出差距。因此,该研究对这些指标主要开展不同区域之间的对比分析,未能在时间维度开展分析。

综合来看,该评价指标体系充分利用遥感技术,与统计调查等数据相结合,在国家、省、市、县等多区域尺度开展生物多样性定量评估,可为决策者评估生物多样性水平提供方法研究,同时促进地区进一步加强生物多样性保护。

4.2 结论

该研究选取生物多样性对人类福祉贡献评估指标体系,在钱江源地区开展试点评估,主要研究结论如下:

(1)该区域人类福祉指数空间异质性较强,主要是由于自然资源差异所致。人类福祉指数整体以开化县、玉山县水平较高,其次为歙县、休宁县、婺源县,再次为常山县、德兴市、淳安县。其中,开化县主要体现在生态调节贡献较大,玉山县主要体现在物质供给和精神文化贡献较大。

(2)物质、生态调节、精神文化3个方面的贡献时空分布差异较大。物质贡献整体呈逐渐增加趋势,其中玉山县是物质供给水平最高且增长速度最快的县域,此外常山县、德兴市物质供给水平也较高。生态调节贡献整体呈先增加后降低趋势,其中以开化县、婺源县、休宁县贡献水平较高,这3个地区有较好的自然优势,森林生态系统面积较大。精神文化贡献指数受人文主观因素影响较大,其中玉山县游憩指数表现突出,主要是由于该县的三清山属于世界自然遗产,权重相对较高。婺源县既注重非物质文化遗产的保护,又兼顾游憩功能的发展,所以该地区整体精神文化贡献较高;歙县主要在非物质文化遗产方面表现突出,虽然游憩功能略有逊色,精神文化贡献仍保持较高的水平。

(3)近20 a人类福祉整体呈先增加后降低的趋势。其中玉山县一直呈增长趋势,且增长速度最快,主要体现在物种供给水平的增长;其次为休宁县,主要体现在林产品供给水平增加。由此可见,物种供给的增长是该评价指标体系中对人类福祉

增长贡献最显著的指标。

参考文献:

- [1] 张永民.生物多样性的保育及可持续利用对策[J].地球科学进展,2009,24(6):662-667.[ZHANG Yong-min.Response Options for Conservation and Sustainable Use of Biodiversity[J].Advances in Earth Science,2009,24(6):662-667.]
- [2] 赵国松,刘纪远,匡文慧,等.1990—2010年中国土地利用变化对生物多样性保护重点区域的扰动[J].地理学报,2014,69(11):1640-1650.[ZHAO Guo-song,LIU Ji-yuan,KUANG Wen-hui,et al.Disturbance Impacts of Land Use Change on Biodiversity Conservation Priority Areas across China during 1990-2010[J].Acta Geographica Sinica,2014,69(11):1640-1650.]
- [3] Millennium Ecosystem Assessment.Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis [M]. Washington DC, USA: World Resources Institute,2005:60-68.
- [4] UN Environment.Global Environment Outlook 6(GEO-6)[R]. Nairobi,Kenya: UNEP,2019.
- [5] UNEP,UN Environment,International Science-Policy Platform for Biodiversity and Ecosystem Services.Five Major New IPBES Assessment Reports:A General Primer[R].Medellin,Colombia:UNEP,2018.
- [6] BUTCHART S H M,WALPOLE M,COLLEN B,et al.Global Biodiversity:Indicators of Recent Declines[J].Science,2010,328(5982):1164-1168.
- [7] 徐希孺,范闻捷,陶欣.遥感反演连续植被叶面积指数的空间尺度效应[J].中国科学(D辑:地球科学),2009,39(1):79-87.[XU Xi-ru,FAN Wen-jie,TAO Xin.Spatial Scale Effect of Leaf Area Index of Continuous Vegetation Retrieved by Remote Sensing[J].Scientia Sinica(Terrae),2009,39(1):79-87.]
- [8] GRETCHEN C D,欧阳志云,郑华,等.保障自然资本与人类福祉:中国的创新与影响[J].生态学报,2013,33(3):669-685.[GRETCHEN C D,OUYANG Zhi-yun,ZHENG Hua,et al.Safe-guarding Natural Capital and Human Welfare:China's Innovation and Influence[J].Acta Ecologica Sinica,2013,33(3):669-685.]
- [9] PEREIRA H M,FERRIER S,WALTERS M,et al.Essential Biodiversity Variables[J].Science,2013,339(6117):277-278.
- [10] 徐炜,马志远,井新,等.生物多样性与生态系统多功能性:进展与展望[J].生物多样性,2016,24(1):55-71.[XU Wei,MA Zhi-yuan,JING Xin,et al.Biodiversity and Ecosystem Multifunctionality:Advances and Perspectives[J].Biodiversity Science,2016,24(1):55-71.]
- [11] 生态环境部.2020年联合国生物多样性大会(第一阶段)高级别会议昆明宣言——生态文明:共建地球生命共同体[EB/OL].[2022-06-30].http://www.mee.gov.cn/ywdt/szyw/202110/t20211014_956499.shtml.
- [12] COSTANZA R,KUBISZEWSKI I,GIOVANNINI E,et al.Development:Time to Leave GDP Behind[J].Nature,2014,505(7483):283-285.
- [13] United Nations Environmental Program.Human Development Report 1998[R].Oxford,UK:Oxford University Press,1998.
- [14] Emerald Group Publishing Limited.European Happy Planet Index[J].Management of Environmental Quality: An International Journal,2008,19(1):2-16.
- [15] DE GROOT R S,WILSON M A,BOUMANS R M J.A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services[J].Ecological Economics,2002,41(3):393-408.
- [16] MACE G M,NORRIS K,FITTER A H.Biodiversity and Ecosystem Services:A Multilayered Relationship[J].Trends in Ecology & Evolution,2012,27(1):19-26.
- [17] CHURCH A,FISH R,HAINES-YOUNG R,et al.UK National Ecosystem Assessment Follow-on Work Package Report 5: Cultural Ecosystem Services and Indicators[R].UK:UNEP-WCMC,2014.
- [18] KERR J T,OSTROVSKY M.From Space to Species:Ecological Applications for Remote Sensing[J].Trends in Ecology & Evolution,2003,18(6):299-305.
- [19] 王顺忠,马克平.生物多样性评估指标体系[C]//中国生物多样性保护与研究进展Ⅶ:第七届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集.长春:[出版者不详],2006:37-45.
- [20] 刘玉平,施佩荣,张志如,等.定量测度生物多样性对人类福祉贡献的指标体系研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(10):1242-1248.[LIU Yu-ping,SHI Pei-rong,ZHANG Zhi-ru,et al.Study on the Indicator System for Quantitatively Measuring the Biodiversity Contributions to Human Well-being[J].Journal of Ecology and Rural Environment,2021,37(10):1242-1248.]
- [21] 王雪梅,曲建升,李延梅,等.生物多样性国际研究态势分析[J].生态学报,2010,30(4):1066-1073.[WANG Xue-mei,QU Jian-sheng,LI Yan-mei,et al.Analysis on Situation and Tendency of International Biodiversity Research[J].Acta Ecologica Sinica,2010,30(4):1066-1073.]
- [22] 赵士洞,张永民.生态系统评估的概念、内涵及挑战:介绍《生态系统与人类福利:评估框架》[J].地球科学进展,2004,19(4):650-657.[ZHAO Shi-dong,ZHANG Yong-min.Concepts,Contents and Challenges of Ecosystem Assessment:Introduction to "Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment"[J].Advance in Earth Sciences,2004,19(4):650-657.]
- [23] LINDENMAYER D B,MARGULES C R,BOTKIN D B.Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management[J].Conservation Biology,2000,14(4):941-950.
- [24] MEERSCHAUT D,VANDEKERKHOVE K.Development of a Stand-scale Forest Biodiversity Index Based on the State Forest Inventory [M]. Belgium: Institute for Forestry and Game Management,2000:340-350.
- [25] 李金良,郑小贤,王昕.东北过伐林区林业局级森林生物多样性指标体系研究[J].北京林业大学学报,2003,25(1):48-52.[LI Jin-liang,ZHENG Xiao-xian,WANG Xin.Study on Forest Biodiversity Index System of Northeast Over-cutting Forest Region Based on Forestry Bureau Level[J].Journal of Beijing Forestry University,2003,25(1):48-52.]
- [26] CHEN C,PARK T,WANG X H,et al.China and India Lead in Greening of the World through Land-use Management[J].Nature Sustainability,2019,2(2):122-129.
- [27] HARRISON P A,BERRY P M,SIMPSON G,et al.Linkages between Biodiversity Attributes and Ecosystem Services:A Systematic

- Review[J]. *Ecosystem Services*, 2014, 9: 191–203.
- [28] 李文杰, 张时煌. GIS和遥感技术在生态安全评价与生物多样性保护中的应用[J]. *生态学报*, 2010, 30(23): 6674–6681. [LI Wen-jie, ZHANG Shi-huang. Research Progress on GIS and Remote Sensing's Application in Ecological Security Assessment and Biodiversity Conservation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(23): 6674–6681.]
- [29] LOREAU M, NAEEM S, INCHAUSTI P, *et al.* Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges [J]. *Science*, 2001, 294(5543): 804–808.
- [30] BALVANERA P, PFISTERER A, BUCHMANN N, *et al.* Quantifying the Evidence for Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning and Services [J]. *Ecology Letters*, 2006, 9: 1146–1156.
- [31] WAGG C, BENDER S F, WIDMER F, *et al.* Soil Biodiversity and Soil Community Composition Determine Ecosystem Multifunctionality [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(14): 5266–5270.
- [32] MOONEY H A, CROPPER A, REID W. The Millennium Ecosystem Assessment: What Is It All About? [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2004, 19(5): 221–224.
- [33] WHITE M A, THORNTON P E, RUNNING S W. A Continental Phenology Model for Monitoring Vegetation Responses to Interannual Climatic Variability [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1997, 11(2): 217–234.
- [34] 史晓亮, 王馨爽. 黄土高原草地覆盖度时空变化及其对气候变化的响应 [J]. *水土保持研究*, 2018, 25(4): 189–194. [SHI Xiao-liang, WANG Xin-shuang. Spatial and Temporal Variation of Vegetation Coverage and Its Response to Climate Change in the Loess Plateau [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018, 25(4): 189–194.]
- [35] 韩永伟, 拓学森, 高吉喜, 等. 黑河下游重要生态功能区植被防风固沙功能及其价值初步评估 [J]. *自然资源学报*, 2011, 26(1): 58–65. [HAN Yong-wei, TUO Xue-sen, GAO Ji-xi, *et al.* Assessment on the Sand-fixing Function and Its Value of the Vegetation in Eco-function Protection Areas of the Lower Reaches of the Heihe River [J]. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(1): 58–65.]
- [36] CHEN J M, BLACK T A. Defining Leaf Area Index for Non-flat Leaves [J]. *Plant, Cell and Environment*, 1992, 15(4): 421–429.
- [37] LIETH H, WHITTAKER R H. Primary Productivity of the Biosphere [M]. New York, USA: Springer-Verlag; 1975: 217–238.
- [38] FIELD C B, BEHRENFELD M J, RANDERSON J T, *et al.* Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components [J]. *Science*, 1998, 281(5374): 237–240.
- [39] 林莎, 贺康宁, 王莉, 等. 基于地统计学的黄土高寒区典型林地土壤水分盈亏状况研究 [J]. *生态学报*, 2020, 40(2): 728–737. [LIN Sha, HE Kang-ning, WANG Li, *et al.* Soil Moisture Surplus and Loss of Typical Forestland in Loess Alpine Area by the Geostatistical Analyst Method [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(2): 728–737.]
- [40] FORMAN R, GORDON M. *Landscape Ecology* [Z]. New York, USA: John Wiley and Sons, 1986.
- [41] GOULD W A, WALKER M D. Landscape-scale Patterns in Plant Species Richness along an Arctic River [J]. *Canadian Journal of Botany*, 1997, 75(10): 1748–1765.
- [42] CHAN K M A, GOLDSTEIN J, SATTERFIELD T, *et al.* *Natural Capital: Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services* [M]. Oxford, UK: Oxford University Press, 2012: 188–228.
- [43] 屠星月, 黄甘霖, 邬建国. 城市绿地可达性和居民福祉关系研究综述 [J]. *生态学报*, 2019, 39(2): 421–431. [TU Xing-yue, HUANG Gan-lin, WU Jian-guo. Review of the Relationship between Urban Greenspace Accessibility and Human Well-being [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(2): 421–431.]
- [44] TURNER W, SPECTOR S, GARDINER N, *et al.* Remote Sensing for Biodiversity Science and Conservation [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2003, 18(6): 306–314.

作者简介: 施佩荣(1992—), 女, 河北邢台人, 工程师, 硕士, 主要从事生态遥感监测、生物多样性遥感监测等方面的研究。E-mail: peirongshi@163.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0307

王晓庆, 何凯. 近 30 a 青藏高原草地春季物候动态及其对极端温度的敏感性[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1020–1030.

WANG Xiao-qing, HE Kai. Spatial-temporal Dynamics of Grassland Spring Phenology and Its Response to Extreme Temperature in Qinghai-Tibet Plateau over the Last 30 Years[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1020–1030.

近 30 a 青藏高原草地春季物候动态及其对极端温度的敏感性

王晓庆¹, 何凯² (1. 山西水利职业技术学院, 山西 运城 044004; 2. 河海大学水利水电学院, 江苏 南京 210098)

摘要: 植被物候被认为是追踪植被对气候变化响应的关键指标, 在气候快速变化的情境下, 明确极端温度对不同
类型植被物候的干扰机制对未来应对极端温度事件具有重要意义。研究基于 GIMMS NDVI、草地类型和极端温度
数据, 辅以 Sen 斜率、变异系数、Hurst 指数、地理探测器和偏相关分析法探究了青藏高原 1986—2015 年不同草地
植被类型生长季始期(SOS)时空动态、SOS 对不同极端温度指标的敏感性程度。结果表明, 近 30 a 青藏高原草地
植被: (1) SOS 集中在 1 a 中第 120~130 天, 即五月上旬至中旬。荒漠草原、高山亚高山平地草原和山地草甸 SOS
较迟, 集中在第 125~145 天, 平地草原、草甸和高山亚高山草地 SOS 较早, 基本在第 130 日之前。(2) SOS 总体以
提前趋势为主, 速率集中在 $0 \sim \pm 1.5 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$, 但 SOS 变化波动性较大。未来一段时间内 SOS 变化趋势与 1986—
2015 年相反, 其中在波动性较小区域以提前趋势为主, 波动较大区域呈推迟趋势。(3) 草甸 SOS 对极端温度变化
最敏感, 其余依次为平地草原、高山亚高山草甸和高山亚高山平地草原, 荒漠草原对极端温度敏感度最小。(4) 草
地 SOS 与变冷相关的极端温度因子以弱正相关为主, 与变暖相关的极端温度因子以弱负相关为主, 尤其在海拔较
高的喜马拉雅山脉、昆仑山脉、天山山脉和横断山脉的负相关系数出现极高值。以上研究结果可为青藏高原草地
物候影响因素提供新的认识, 为草籽育种、草地生长监测和应对气候异常、促进植被生态恢复制定行之有效的防
灾减灾措施。

关键词: 极端温度; 草地植被; 春季物候; 敏感性; 青藏高原

中图分类号: X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1020-0

Spatial-temporal Dynamics of Grassland Spring Phenology and Its Response to Extreme Temperature in Qinghai-Tibet Plateau over the Last 30 Years. WANG Xiao-qing¹, HE Kai² (1. Shanxi Water Conservancy Technical Institute, Yuncheng 044004, China; 2. College of Water Conservancy and Hydropower, Hehai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Change in phenology is among the first signals of adjustments in species responses to climate anomalies and is of great significance to clarify the interference mechanism of extreme temperature on grassland phenology. In Qinghai-Tibet Plateau, plant development is commonly regulated by both temperature and precipitation. To better understand how grassland phenology may respond to extreme temperature events, the spatial-temporal dynamics of start of growing season (SOS) and the sensitivity to different extreme temperature events of different grassland were explored based on GIMMS NDVI, grassland types and extreme temperature data on the Qinghai Tibet Plateau from 1986 to 2015. In this study, with the assistance of Sen gradient, variation coefficient, Hurst index, geographical detector and partial correlation analysis, the spatio-temporal patterns of the start of the growing season (SOS) in the grassland were investigated by using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) on the Qinghai-Tibet Plateau (QTP) from 1986 to 2015. At the same time, the extreme temperature regulating grassland spring phenology under the ongoing conditions of climate change was analyzed. The results show that: (1) the SOS concentrated in the period of 120–130 days of the year. The SOS appeared first in plain grassland, meadow and alpine and subalpine meadow, basically before the 130th day. The SOS of desert grassland, alpine and subalpine plain grassland and slope meadow appeared late, concentrated in the period of 125–145 days. (2) The SOS showed a significant advancing tendency in all types, and the rate concentrated at $0 \sim \pm 1.5 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$. The predicted change trend of SOS in the coming period of time is opposite to the last change trend. (3) SOS of meadow was the most sensitive to extreme temperature, followed by plain grassland, alpine and subalpine meadow, alpine and subalpine plain grassland, and desert grassland was the least sensitive to extreme temperature. (4) The correlation between

收稿日期: 2022-04-10

基金项目: 国家自然科学基金(52039003)

cooling related extreme temperature and grassland SOS is mainly weakly positive correlation, and the correlation between warming related extreme temperature and grassland SOS is mainly weakly negative correlation, and extreme high negative correlation exists especially in the Himalayas, Kunlun Mountains, Tianshan Mountains and Hengduan Mountains with high altitude. The results of this study could provide new understanding on the impacting factors to the phenology of grassland of Qinghai-Tibet Plateau, and could also provide effective measures for grassland disaster prevention and remediation, for grass seeds breeding, grassland development monitoring, climate anomalies responding and vegetation ecological restoring.

Key words: extreme temperature; grassland vegetation; spring phenology; sensitivity; Qinghai-Tibet Plateau

植被物候被认为是追踪植被对气候年际变化响应的关键指标,植被每年发育的时间随气候变化而产生相应的季节变化^[1-2]。在气候快速变化的背景下,物候事件的变化不但会影响群落中不同物种间相互作用和营养水平,而且可改变植被活力和生态系统功能,从而影响地表能量循环和碳收支,甚至是区域气候^[2-4]。青藏高原被定义为世界“第三极”,且作为世界上规模最大、海拔最高的高原,为亚洲几条重要河流的源头提供了水源^[5-6]。青藏高原草地是最重要和最脆弱的生态系统,可以截留地下水、调节能量变换和提供碳存储等,对维持生态系统稳定性具有重要意义^[6-7]。联合国政府间气候变化专门委员会(Inter-governmental Panel on Climate Change, IPCC)报告指出,大部分地区正在经历持续变暖的过程(1951—2012 年全球平均地表温度升高了 0.72 ℃),并且一些极端气候事件(高温、干旱、暴雨、洪涝等)发生的频数不断增加^[8-10]。同气候平均态相比,极端气候事件产生的影响更为明显和直接,且比一般气候事件更具破坏性和灾难性,这势必会使青藏高原草地植被物候事件(如植被萌发、开花、果实成熟和产量的发育和生理过程相关)发生一系列变化,从而影响群落内不同物种和营养水平间的相互作用,不利于生态系统平衡和可持续发展^[8,11-12]。因此探究近 30 a 青藏高原草地植被物候对极端气候的敏感性,对当地生态系统平衡和社会经济可持续发展有重要意义。

随着气候暖化,青藏高原植被物候动态变化及其对气候变化的响应研究已成为全球变化生态学研究的热点问题之一^[12]。有研究发现,暖化的季前或春季温度是中国温带生态系统、青藏高原和北美北纬地区植被生长季始期(start of growing season, SOS)提前的主要控制因素,虽然降水对植被 SOS 也表现出很强的控制作用,但没有温度明显^[13-15]。与平均气候相比,极端气候对植被物候的影响似乎更为明显^[11-14]。极端气候事件的出现不但会使某些物种花期提前,甚至导致一些物种不能完成开花周期^[15-18]。有学者指出,日最高温度事件的增加是导致美国植被 SOS 提前的主要影响因素,而极端冷气

候事件会使森林提前结束生长季,极端暖事件和干旱胁迫则使得植被推迟进入休眠期^[19]。可见极端气候事件对气候变化敏感地区的植被物候有较大影响。其次,也有研究发现极端温度主要是通过影响植被酶活性进而影响植被生长和发育^[18-19],极端变暖事件会过早诱发植物活动,间接导致植被生长季提前结束,从而缩短植被生长周期,这种情况不利于植被的生长^[11]。自 20 世纪 70 年代以来,气候变化导致的温度上升使北美地区春季物候从 40° N 向北推进,春季物候开始时间每 10 a 提前了 2.3 d^[20-22]。CRABBE 等^[23]发现欧洲高纬度地区春季极端变暖使森林 SOS 显著提前,加之秋季极端变暖使来年森林春季 SOS 显著提前。虽然目前关于青藏高原植被物候对气候变化的响应已有很多研究,但目前青藏高原物候的研究多集中在植被物候和平均气候间的关系,尤其是气温^[16-19]。而针对不同草地植被对不同极端温度指标的敏感性和相互关系的研究鲜见报道。作为青藏高原的主要植被类型,草地植被物候在控制碳、氮循环方面扮演着重要的角色^[24]。因此,深入探究青藏高原植被物候时空动态对不同极端温度指标的敏感性程度有助于充分认识气候变化事件对生态环境脆弱的青藏高原草地植被动态的影响,为制定科学合理的青藏高原草地植被保护和恢复战略提供科学依据。

笔者基于提取的物候数据、极端温度数据和草地类型数据探究了 1986—2015 年青藏高原不同草地类型 SOS 时空动态及其对不同极端温度指标的敏感性,以期科学分析我国草地资源物候受极端天气事件变化的影响提供新思路,为后期科学管理和保护草地资源提供参考依据。

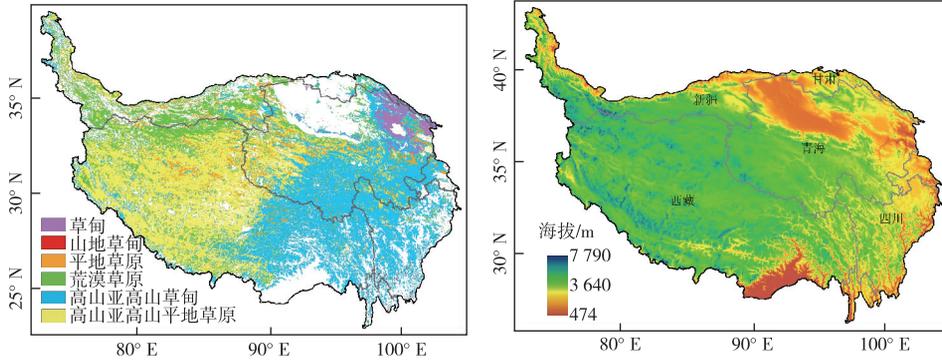
1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

有“世界屋脊”之称的青藏高原(26°~40° N, 73°~105° E)地处中国西南部,横向跨度约 2 945 km,纵向跨度约 1 532 km,平均海拔在 4 000 m 以上,总面积约为 2.57×10⁶ km²。如图 1 所示,青藏高原地势西高东低,总体自西北向东南倾斜,且高原

地貌类型复杂多样,造就了其独特的气候类型,特点是太阳辐射强、温度低、干湿季节分明、降水量偏少和降水分配不均匀等^[5-7]。作为高山高原气候区,受海拔、高原季风气候和高大山脉等的影响,植

被类型以草地植被为主。由于其独特的地理位置和非凡的生态意义,青藏高原草地植被已经成为研究气候变化的指示器。



审图号: GS(2023)2642 号。

图 1 青藏高原草地类型分布和海拔

Fig. 1 Distribution map of grassland types and elevation in Qinghai-Tibetan Plateau

1.2 数据来源

1.2.1 GIMMS NDVI 数据

使用全球库存建模与测绘研究(GIMMS)提供的 NDVI 3g 数据集(版本 3)提取青藏高原 1982—2015 年草地植被春季物候,空间分辨率为 8 000 m,时间分辨率为 15 d。该数据是由 NOAA 卫星搭载的 AVHRR 传感器获取,已校正并最大程度减少火山气溶胶、太阳高度角、传感器误差和偏移影响的全球植被数据^[11-12]。如果标志数据显示 1、2,则分别表示质量较好的数据,7 则表示缺失数据,其他标志值表示 NDVI 是由不同方法获得的。虽然 GIMMS NDVI 3g 数据有局限性,但它是用于监测植被特征和变化的最长的 NDVI 时间序列。NDVI 数据由美国国家航空航天局(NASA)(<https://ecocast.arc.nasa.gov/data/>)提供,使用 Savitzky-Golay Filter 对 GIMMS NDVI 3g 时间序列数据集进行预处理,以平滑 NDVI 因云、大气等导致的错误峰值^[17]。

1.2.2 草地类型数据

草地类型数据源于西部环境与生态科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn>)提供的 GLC2000 分类数据,该数据采用联合国粮农组织(FAO)的土地覆盖分类标准(LCCS),通过非监督分类方法获得全球土地覆盖数据,其中草地类型包括草甸、平地草原、荒漠草原、坡地草地、高山亚高山草甸、高山亚高山平地草原(图 1)。

1.2.3 极端温度数据(HadEX3)

HadEX3 数据集(www.climdex.org)采用综合观

测资源来量化昼夜温度和降水变化,由 29 个气候极端指数(通过世界温度站数据计算而来)组成,数据涵盖了 1901—2018 年的极端天气事件,综合反映了极端温度的频率和强度,可应用于极端天气事件研究^[22]。根据青藏高原温度的实际情况和物候的研究时段,选择 1986—2015 年 12 个最能反映温度日变化范围和温度极端事件来分析青藏高原不同草地类型物候对极端天气变化的响应情况(表 1)。基于样条函数插值理论的专业气象插值软件 ANUSPLINE 将极端温度的点数据插值为 8 km 的栅格数据,综合考虑了高程、海岸线等协变量对气象数据的影响,能够得到精度较高的插值结果^[13]。

1.3 研究方法

1.3.1 物候提取

物候期提取的常用方法有阈值法、滑动平均法、最大比率法等^[6],采用动态阈值法提取研究期内历年草地植被 SOS,以同年 1 月 1 日(即第 1 天)为起点计算,1 月 2 日为第 2 天……,依次类推确定植被 SOS^[12,16]。提取草地 SOS 时通过参考相关文献和设定不同阈值重复试验并将提取后的物候信息与已有文献物候信息对比^[2,13,18],最后将动态阈值设置为 0.3 提取草地 SOS^[19]。动态阈值法模型为

$$V_R = \frac{V - V_n}{V_x} \quad (1)$$

式(1)中, V_R 为输出比值; V 为归一化植被指数; V_x 和 V_n 分别为 1 a 中 V 变化的最大值和最小值。

表 1 极端温度指标定义

Table 1 Definitions of the extreme temperature indices

指标名称	单位
日最高温度的最大值(TXX)	℃
日最低温度的最大值(TNX)	℃
日最高温度的最小值(TXN)	℃
日最低温度的最小值(TNN)	℃
冷夜天数(TN10P)	d
冷昼天数(TX10P)	d
暖夜天数(TN90P)	d
暖昼天数(TX90P)	d
温度天较差(DTR)	℃
冰冻天数(ID)	d
霜冻天数(FD)	d
暖期(WSDI)	d

1.3.2 趋势分析

采用 Theil-Sen 中位数趋势分析草地 SOS 空间趋势特征^[24]。Theil-Sen 趋势分析法是一种非参数统计的计算方法,对测量误差和离群数据不敏感^[24]。Mann-Kendall 用于评估 Theil-Sen 斜率估计的显著性,即检验 SOS 趋势的显著性。Theil-Sen 中位数趋势分析具体公式为

$$\beta = \text{Median} \left(\frac{x_j - x_i}{j - i} \right), \forall j > i. \quad (2)$$

式(2)中, β 为斜率; i 和 j 代表年份,如果 $\beta > 0$,数据集时间序列具有正趋势;如果 $\beta < 0$,数据集序列具有负趋势。

1.3.3 未来趋势分析

Hurst 指数是根据 SOS 的长时间序列数据预测未来数据的变化趋势,基于重标极差(R/S)的 Hurst 指数是一种定量表述时间序列信息长期依赖性的有效方法^[16]。笔者用来研究 SOS 未来的趋势,Hurst 指数分为 3 种情况:Hurst 值为 $0 \sim < 0.5$,说明 SOS 具有长期的相关性,将来总体趋势和过去趋势相反,时间序列表现出反持续性;Hurst 值为 0.5 ,表明 SOS 互相独立且没有依赖性,现在不会影响未来;Hurst 值为 $> 0.5 \sim 1$,表明未来 SOS 总体趋势与过去总体趋势相同,过程具有持续性,越接近 1,持续性越强^[24]。

1.3.4 稳定性分析

使用变异系数(C_v)探究 1986—2015 年青藏高原草地 SOS 变化的波动情况^[11]。

$$C_v = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - X_m)^2} / X_m. \quad (3)$$

式(3)中, C_v 为变异系数; X_i 为第 i 年的草地 SOS; X_m 为 1986—2015 年草地 SOS 的平均值。

1.3.5 SOS 对极端温度的敏感性

地理探测器模型由 WANG 等^[25]提出,是将自变量空间分布与潜在因素分布进行比较,适用于测量空间分层非均质性程度的空间分析方法。利用地理探测器度量不同草地植被类型 SOS 对不同极端温度指标的敏感性。

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \delta_h^2}{N \delta^2}. \quad (4)$$

式(4)中, q 为极端温度指标对不同草地植被 SOS 的解释力; h 为不同极端温度分类数据; L 为极端温度数据; N_h 和 N 分别为 h 区域和整个青藏高原区域的单元数; δ_h^2 和 δ^2 分别为 h 区域和整个区域的方差。 q 值越大,表示该极端温度植被对该草地类型 SOS 的影响越大。

1.3.6 偏相关分析

采用高阶偏相关分析法研究了草地 SOS 与不同极端温度之间的关系^[20]。假设有 $k(k > 2)$ 个变量 x_1, x_2, \dots, x_k , 则任意 2 个变量 x_i 和 x_j 的 $n(n \leq k-2)$ 阶样本的偏相关系数计算公式为

$$r_{ij,1_1 1_2 \dots 1_n} = \frac{r_{ij,1_1 1_2 \dots 1_{n-1}} - r_{i1_n,1_1 1_2 \dots 1_{n-1}} r_{j1_n,1_1 1_2 \dots 1_{n-1}}}{(1 - r_{i1_n,1_1 1_2 \dots 1_{n-1}}^2)(1 - r_{j1_n,1_1 1_2 \dots 1_{n-1}}^2)}. \quad (5)$$

式(5)中, r_{ij} 为草地 SOS i 和极端温度 j 之间的偏相关系数,控制变量为其他极端温度的变量。

2 结果与分析

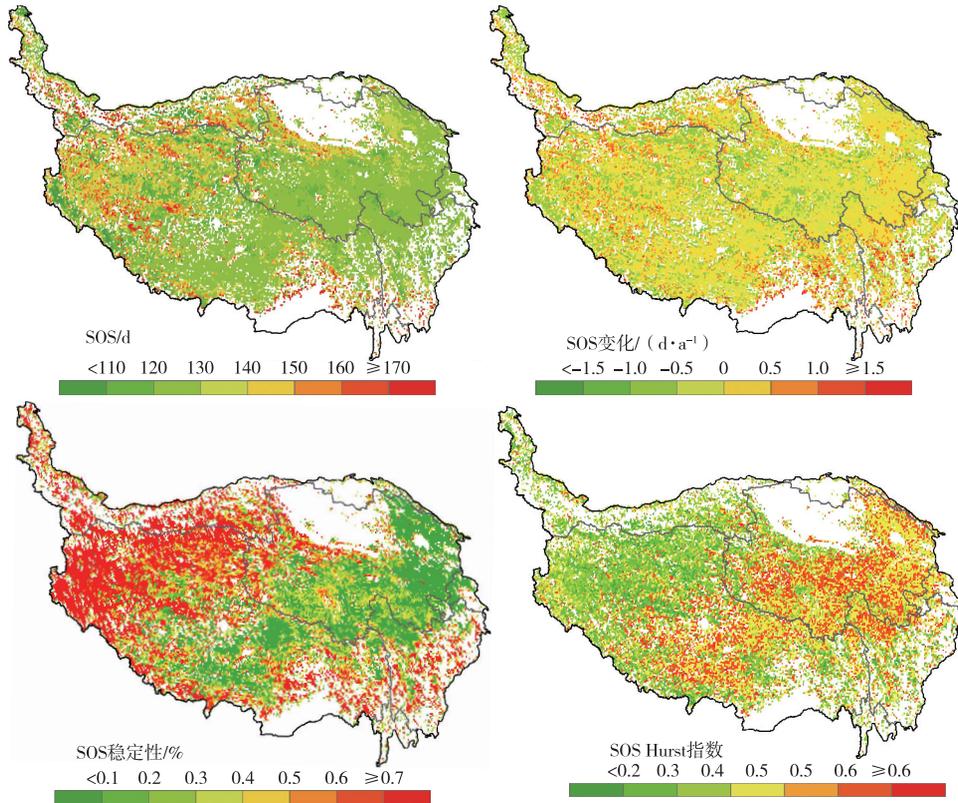
2.1 青藏高原草地 SOS 时空动态

从青藏高原近 30 a 草地 SOS 均值分布发现,草地 SOS 从西北向东南逐渐提前,空间分布格局与水热资源具有一致性。其中 49.3% 的草地 SOS 集中在第 120~130 天,即五月上旬至中旬,SOS 开始最早区域(SOS 在第 110 天之前)集中在最南部的珠穆拉玛峰附近;SOS 极端最晚值(SOS 在第 170 天之后)主要分布在海拔较高的昆仑山脉、冈底斯山脉、唐古拉山脉和横断山脉。不同草地植被 SOS 差异较大,荒漠草原、高山亚高山平地草原和山地草甸的 SOS 较迟,集中在第 125~145 天;而平地草原草甸和高山亚高山草地的 SOS 较早,基本在第 130 天之前。同一种草地 SOS 从西北向东南呈推迟趋势,在高海拔的山脉区域 SOS 基本在第 170 天之后(图 2~3)。

近 30 a 青藏高原 55.3% 的草地 SOS 呈提前趋势(通过显著性检验占整体像元 38.99%, $\alpha =$

0.05), 主要分布在青藏高原西南端、唐古拉山脉和昆仑山脉周围。44.7%的草地 SOS 呈推迟趋势, 横断山脉和天生山脉区域的 SOS 推迟速率最大 ($1.5 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$)。草地 SOS 的 C_v 平均值为 0.47, 其持续变化的状态波动性较大。其中青海湖周围和唐古拉山脉中段的持续状态最稳定, 但在海拔较高的其他山脉地区的波动性较大 ($C_v > 0.7$), 这说明近 30 a 青藏高原 SOS 的变化波动性较大。通过 Hurst 指数分

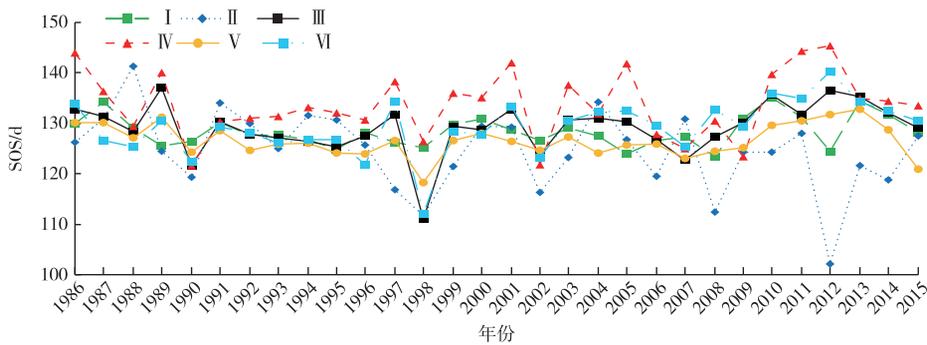
析近 30 a 青藏高原草地 SOS 未来可能的持续性情况发现, 青藏高原草地 SOS 的 Hurst 均值为 0.41, 即未来一段时间内草地 SOS 的变化趋势与 1986—2015 年的变化趋势整体表现相反。其中在波动性较小区域的 Hurst 值大于 0.5, 即未来 SOS 的变化趋势持续过去 30 a 的变化趋势, 以不显著提前趋势为主。而在波动较大的区域 Hurst 值小于 0.5, 即未来 SOS 可能持续的变化状态与过去 30 a 呈相反趋势。



审图号: GS(2023)2642号。

图 2 青藏高原草地春季物候的空间动态分布

Fig. 2 Spatial distribution of phenological trends in Qinghai-Tibetan Plateau



I—草甸; II—山地草甸; III—平地草原; IV—荒漠草原; V—高山亚高山草甸; VI—高山亚高山平地草原。

I ~ VI 的变化速率分别为 0.04、-0.34、0.18、0.15、0.14 和 0.33 $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

图 3 青藏高原草地春季物候的时间动态分布

Fig. 3 Time distribution of phenological trends in Qinghai-Tibetan Plateau

2.2 植被物候随海拔梯度的变化特征

通常海拔会影响区域尺度的气温和降水的再分布,从而影响草地植被物候。为了探究海拔梯度对草地植被物候的影响,参照文献[18]将青藏高原海拔划分为低海拔区(<3 000 m)、较低海拔区(3 000~3 500 m)、中低海拔区(>3 500~4 000 m)、较高海拔区(>4 000~4 500 m)、高海拔区(>4 500~5 000 m)和极高海拔区(>5 000 m),统计不同海拔梯度内草地 SOS 分布及其年际变化动态的平均值发现,SOS 在不同高程梯度中存在显著差异(图 4),

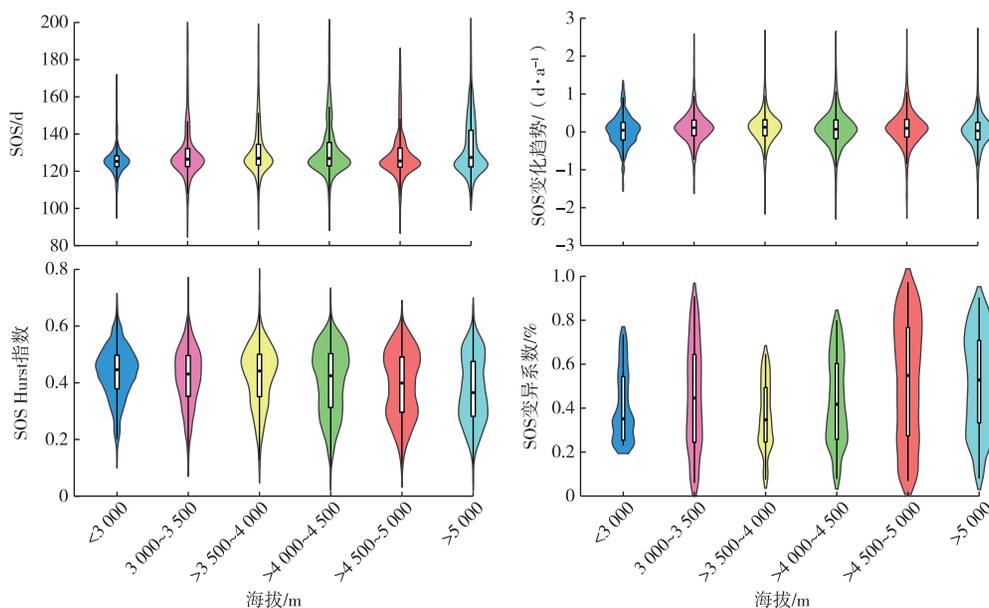


图 4 青藏高原草地春季物候变化动态与海拔的相关性

Fig. 4 Correlation between grassland spring phenology and elevation in the Qinghai-Tibet Plateau

2.3 草地 SOS 对不同极端温度因子的敏感性响应

极端气候频繁发生和水资源缺乏是影响我国生态系统可持续发展的重大障碍。为探究不同极端温度因子对不同草地类型 SOS 的影响情况,利用地理探测器中的因子探测器分析青藏高原草地 SOS 空间分异特征的驱动机制,从因子探测的结果(图 5)可知,不同极端气温对不同草地 SOS 的决定力(q 值)不同。TXX 和 TNX 对高山亚高山草甸 SOS 的 q 值明显高于其他极端温度指标,分别为 0.089 和 0.072,对高山亚高山草甸 SOS 的影响较其他极端温度指标大。而 TXN 和 WSDI 对高山亚高山草甸 SOS 影响最小, q 值分别为 0.027 和 0.030。对于高山亚高山平地草原 SOS 来说,DTR 和 TNX 对其 SOS 的影响最高, q 值分别为 0.106 和 0.090,其次为 TXX、TNN 和 FD, q 值分别为 0.074、0.062 和 0.066,其他极端气候指标对高山亚高山平地草原

在极高海拔区域 SOS 多年均值和变化速率略高于其他地区,且分散程度逐渐变大。SOS 的稳定性在不同海拔区域均较高,且随着海拔的升高稳定性逐渐变好,但稳定性的分散度逐渐增加。海拔对 Hurst 指数的影响较大,在低海拔、中低海拔和较高海拔区域的 Hurst 指数小于 0.4,说明在该区域的 SOS 未来一段可能持续的状态与过去 30 a 相反的概率较大。而在高海拔和极高海拔区域的 Hurst 值接近略高于 0.5,说明高海拔区域的 SOS 未来一段时间内将持续过去 30 a 的变化趋势。

SOS 的影响相对较小。极端温度因子对荒漠草原 SOS 的影响均较小,其中 DTR 的 q 值最大(0.037),TX90P 影响最小(0.01)。平地草原 SOS 受到 DTR、TNN、TNX 和 TXX 的影响较大,受到 TX10P 的影响最小。

山地草甸 SOS 受 TX90P、TXX 的影响较大, q 值分别为 0.09 和 0.086。草甸 SOS 受到 DTR、TN10P、TNX、TX10P、TXX 和 WSDI 的影响较大。总体而言,草甸 SOS 对极端温度的变化最敏感,其次为平地草原 SOS。而荒漠草原 SOS 对极端温度因子的敏感度最小。

为进一步分析不同极端气候因子与草地 SOS 的关系,采用高阶偏相关分析法分析了草地 SOS 与不同极端温度的相关性(图 6),发现不同极端温度指标与草地 SOS 的相关性存在显著的空间差异。其中草地 SOS 与变冷相关的极端温度因子(FD、ID、

TN10P、TX10P) 普遍以弱正相关关系为主, 其中 FD、ID、TN10P 和 TX10P 在喜马拉雅山脉东坡正相关性较强, 但 TNN 和 TXN 在大部分地区以负相关关系为主。草地 SOS 与 DTR 的相关系数在 ± 0.5 间, 呈正相关与负相关分别占 45.55% 和 54.45%, 这说明草地 SOS 与极端温度间存在一定程度的联系。以上结果表明, 随着极端变暖事件的频繁发生, 草地 SOS 会推迟, 不利于春季草地植被生长发育。

草地 SOS 与变暖相关的极端温度因子 (TN90P、TX90P、WSDI) 普遍以弱负相关为主, 尤其在海拔较高的喜马拉雅山脉、昆仑山脉、天山山脉和横断山脉的负相关系数出现极高值, 基本在 0.5 以上。但 TNX 和 TXX 在大部分地区以正相关为主, 但在喜马拉雅山脉东坡的负相关性较强。但草地 SOS 与极端温度相关系数的分布规律具有明显的空间差异性。在青藏高原中部, 草地 SOS 与 TN90P、TX90P、TNN、TXN 和 WSDI 以正负相关并存

的分布模式, 在东部主要以弱正相关为主, 但在以西地区以较显著的负相关为主。这说明温度变暖 (如暖夜日数) 和地表积温增加为草地植被生长创造了适宜的生长条件, 能够更好地促进高海拔地区的草地生长发育。

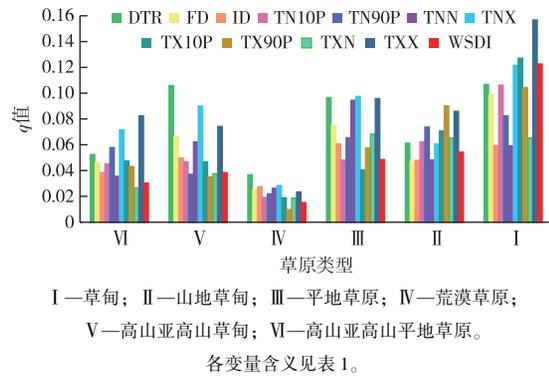


图 5 青藏高原草地春季物候对极端温度敏感性探测结果
Fig. 5 Factor detection results of grassland spring phenology on the Qinghai-Tibet Plateau

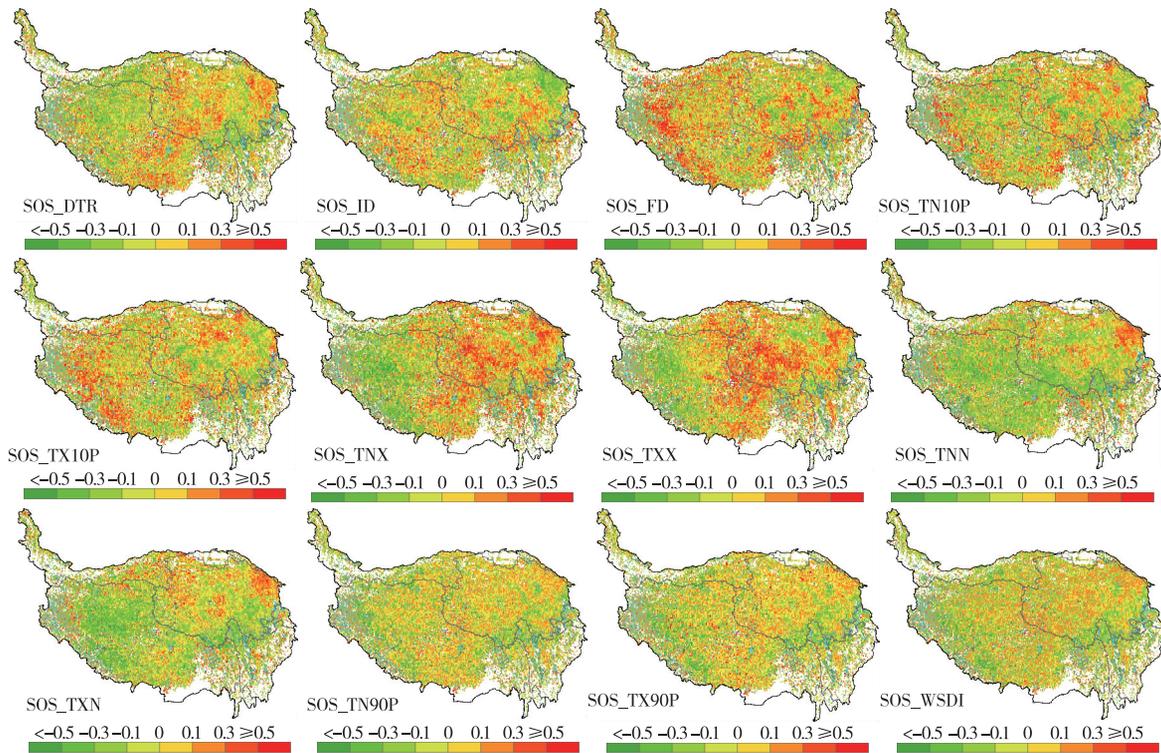


图 6 草地植被春季物候 (SOS) 与极端温度指标的偏相关系数图
Fig. 6 Partial correlation analysis results of grassland spring phenology and extreme temperature

从草地植被 SOS 响应极端温度变化事件的空间分布状况发现, 草地 SOS 受极端天气变化影响存在一定的空间分异。为了进一步细化不同草地类型对极端温度变化的响应情况, 在前文研究的基础

上依据不同类型的草地植被提取相关性分析结果, 分析不同草地物候对极端天气变化事件的响应情况。可以看出, 大部分与草地植被 SOS 和极端温度事件之间呈负相关, 其中草甸、山地草甸 SOS 与极

端温度事件以正相关为主。高山亚高山草甸、高山亚高山平地草原、荒漠草原和平地草原 SOS 与极端温度事件间的相关性存在分异,高山亚高山草甸 SOS 与 TXX、TXN、TN90P 及 TX10P 的负相关性较为显著,通过显著性检验的像元分别占 2.11%、0.71%、0.38%、0.51% ($P < 0.05$),说明高山亚高山草甸 SOS 对日最高温度最大值和最小值、暖昼日数及冷昼日数十分敏感;草甸 SOS 与 ID 的负相关性十分显著,有 3.08% 和 3.22% 通过了显著性检验

($P < 0.05$),说明草甸 SOS 对霜冻十分敏感,霜冻不适宜草甸植被的生长。高山亚高山平地草原 SOS 与 TNN 和 TXN 分别呈显著负相关,显著负相关像元占比为 0.23% ($P < 0.05$),说明高山亚高山平地草原 SOS 对日最低温度最小值和日最高温度最小值是敏感的,短时低温对此类植被的生长影响并不大。山地草甸 SOS 与 TNN 和 TN90P 分别为显著负相关,说明山地草甸对日最低温度最小值和暖夜日数较敏感(表 2)。

表 2 不同类型草地春季物候与极端温度事件的偏相关系数

Table 2 Partial correlation between grassland spring phenology of different types of grassland and extreme temperature

气候因子	高山亚高山草甸	高山亚高山平原	荒漠草原	平地草原	山地草甸	草甸
DTR	0.005	-0.034	-0.072	-0.043	-0.045	0.062
FD	0.021	0.069	0.063	0.044	0.022	-0.066
ID	-0.015	0.005	-0.028	-0.024	0.049	-0.177
TN10P	-0.005	-0.027	-0.017	-0.031	0.072	-0.014
TN90P	0.005	0.008	-0.019	-0.002	-0.274	0.083
TNN	0.001	-0.147	-0.086	-0.087	-0.164	0.089
TXN	0.003	-0.071	-0.071	-0.001	0.013	0.118
TX10P	0.065	0.025	0.036	-0.004	0.019	-0.003
TX90P	-0.079	-0.011	-0.023	-0.005	-0.040	0.116
TXN	-0.157	-0.160	-0.081	-0.089	-0.024	0.095
TXX	-0.068	-0.004	-0.008	0.062	-0.016	0.053
WSDI	0.001	0.003	0.015	0.040	-0.028	0.074

各气候因子含义详见表 1。

3 讨论

青藏高原草地生态系统作为世界上最重要和最脆弱的生态系统,气候急剧变化会对草地植被物候产生显著影响^[12]。有研究发现,近 50 a 来青藏高原经历的长期快速的气候变暖促进了高寒植被 SOS 提前,春季生物量增加^[26-27]。笔者研究也表明,近 30 a 在青藏高原西南端、唐古拉山脉和昆仑山脉地区的草地 SOS 呈提前趋势,但在横断山脉和天生山脉区域的草地 SOS 呈显著推迟趋势。不同地区植被 SOS 呈不同趋势,这主要与草地植被生长受到的外界环境影响密不可分(良好的水热环境、充足的营养物质)^[27-28]。然而周玉科等^[29]发现,青藏高原东南部湿润半湿润的灌木草原区、西北荒漠草原区和青藏高原西南部湿润区草地 SOS 均为推迟趋势。不同学者对草地变化趋势的研究存在差异,这可能是与研究时间段不同有关;另一方面可能是因为气候变暖的同时降水时空分布格局、土壤蒸散发也发生了较大变化,温度变暖虽然极大地改变了春季物候事件,但不同地区、不同草地类型对气候的响应程度不同^[30]。如有研究显示气候变暖

使寒冷草原 SOS 提前,尤其是高纬度地区,而在季节性干旱地区,气候变暖通常使植被春季物候推迟,这主要是因为寒冷草地的春季物候主要受温度的调节,干燥草地的春季物候因主要受水分的调节^[2,15,26]。其次,在极高海拔区域草地 SOS 多年均值和变化速率略高于其他地区,且分散程度逐渐变大。稳定性在不同海拔区域均较高,且随着海拔的升高稳定性逐渐变好。但海拔对 Hurst 指数的影响较大,在低海拔、中低海拔和较高海拔区域的 SOS 未来一段可能持续的状态与过去 30 a 相反的概率较大,而在高海拔和极高海拔区域的 SOS 未来一段时间内将持续过去 30 a 的变化趋势。

温度和降水被认为是影响草地物候的重要气象因子^[1-3,20-22],但与平均气候相比,极端气候因具有突发性、破坏性大和难以准确预测等特点,可能会严重影响到区域陆地生态系统的碳循环,从而影响植被生长周期以及植被的生产力和产量^[6-7,20]。极端气候事件发生频率的增多增加了预测气候变化对生态系统未来影响的不确定性,因此迫切需要探索草地生态系统(特别是脆弱和易受影响的生态系统)如何应对日益加剧的气候变化。许多研究发

现,极端气候事件与不同类型植被间的相互作用具有异质性^[29-30]。因此,该文分析了青藏高原不同类型草地春季物候对 12 个极端温度指标的敏感性及其相关性,发现 1986—2015 年青藏高原不同草地类型的 SOS 对极端温度事件的响应不同。高山亚高山草甸春季物候主要受到极端高温事件的负影响(TXX、TNX),而受到极端低温事件的影响程度(TXN、TNN)小于极端高温事件。主要是因为高山亚高山草甸大多处于海拔较高、气候较为寒冷的分水岭和平坦开阔的高原面,植被组成多以耐寒冷的嵩草和多种草类为主^[3]。因此,虽然极端高温出现频率的增加可能会增加高山亚高山草甸植被芽爆裂和叶片膨胀所需的热量积累,极端低温事件频率的增加会减少高山亚高山草甸植被芽休眠释放前的低温天数^[31-32]。然而从理论上讲,冬季强烈变暖可能会阻碍冷藏需求的实现,从而导致春季物候开始生长的时间推迟。有学者研究发现,温度对温带植物出叶时间的影响归因于低温需求(充分暴露于寒冷天气)和热积累(一定量的热时间)之间的动态关系^[33]。YU 等^[32]发现,20 世纪 90 年代中期后青藏高寒草甸和草原地带生长期缩短与冬季极端高温事件的增加和冬季制冷条件不足密切相关,且极端温度的升高会导致春季物候推迟。这一发现表明高山亚高山草甸可能具有较低的低温需求。此外,暖冬也可能降低高山亚高山草甸敏感生长组织冻害的风险。有研究也发现,在高海拔地区的霜冻限制了木本和多年生草本物种的生长^[27]。山地草甸 SOS 受 TX90P、TXX 的影响较大,草甸 SOS 受到 DTR、TN10P、TNX、TX10P、TXX 和 WSDI 的影响较大。草甸和山地草甸植被一般分布在海拔较高的湿润气候区,其对极端温度的响应较海拔更高的高山亚高山草甸敏感,但草甸 SOS 随极端温度变化的原因与高山亚高山草甸相似。高山亚高山平地草原 SOS 受气温日较差、日最低温度最大值、日最高气温最大值和暖昼日数的负向影响作用较大。这主要是由于高山亚高山平地草原分布区气候较冷且较干旱,植被组成多以狐茅、针茅为主,伴生灌木锦鸡儿、金腊梅等,草质、草量均较差^[3]。这主要是因为春季温度升高会使得气候较为干旱的高山亚高山平地草原生长受到土壤水分胁迫的影响,从而导致植被生长受限,物候期被推迟,但这取决于温度、太阳辐射、降水和土壤类型等因子对植被物候的共同作用^[20]。极端温度对荒漠草原 SOS 的影响均较小。平地草原 SOS 对 DTR、TNN、TNX 和 TXX 的敏感度较大,这表明青藏高原平地草原 SOS 受极

端温暖指数的影响很大。荒漠草原和平地草原大多处于干旱生态系统中,草地植被受到土壤含水量的胁迫大于温度,因此极端高温事件会降低土壤含水量,使浅根山地植物易受水分胁迫,导致春季物候延迟^[32]。相反,大量的季前降水将减少干旱风险,有效提高土壤水的可用性,促进植被最大限度地发挥热效益^[28]。但因为荒漠草原和平地草原的耐寒性比较差,因此极端低温事件可能会直接导致草地死亡^[27]。其次,也有研究发现随着海拔的升高,草地 SOS 随气候敏感性稳步下降。这表明不同植被对极端气候的总体响应具有重叠分布,这往往因植被类型之间的敏感性不同而变得复杂。

4 结论

利用 GIMMS NDVI 3g 数据提取草地春季物候数据和极端温度数据集,辅以趋势分析、稳定性分析、未来持续状态、地理探测器和高阶偏相关分析法,探究了青藏高原 1986—2015 年不同草地类型春季物候及极端温度对不同草地类型 SOS 的影响,为不同草地类型春季物候对极端气候变化的响应情况研究提出了重要的框架。主要结论如下:

(1) 青藏高原近 30 a 草地 SOS 集中在第 120~130 天,即 5 月上旬至中旬。其中荒漠草原、高山亚高山平地草原和山地草甸的 SOS 较其他几种草地类型迟,集中在第 125~145 天,平地草原、草甸和高山亚高山草地 SOS 较早,基本在第 130 天之前。

(2) SOS 总体以提前趋势为主,速率集中在 $0 \sim \pm 1.5 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$,但 SOS 变化波动性较大。未来一段时间内 SOS 变化趋势与 1986—2015 年相反,其中在波动性较小区域 SOS 未来以提前趋势为主,波动性较大区域 SOS 未来呈推迟趋势。

(3) 高山亚高山草甸 SOS 对 TXX 和 TNX 敏感性较大,对 TXN 和 WSDI 的敏感性较小。高山亚高山平地草原 SOS 对 DTR 和 TNX 敏感性较高,其次为 TXX、TNN 和 FD。极端温度因子对荒漠草原 SOS 的影响均较小。平地草原 SOS 对 DTR、TNN、TNX 和 TXX 的敏感性较大,对 TX10P 的敏感性较小。山地草甸 SOS 受 TX90P、TXX 的影响较大。草甸 SOS 受到 DTR、TN10P、TNX、TX10P、TXX 和 WSDI 的影响较大。

(4) 草地 SOS 与变冷相关的极端温度因子(FD、ID、TN10P、TX10P、TNX 和 TXX)普遍以弱正相关性为主,FD、ID、TN10P 和 TX10P 在喜马拉雅山脉东坡的正相关性较其他极端气温指标强。草地 SOS 与变暖相关的极端温度因子(TN90P、

TX90P、TNN、TXN 和 WSDI) 普遍以弱负相关性为主,尤其在喜马拉雅山脉、昆仑山脉、天山山脉和横断山脉的负相关系数出现极高值。

研究表明,未来青藏高原草地植被生长将容易受到极端气候因子的影响。因此,后期研究应该在气候因子的基础上进一步分析月尺度的极端温度、极端降水等因素对不同植被生长的影响,为进一步测量和预测植被物候对未来气候条件的响应提供模板,季节性极端气候如何联合影响植被生长也需进一步研究。

参考文献:

- [1] KEENAN T F. Phenology: Spring Greening in a Warming World [J]. *Nature*, 2015, 526(7571): 48-49.
- [2] 黄文琳,张强,孔冬冬,等.1982—2013 年内蒙古地区植被物候对干旱变化的响应[J]. *生态学报*, 2019, 39(13): 4953-4965. [HUANG Wen-lin, ZHANG Qiang, KONG Dong-dong, et al. Respond of Vegetation Phenology to Drought in Inner Mongolia from 1982 - 2013 [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(13): 4953-4965.]
- [3] 李荣平,周广胜,阎巧玲.植物物候模型研究[J]. *中国农业气象*, 2005, 26(4): 210-214. [LI Rong-ping, ZHOU Guang-sheng, YAN Qiao-ling. Study on Plant Phenological Model [J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2005, 26(4): 210-214.]
- [4] 倪璐,吴静,李纯斌,等.近30年中国天然草地物候时空变化特征分析[J]. *草业学报*, 2020, 29(1): 1-12. [NI Lu, WU Jing, LI Chun-bin, et al. Temporal and Spatial Variations in Natural Grassland Phenology in China over the Last 30 Years [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2020, 29(1): 1-12.]
- [5] 黄文洁.青藏高原高寒草地植被物候及其对气候变化的响应[D].兰州:兰州大学,2019. [HUANG Wen-jie. Alpine Grassland Phenology Respond to Climate Change over Tibetan Plateau [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2019.]
- [6] LIU B, YOU G, LI R et al. Spectral Characteristics of Alpine Grassland and Their Changes Responding to Grassland Degradation on the Tibetan Plateau [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(3): 2115-2123.
- [7] LIU M, ZHANG Z, SUN J, et al. Restoration Efficiency of Short-term Grazing Exclusion Is the Highest at the Stage Shifting from Light to Moderate Degradation at Zoige, Tibetan Plateau [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 114: 106323.
- [8] 朴世龙,张新平,陈安平,等.极端气候事件对陆地生态系统碳循环的影响[J]. *中国科学:地球科学*, 2019, 9(49): 1321-1334. [PIAO Shi-long, ZHANG Xin-ping, CHEN An-ping, et al. The Impacts of Climate Extremes on the Terrestrial Carbon Cycle: A Review [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, 9(49): 1321-1334.]
- [9] HUANG W G, GE Q S, WANG H J, et al. Effects of Multiple Climate Change Factors on the Spring Phenology of Herbaceous Plants in Inner Mongolia, China; Evidence from Ground Observation and Controlled Experiments [J]. *International Journal of Climatology*, 2019, 39(13): 5140-5153.
- [10] LIU Y, WANG J, DONG J, et al. Variations of Vegetation Phenology Extracted from Remote Sensing Data over the Tibetan Plateau Hinterland During 2000 - 2014 [J]. *Journal of Meteorological Research*, 2020, 34(4): 786-797.
- [11] SHEN M, ZHANG G, CONG N, et al. Increasing Altitudinal Gradient of Spring Vegetation Phenology During the Last Decade on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 189: 71-80.
- [12] KUNKEL K E, PIELKE J, STANLEY C A. Temporal Fluctuations in Weather and Climate Extremes that Cause Economic and Human Health Impacts [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1999, 80(6): 1077-1098.
- [13] QIN G, ADU B, LI C, et al. Diverse Responses of Phenology in Multi-grassland to Environmental Factors on Qinghai-Tibetan Plateau in China [J]. *Theoretical and Applied Climatology*, 2022, 148(314): 931-942.
- [14] ALEXANDER L V, ZHANG X, PETERSON T C, et al. Global Observed Changes in Daily Climate Extremes of Temperature and Precipitation [J]. *Journal of Geophysical Research*, 2006, 111(D5): D05109.
- [15] NAGY L J, KREYLING E, GELLESCH B, et al. Recurring Weather Extremes Alter the Flowering Phenology of Two Common Temperate Shrubs [J]. *International Journal of Biometeorology*, 2013, 57: 579-588.
- [16] 赵雪雁,雒丽,王亚茹,等.1963—2012年青藏高原东缘极端温度变化特征及趋势[J]. *资源科学*, 2014, 36(10): 2113-2122. [ZHAO Xue-yan, LUO Li, WANG Ya-ru, et al. Extreme Temperature Events in Eastern Edge of the Qinghai-Tibet Plateau from 1963 to 2012 [J]. *Resources Science*, 2014, 36(10): 2113-2122.]
- [17] 李鹏.青藏高原植被枯黄期的时空变化及其对极端气候事件的响应[D].杨凌:西北农林科技大学,2017. [LI P. Dynamics of Vegetation Autumn Phenology and Their Response to Extremely Climate Change in the Qinghai-Tibet Plateau [D]. Yangling: Northwest A&F University, 2017.]
- [18] YING H, ZHANG H, ZHAO J, et al. Effects of Spring and Summer Extreme Climate Events on the Autumn Phenology of Different Vegetation Types of Inner Mongolia, China, from 1982 to 2015 [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 111: 105974
- [19] MYNENI R B, KEELING C G, TUCKER C J, et al. Increased Plant Growth in the Northern High Latitudes from 1981 to 1991 [J]. *Nature*, 1997, 386(6626): 698-702.
- [20] BADECK F W, BONDEAU A, BOTTCHEK K, et al. Responses of Spring Phenology to Climate Change [J]. *New Phytologist*, 2004, 162(2): 295-309.
- [21] 赵安周,朱秀芳,潘耀忠.1965—2013年黄土高原地区极端降水事件时空变化特征[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2017, 53(1): 43-50. [ZHAO A, ZHU X, PAN Y. Spatial and Temporal Variation Characteristics of Extreme Precipitation Events in the Loess Plateau Region from 1965 to 2013 [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science Edition)*, 2017, 53(1): 43-50.]

- [22] ROSENZWIG C, CASASSA G, KAROLY D J, *et al.* Assessment of Observed Changes and Responses in Natural and Managed Systems [J]. *Climate Change*, 2007, 19(5): 712-719.
- [23] CRABBE R A, DASH V F, RODRIGUEZ G, *et al.* Extreme Warm Temperatures Alter Forest Phenology and Productivity in Europe [J]. *Science of the Total Environment*, 2016(563/564): 486-495.
- [24] SEN P K. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau [J]. *Journal of the American Statistical Association*, 1968, 324(63): 1379-1389.
- [25] WANG J F, LI X H, CHRISTAKOS G, *et al.* Geographical Detectors-based Health Risk Assessment and Its Application in the Neural Tube Defects Study of the Heshun Region, China [J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(1): 107-127.
- [26] SUN Q L, LI B L, ZHOU G Y, *et al.* Delayed Autumn Leaf Senescence Date Prolongs the Growing Season Length of Herbaceous Plants on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2020, 284: 107896.
- [27] NIU B, ZHANG X F, PIAO S L, *et al.* Warming Homogenizes Apparent Temperature Sensitivity of Ecosystem Respiration [J]. *Science Advances*, 2021, 7(15): eabc7358.
- [28] ZHANG J Y, WU L Y, HUANG G, *et al.* The Role of May Vegetation Greenness on the Southeastern Tibetan Plateau for East Asian Summer Monsoon Prediction [J]. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2011, 116(D5): D05106.
- [29] 周玉科, 刘建文. 基于 MODIS NDVI 和多方法的青藏高原植被物候时空特征分析 [J]. *遥感技术与应用*, 2018, 33(3): 486-498. [ZHOU Yu-ke, LIU Jian-wen. Spatio-temporal Analysis of Vegetation Phenology with Multiple Methods over the Tibetan Plateau Based on MODIS NDVI Data [J]. *Remote Sensing Technology and Application*, 2018, 33(3): 486-498.]
- [30] GE J, FENG D P, YOU Q L, *et al.* Characteristics and Causes of Surface Wind Speed Variations in Northwest China from 1979 to 2019 [J]. *Atmospheric Research*, 2021, 254: 105527.
- [31] NORDLI O, WIELGOLASKI F E, BAKKEN A K, *et al.* Regional Trends for Bud Burst and Flowering of Woody Plants in Norway as Related to Climate Change [J]. *International Journal of Biometeorology*, 2008, 52(7): 625-639.
- [32] YU H, LUEDELING E, XU J. Winter and Spring Warming Result in Delayed Spring Phenology on the Tibetan Plateau [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(51): 22151-22156.
- [33] INOUE D W. Effects of Climate Change on Phenology, Frost Damage, and Floral Abundance of Montane Wildflowers [J]. *Ecology*, 2008, 89: 353-362.

作者简介: 王晓庆 (1981—), 女, 山西永济人, 讲师, 硕士, 主要研究方向为水利工程、水文与水资源。E-mail: wxqllove2020@126.com

(责任编辑: 陈 昕)

录用定稿网络首发启事

为了以规范的网络期刊出版方式更快更好地确立作者的科研成果首发权, 全面提高学术论文的传播效率和利用价值, 本刊已与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司(简称电子杂志社)签署《CAJ-N 网络首发学术期刊合作出版协议》, 通过《中国学术期刊(网络版)》(CAJ-N)正式出版本刊网络版。凡经本刊审定录用的稿件(录用定稿)均将首先以本刊网络版形式首发, 后续编排情况发布排版定稿和整期汇编定稿, 最后以本刊印刷版形式出版。

录用定稿网络首发之后, 在后续的排版定稿、整期汇编定稿网络版和印刷版中, 不得修改论文题目、作者署名、作者单位以及学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字修改。本刊郑重承诺, 对于录用定稿网络首发论文, 本刊印刷版将刊出最终稿。

为了辅助同行专家对稿件的评审以及帮助读者对论文内容的理解, 本刊建议作者投稿时提交因印刷版篇幅和载体限制未能刊发的, 能够进一步说明文中实验设计、案例分析、理论推导、观点论证等的补充材料, 包括文字资料(.doc, .docx)、数据表格(.xls, .xlsx)、图形文件(.jpg, .gif, .png, .tif, .bmp, .ai, .eps 等)、音频文件(.mp3, .wma, .avi 等)、视频文件(.mp4, .avi, .wmv 等)、程序代码(.txt)等。这些补充材料将与原文内容进行组织和封装, 形成一个有内在联系的增强论文, 通过网刊发布。

CAJ-N 是国家新闻出版广电总局批准创办、国家教育部主管、清华控股有限公司主办、《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司出版的由我国各类学术期刊组成的连续型网络出版物, 每篇网络首发论文将被赋予一个唯一的国际 DOI 编码, 而且在版本变动中, 其 DOI 维持不变。按国家有关网络连续型出版物管理规定, 网络首发论文视为正式出版论文, 本刊编辑部与电子杂志社共同为论文作者颁发论文网络首发证书。论文作者可以从中国知网下载或打印论文和证书, 作为正式发表的论文提交人事、科研管理等有关部门。

本刊编辑部

8 月 18 日

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0235

王俊颖, 夏雨, 于新平, 等. 赣江中下游浮游藻类时空分布特征及水质评价[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1031-1041.

WANG Jun-jie, XIA Yu, YU Xin-ping, et al. Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Water Quality Evaluation of Planktonic Algae in the Middle and Lower Reaches of Ganjiang River[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1031-1041.

赣江中下游浮游藻类时空分布特征及水质评价

王俊颖¹, 夏雨¹, 于新平¹, 刘金福^{1,2}, 李瀚成¹, 陈宇炜¹^① (1. 南昌工程学院水利与生态工程学院, 江西南昌 330099; 2. 江西省水利科学院, 江西南昌 330029)

摘要: 浮游植物是河流生态系统中最重要的初级生产者, 为揭示赣江浮游植物群落时空分布特征及评价赣江水体营养状态, 于2019年1、4、7和10月对赣江中下游浮游植物群落结构进行调查。结果表明, 赣江中下游共检测出浮游植物6门53属, 其中绿藻门25属, 占总物种数的47.17%; 硅藻门16属, 占总物种数的30.19%; 蓝藻门6属, 占总物种数的11.32%; 其他门类包括裸藻门3属、甲藻门2属、隐藻门1属。各采样点浮游植物密度为 $11.0 \times 10^4 \sim 468.7 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$, 平均值为 $93.1 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$ 。生物量为 $0.15 \sim 4.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均生物量为 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。浮游植物空间分布差异显著, 万安水库和峡江水库上游各采样点浮游植物丰度和生物量均高于其他采样点, 其中GJ11样点丰度最高。季节变化方面, 浮游植物生物量总体呈现冬季>秋季>春季>夏季; 冬季最高, 为 $2.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 硅藻门为优势门类; 夏季最低, 为 $0.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 绿藻门为优势门类; 与20世纪80年代调查相比, 近年来浮游植物物种(属)数有所下降, 丰富度、均匀度等也较早期调查结果低。水质理化指标评价结果显示, 赣江中下游水质为V类水; Shannon-Wiener指数、Pielou均匀度指数和Margalef生物多样性指数评价表明, 水体处于中度污染至重度污染状态。

关键词: 赣江; 浮游植物; 群落结构; 水质生物学评价

中图分类号: X826 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2023)08-1031-11

Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Water Quality Evaluation of Planktonic Algae in the Middle and Lower Reaches of Ganjiang River. WANG Jun-jie¹, XIA Yu¹, YU Xin-ping¹, LIU Jin-fu^{1,2}, LI Han-cheng¹, CHEN Yu-wei¹^① (1. The School of Hydraulic and Ecological Engineering, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, China; 2. Jiangxi Academy of Water Science and Engineering, Nanchang 330029, China)

Abstract: Phytoplankton is the most important primary producer in the river ecosystem. In order to reveal the temporal and spatial distribution characteristics of phytoplankton community in Ganjiang River and evaluate the nutritional status of Ganjiang River water body, the community structure of floating plants in the middle and lower reaches of Ganjiang River was investigated in January, April, July, and October of 2019, representing winter, spring, summer and autumn, respectively. The results show that there were 6 phyla and 53 genera of phytoplankton in the middle and lower reaches of Ganjiang River, including 25 genera of Chlorophyta, accounting for 47.17% of the total species; 16 genera of Diatoms, accounting for 30.19% of the total species; and 6 genera of cyanobacteria, accounting for 11.32% of the total species; Other phyla include 3 genera of gymnohyta, 2 genera of dinoflagellate and 1 genus of Cryptophyta. The phytoplankton density at each sampling point was $11.0 \times 10^4 \sim 468.7 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$, with an average of $93.1 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$. The biomass ranged from 0.15 to $4.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and the average biomass was $1.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. There are significant differences in the spatial distribution of phytoplankton. The abundance and biomass of phytoplankton at each sampling point in the upper reaches of Wan'an Reservoir and Xiajiang reservoir were higher than those at other sampling points, and the sampling point GJ11 had the highest abundance. In terms of seasonal variation, phytoplankton biomass generally showed the trend of winter > autumn > spring > summer; It was the highest in winter, $2.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and diatom is the dominant category; The biomass in summer was the lowest, $0.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, and Chlorophyta is the dominant category; Compared with the survey in the 1980s, the number

收稿日期: 2022-03-21

基金项目: 江西省教育厅科技项目(GJJ201905); 江西省教育厅科学技术研究项目青年项目(GJJ211938); 江西省水利厅科技项目(202022YBKT17)

① 通信作者 E-mail: 976370923@qq.com

of phytoplankton species (genera) has decreased in following years, and the richness and evenness are also lower than the early survey results. The evaluation results of physical and chemical indexes of water quality show that the water quality in the middle and lower reaches of Ganjiang River is Class V; The evaluation of Shannon Wiener Index, Pielou Evenness Index and Margalef Biodiversity Index shows that the water body is in the state of moderate to severe pollution.

Key words: Ganjiang River; phytoplankton; community structure; biological evaluation of water quality

赣江是长江八大支流之一,也是鄱阳湖水系的第一大河流,它起源于闽赣交界的武夷山区,自南向北流经赣州、万安、吉安、樟树、丰城、南昌等地汇入鄱阳湖,干流全长 766 km,共有 13 条主要支流汇入,流域面积占江西省国土面积 54%,占鄱阳湖流域面积 50.6%。赣江流域属于亚热带季风湿润气候区,降水量丰沛,水资源总量丰富,平均水资源总量为 686 亿 m^3 。流域内外洲水文站以上流域面积 80 948 km^2 ,占江西省土地面积的 48.5%,耕地面积和居住人口占江西省的一半。赣江水利枢纽众多,万安、峡江水利枢纽是流域内 2 个较大的水利工程,担任着赣江中下游防洪以及航运、灌溉、水库养殖等任务,是综合效益比较显著的大型水利水电枢纽工程。赣江流域是周边城市工农业生产及生活用水的主要来源,其水质好坏至关重要。近年来,随着经济的快速发展,赣江流域的水污染问题愈发严重,例如工业污水和生活污水的过量排放、河道大规模采砂导致水体浑浊等对赣江流域水质破坏很大^[1]。

目前,国内对于赣江流域浮游植物群落结构的调查已有一些报道。胡美琴等^[2]对万安大坝截流前的浮游植物群落结构进行调查,发现赣江流域内工厂对赣江水质污染较大;张萌等^[3]利用硅藻生物指数法对赣江水系的水质健康状况进行了生物监测评价,显示赣江下游的袁河段和干流下游是超富营养化状态出现的主要区域;计勇等^[4]研究表明,赣江中下游流域的水质总体处于轻度污染至较严重污染状态;杨威等^[5]研究表明,赣江中下游水体已处于富营养化状态,并处于中度-重度污染状态。前人虽已对赣江中下游进行了研究,但这些研究大多时间跨度小,或者没有结合水化学数据进行分析,仅靠浮游植物群落结构对水质进行了判断,结论较为片面。笔者选取赣江中下游 13 个采样点,对其 4 个区域进行划分,将水库以及水利枢纽对赣江中下游浮游植物的影响纳入空间分布进行考量,并将浮游植物水质生物学评价与理化因子相结合对水质进行综合评价,使结论更具科学性。

浮游植物是河流生态系统中极其重要的生物类群,在河流中的能量流动与物质循环过程中发挥

着不可忽视的作用^[6-7],其生产力又是水域生态系统中重要的组成部分,河流水质变化的重要依据之一就是数量和种类的变化。对浮游植物的种类组成和时空分布进行研究是水生生态环境研究的基础工作,同时也是水质判断的重要方面。根据欧盟水框架指令建议,当地表水水质达到化学标准的同时,也应该注重生态标准,即采用生物群落数据对水质进行评价。由于浮游植物具有个体小,生活周期短,繁殖速度快,易受环境中各种因素的影响而在较短周期内发生改变的特性,因此常被用来指示水质环境的变化,国内外很多学者都利用浮游植物来评价监测水质^[8-10]。该研究通过对赣江中下游流域 4 个季节进行调查,揭示浮游植物群落结构的时空变化,对水质状况进行综合评价,以期为赣江流域的水环境治理和生态环境保护提供宝贵的科学依据。

1 材料与方 法

1.1 采样时间与地点设置

根据赣江中下游年内季节变化,选择 2019 年 1 月(冬季)、4 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)分 4 次对赣江中下游流域进行野外调查采样,共设置赣州至鄱阳湖入湖口共 13 个采样点,自上游至下游依次为贡水、章江、储潭、罗塘、万安水库、吉安市区、峡江水库、拖船镇、丰城小港镇、外洲文站、赣江南支口、赣江中支口、赣江主支口(图 1)。

根据赣江中下游沿岸企业分布情况、居民区位置及水库分布情况,将采样点划分为 4 个河段:河段 I 包括 GJ1~GJ4,位于万安水库上游,周围有居民居住区域;河段 II 包括 GJ5~GJ7,位于万安水库下游至峡江水库库区,两岸居民区和企业较少;河段 III 包括 GJ8~GJ10,为赣江主支至赣江主支分叉口;河段 IV 包括 GJ11~GJ13,为鄱阳湖 3 个人湖口位置,周围工厂居民较多。

1.2 浮游样品采集与鉴定

采集浮游植物定性样品时用 25 号浮游生物网在水下 0.15m 处作“∞”字型拖拽 3~5 min,收集到的浮游植物装进 50 mL 容量瓶中,加入 2 mL 鲁哥试剂固定,贴上标签,并做好各项记录;定量样品采集

时,用5 L有机玻璃采水器每隔0.5 m水深分3层等量取水,共取1 L混合水样,现场加入10 mL鲁哥试剂固定浮游植物样品,带回实验室静置沉淀48 h后用虹吸管吸掉上层清液,将样品浓缩至约30 mL。取浓缩后的0.1 mL样品在显微镜下放大400倍进行种类鉴定和计数,浮游植物种类鉴定参照文献[11]。浮游植物生物量根据细胞体积计算,将1 mm³细胞体积换算成1 mg鲜重生物量^[12]。

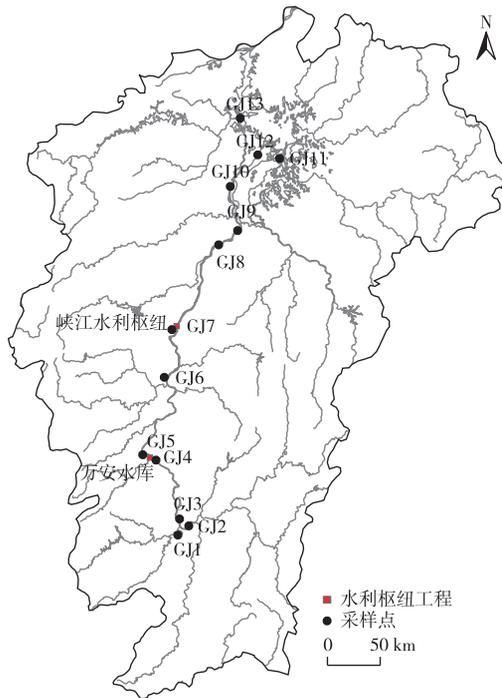


图1 赣江地理位置与干流采样断面分布

Fig. 1 Geographical location of Ganjiang River and distribution of sampling sections in the main stream

1.3 理化指标水样采集与处理

采集水样前在实验室中将采样容器用清水和洗涤剂清洗,除去一般的灰尘、油垢后用自来水洗净,然后用 w 为10%的硝酸(或盐酸)浸泡8 h,取出沥干后用自来水冲洗3次,并用蒸馏水充分淋洗干净。

现场用HachDS5X多参数水质仪测定表层(约0.5 m处)水温(WT)、pH值、溶解氧(DO)浓度等。水样用5 L有机玻璃采水器在水深0.5 m处采集,冷藏保存带回实验室做进一步测定;总氮(TN)浓度、总磷(TP)浓度、化学需氧量(COD)参照《水和废水监测分析方法》测定^[13]。

1.4 数据处理方法

Shannon-Wiener多样性指数(H)、Pielou均匀度指数(J)、Margalef丰富度指数(D)计算公式为

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i, \quad (1)$$

$$D = (S-1)/\ln N, \quad (2)$$

$$J = H/\ln S. \quad (3)$$

式(1)~(3)中, p_i 为第*i*个物种密度占总密度的比例,%; S 为样品种类总数; N 为所有物种个体数。

浮游植物优势种的确定采用优势度(Y)计算公式为

$$Y = P_i f_i. \quad (4)$$

式(4)中, P_i 为第*i*个物种个体数占总个体数的比例,%; f_i 为物种*i*出现的频率;以 $Y \geq 0.02$ 的种类为优势种。

通过Origin 2017、SPSS 20软件对结果进行统计处理。浮游生物多样性指数评价水质标准分为4个等级^[14](表1)。

表1 Shannon-Wiener指数、Pielou指数和Margalef指数的评价标准

Table 1 Evaluation criteria of Shannon-Wiener Index Pielou Index and Margalef Index

Shannon-Wiener 指数		Pielou 指数		Margalef 丰富度指数	
分级标准	水质类型	分级标准	水质类型	分级标准	水质类型
>3	清洁-轻污染	0.8~1.0	清洁型	0~1	重污染
1~3	中污染	0.5~0.8	轻污染	1~2	中污染
0~1	重污染	0.3~0.5	中污染	2~3	轻污染
		0~0.3	重污染	>3	清洁型

2 结果与分析

2.1 理化指标分析

赣江中下游段采样点的理化指标见表2。赣江水体偏弱碱性,变化幅度为6.86~8.79,平均值为7.74。pH值的季节变化规律不明显,从变化趋势看,冬季pH值比较低,秋季较高。TN浓度表现出明显的空间差异,河段I以及河段IV的TN浓度一直保持在较高水平,而河段II、III则较低,冬季河段IV的 ρ (TN)达到最高,为2.59 mg·L⁻¹;夏季各个河段均 ρ (TN)都显著下降,河段IV的 ρ (TN)达到最低值,为1.17 mg·L⁻¹。水体总 ρ (TP)范围为0.03~0.10 g·L⁻¹,同样在冬季入湖口河段IV的TP浓度达到最高,并且河段I也保持着较高的浓度。DO浓度表现出明显的季节差异($P < 0.05$),在秋、冬季保持较高值,而春、夏季达到最低值。水温和叶绿素(Chl-a)浓度保持相同趋势,当温度上升时,叶绿素浓度增长;温度下降时,叶绿素浓度降低。河段IV的COD在4个月份均保持最大值,表明在赣江水体在入湖口位置受污染最为严重。根据GB 3838—

2002《地表水水环境质量标准》,赣江中下游水体水质为V类。

表 2 赣江中下游各调查断面的水体水质因子年均值调查结果

Table 2 Investigation results of annual mean value of water quality factors of each investigation section in the middle and lower reaches of Ganjiang River

季节	河段	水温	$\rho(\text{TN})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{Chl-a})/(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH 值
冬季	I	11.02	2.16	0.07	5.89	1.63	1.93	6.94
	II	10.12	1.67	0.05	4.70	1.34	1.95	6.81
	III	9.02	1.84	0.07	3.92	1.49	2.10	6.61
	IV	7.13	2.59	0.1	10.00	1.24	2.49	7.07
春季	I	19.38	1.69	0.06	3.26	1.56	1.85	8.39
	II	19.47	1.68	0.06	3.88	2.38	1.96	8.48
	III	17.17	1.7	0.05	3.52	2.55	2.02	8.54
	IV	20.41	1.89	0.06	1.34	3.39	2.19	8.81
夏季	I	25.51	1.67	0.1	1.63	2.14	2.97	8.19
	II	22.37	1.26	0.06	1.47	3.67	2.22	8.32
	III	23.97	1.31	0.06	0.79	4.70	2.47	8.47
	IV	25.97	1.17	0.05	3.48	6.65	2.43	8.04
秋季	I	24.63	1.32	0.04	7.30	2.69	1.71	8.95
	II	24.23	1.24	0.03	7.64	3.09	1.74	8.96
	III	24.83	1.17	0.04	8.43	1.79	1.80	8.81
	IV	23.92	1.22	0.06	8.11	2.39	2.68	8.89

2.2 浮游植物群落结构

2.2.1 浮游植物种类

调查期间共发现赣江中下游浮游植物 6 门 53 属,由蓝藻门、硅藻门、隐藻门、裸藻门、甲藻门、绿藻门 6 大类组成,其中绿藻门 25 属,占总物种数的 47.17%;硅藻门 16 属,占总物种数的 30.19%;蓝藻门 6 属,占总物种数的 11.32%;裸藻门 3 属,占总物种数的 5.66%;甲藻门 2 属,占总物种数的 3.77%;

隐藻门 1 属,占总物种数的 1.89%。

从浮游植物种类季节分布(表 3)上看,春夏两季浮游植物种类最少,物种数均为 26 种,占总物种数的 65%;冬季物种数明显增加,物种数为 33 种,占 60.87%;秋季物种数达最大(39 种),占总物种数的 60%。总体来看,随着季节变化,物种数呈先增后减的趋势。

表 3 赣江中下游浮游植物种类组成

Table 3 Species composition of phytoplankton in the middle and lower reaches of Ganjiang River

门	属或种	冬	春	夏	秋
蓝藻门(Cyanophyta)	微囊藻(<i>Microcystis</i> spp.)		+	+	++
	卷曲长孢藻(<i>Dolichospermum convolutus</i>)	+		+	
	浮游蓝丝藻(<i>Planktothrix</i> sp.)	++	++	++	+
	长孢藻(<i>Dolichospermum</i> sp.)	+	+	+	+
	席藻(<i>Phormidium</i> spp.)	+			+
	颤藻(<i>Oscillatoria</i> spp.)				+
隐藻门(Cryptophyta)	卵形隐藻(<i>Cryptomonas ovata</i>)	++	++	++	++
硅藻门(Bacillariophyta)	颗粒直链硅藻(<i>Aulacoseira granulate</i>)	++	++	++	++
	直链藻变种(<i>A. granulate</i> var. <i>angustissima</i>)	++			
	螺旋颗粒直链藻(<i>A. g.</i> var. <i>angustissima f. spiralis</i>)				+
	羽纹藻(<i>Pinnularia</i> spp.)	+	+	+	++
	小环藻(<i>Cyclotella</i> spp.)	++	++	++	++
	桥弯藻(<i>Cymbella</i> spp.)		++		++
	异极藻(<i>Gomphonema</i> spp.)	+			++
	脆杆藻(<i>Fragilaria</i> spp.)	++	++	+	++
	针杆藻(<i>Synedra</i> spp.)	++	++	++	++
	舟形藻(<i>Navicula</i> spp.)	++	++	+	+

续表 3 Table 3 (Continued)

门	属或种	冬	春	夏	秋
	布纹藻(<i>Gyrosigma</i> sp.)	++	+		+
	星杆藻(<i>Asterionella</i> sp.)				
	双菱藻(<i>Surirella</i> spp.)	+			+
	菱形藻(<i>Nitzschia</i> spp.)		+		+
	曲壳藻(<i>Cymatopleura</i> spp.)		++	+	+
	卵形藻(<i>Cocconeis</i> sp.)				+
	波缘藻(<i>Cymatopleura</i> spp.)	+			
裸藻门(Euglenophyta)	裸藻(<i>Englena acus</i>)	++	+	+++	++
	尖尾裸藻(<i>E. oxyuris</i>)	++		+	+
	扁裸藻(<i>Phacus</i> sp.)				
	囊裸藻(<i>Trachelomonas</i> sp.)				+
甲藻门(Pyrophyta)	多甲藻(<i>Peridinium</i> sp.)		++	++	++
	飞燕角甲藻(<i>Ceratium hirundinella</i>)	+			
绿藻门(Chlorophyta)	栅藻(<i>Scenedesmus</i> sp.)	+		+	++
	爪哇栅藻(<i>S. javaensis</i>)	+			
	四尾栅藻(<i>S. quadricanda</i>)	+			
	四角盘星藻(<i>Pediastrum tetras</i>)				
	二角盘星藻(<i>P. duplex</i>)	+		++	+
	单角盘星藻(<i>P. simplex</i>)				+
	十字藻(<i>Crucigenia</i> spp.)	+	+	+	+
	纤维藻(<i>Ankistrodesmus</i> spp.)	+++	+	++	++
	并联藻(<i>Quadrigula</i> spp.)		+		
	四角藻(<i>Tetraedron</i> sp.)		+		+
	空球藻(<i>Eudorina</i> spp.)			+	++
	实球藻(<i>Pandorina</i> spp.)			+	+
	弓形藻(<i>Schroederia</i> sp.)	+		+	
	月牙藻(<i>Selenastrum</i> spp.)				
	纤细新月藻(<i>Closterium gracile</i>)	+	+		+
	丝藻(<i>Ulothrix</i> spp.)			+	
	鼓藻(<i>Cosmarium</i> spp.)	+			+
	角星鼓藻(<i>Staurastrum</i> sp.)			+	+
	集星藻(<i>Actinastrum</i> spp.)	+		+	+
	衣藻(<i>Chlamydomonas</i> spp.)	+			
	网状空星藻(<i>Coelastrum reticulatum</i>)				
	空星藻(<i>Coelastrum</i> sp.)		+		+
	小球藻(<i>Chlorella</i> spp.)	+++	+++	+++	+++
	卵囊藻(<i>Oocystis</i> sp.)		+		
	鞘藻(<i>Oedogonium</i> spp.)	+			
	刚毛藻(<i>Cladophora</i> sp.)		+		
	水棉(<i>Spirogyra</i> sp.)		+		
	转板藻(<i>Mougeotia</i> sp.)	+			+

“+”表示偶见种,“++”表示常见种,“+++”表示多见的种。

根据赣江中下游各采样点位的记录(图 2),浮游植物硅藻门、绿藻门和隐藻门分布最为广泛,在每个采样点位均有存在,浮游植物蓝藻门和裸藻门只在一个采样点位没有被发现,甲藻门分布最少。赣江中下游主支浮游植物种类组成表现为硅藻和绿藻占据主要优势。从空间分布上看,万安水库上游 GJ4 和赣江南支口 GJ11 浮游植物物种数达到最大值,为 27 种,占总物种数的 50.94%;其次是 GJ13 采样点,物种数为 25 种(属),占 47.16%;GJ1、GJ2、

GJ3、GJ10 采样点物种最少,为 15 种,占 28.30%。

2.2.2 浮游植物丰度和生物量的时空分布

总体而言,可以将赣江中下游浮游植物生物量划分为 4 个区段(表 4),其中 GJ1~GJ4 区间呈递增趋势,平均生物量为 $1.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且在 GJ4 采样点达到最大值,为 $1.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;GJ5~GJ7 为第 2 个浮游植物生物量递增区间,平均生物量为 $0.99 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;GJ8~GJ10 采样点为第 3 个区段,该区域位于峡江水库下游至赣江主支分叉口,生物量变化趋势不

明显;GJ11~GJ13 接近湖泊入河口,GJ11 和 GJ13 生物量显著增长,只有 GJ12 生物量最低,为 $0.76 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;赣江中下游年平均生物量为 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,大部分点位都是硅藻占主导,绿藻和隐藻次之。GJ4 采样点甲藻和硅藻占比相近,绿藻和隐藻次之;GJ6 较为特殊,为甲藻占主导,其生物量超过了硅藻。其中硅藻门在每个点位都具有较高的生物量,绿藻门由于具有 25 属,累计生物量较高;隐藻门虽然只有 1 属,但生物量也较高;蓝藻门在 GJ1 点的生物量较低,裸藻门生物量普遍较低。

赣江中下游浮游植物的丰度与生物量分布较为相似,上游和下游采样点丰度高,中游采样点丰度低。其中 GJ11 细胞丰度最大,约为 $2.35 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$,且 GJ11 在夏季出现了水华现象;丰度最低的点位为 GJ1 点,约为 $4.02 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$ 。从群落结构上看,上游 GJ1~GJ4 硅藻细胞丰度占优势,绿藻次之;中游 GJ5~GJ10 绿藻占主要优势,硅藻次之;GJ11~

GJ13 和上游相似,变成硅藻细胞占主要优势,绿藻次之。总之,从细胞丰度而言,硅藻门、绿藻门为赣江中下游的优势门类。

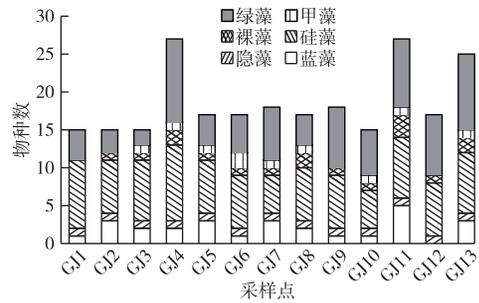


图 2 赣江中下游各季节浮游植物种类组成
Fig. 2 Species composition of phytoplankton in different seasons in the middle and lower reaches of Ganjiang River

表 4 赣江中下游浮游植物丰度和生物量空间分布

Table 4 Spatial distribution of phytoplankton abundance and biomass in the middle and lower reaches of Ganjiang River

采样点	生物量/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)						丰度/ 10^5 L^{-1}					
	硅藻	蓝藻	绿藻	隐藻	裸藻	甲藻	硅藻	蓝藻	绿藻	隐藻	裸藻	甲藻
GJ1	0.686	0.004	0.089	0.134	0	0	2.086	0.548	0.941	0.448	0.000	0.000
GJ2	1.001	0.065	0.085	0.245	0.022	0	4.347	4.145	1.912	0.817	0.055	0.000
GJ3	0.538	0.032	0.030	0.354	0.088	0.197	2.634	1.643	0.898	1.179	0.219	0.329
GJ4	0.820	0.006	0.307	0.177	0.090	0.534	3.617	1.310	5.901	0.589	0.186	0.076
GJ5	0.352	0.030	0.129	0.039	0.022	0.033	1.267	2.953	1.005	0.131	0.055	0.055
GJ6	0.312	0.006	0.101	0.184	0.046	0.567	1.494	0.763	2.865	0.612	0.076	0.131
GJ7	0.378	0.041	0.209	0.138	0.022	0.099	1.777	2.953	4.233	0.460	0.055	0.164
GJ8	0.648	0.048	0.034	0.138	0.098	0.099	1.813	1.920	1.148	0.460	0.207	0.164
GJ9	0.713	0.010	0.193	0.079	0.022	0	2.249	1.310	4.544	0.262	0.055	0.000
GJ10	0.795	0.004	0.115	0.147	0.031	0.033	3.320	0.548	3.490	0.491	0.076	0.055
GJ11	0.681	0.335	0.215	0.101	0.132	0.066	3.682	16.308	2.812	0.338	0.262	0.110
GJ12	0.498	0.000	0.196	0.039	0.022	0	2.239	0.000	3.150	0.131	0.055	0.000
GJ13	0.785	0.054	0.238	0.249	0.055	0.033	3.870	6.570	3.490	0.829	0.110	0.055

从时间变化看,浮游植物生物量呈先降低后升高的趋势,冬季最高,为 $2.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;夏季最低,为 $0.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。细胞丰度与生物量的变化趋势一致(图 3),冬季最高,为 $1.28 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$;春季最低,为 $4.65 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$ 。

2.2.3 优势种组成

赣江中下游 4 个季节共发现浮游植物优势种 9 种(表 5),以硅藻门为主,其中硅藻门 3 种,蓝藻门 3 种,绿藻门 2 种,隐藻门 1 种。从季节优势出现频度来看,卵形隐藻(*Cryptomonas ovata*)、颗粒直链硅藻(*Aulacoseira granulata*)、小环藻(*Cyclotella* spp.)、小球藻(*Chlorella* spp.)为常见优势种,绿藻门的小球藻(*Chlorella* spp.)为全年优势种($F \geq 75\%$)。浮游

植物优势种组成在季节上存在差异,夏季 3 种,春秋 5 种,冬季 6 种,春、冬两季颗粒直链硅藻(*Aulacoseira granulata*)占绝对优势,而夏、秋两季小球藻(*Chlorella* spp.)占主要优势。

2.3 群落生物多样性指数及水质生物学评价

由图 4 可知,赣江中下游各采样点全年的 Shannon-Wiener 指数(H)、Pielou 均匀度指数(J)和 Margalef 指数(D)均存在时空差异性。 H 变化范围为 $0.3 \sim 2.35$; J 为 $0.19 \sim 0.96$; D 为 $0.15 \sim 1.13$ 。从空间上看,GJ4 采样点浮游植物的多样性指标中的 H 和 M 值最大, D 值也较高,所以可以认为 GJ4 采样点水体中浮游植物群落多样性最高,且种群分布均匀。GJ1~3 采样点 H 和 M 值都较低,群落多样性最

差,该区域污染较为严重。

表 6 显示,调查区域水质状况整体处于中污染状态。冬季 H 为 1.31~2.35,春季为 0.89~1.92,夏季为 0.3~1.91,秋季为 1.08~2.28,根据评价标准,采样点水域水质处于中污染至重污染状态。冬季 J 为 0.67~0.89,春季为 0.67~0.88,夏季为 0.19~0.96,秋季为 0.67~0.94,水体处于清洁-寡污状态。冬季 D 为 2.29~0.9,春季为 0.16~0.79,夏季为 0.15~1.05,秋季为 0.29~1.13,春、冬季水质处于重污染状态,夏、秋季转为中污染至重污染状态,物种丰富度很低。

表 5 赣江中下游浮游植物优势种组成及季节分布^[15]

Table 5 Composition and seasonal distribution of phytoplankton dominant species in the middle and lower reaches of Ganjiang River

门	属或种	指示水质	优势度			
			冬季	春季	夏季	秋季
蓝藻门 (Cyanophyta)	浮游蓝丝藻 (<i>Planktothrix</i> spp.)	α -中污型~ β -中污型	0.023	0.025		
	卷曲长孢藻 (<i>Dolichospermum convolutus</i>)	α -中污型			0.025	
隐藻 (Cryptophyta)	微囊藻 (<i>Microcystis</i> spp.)	α -中污型~ β -中污型				0.020
	卵形隐藻 (<i>Cryptomonas ovata</i>)	α -中污型~ β -中污型	0.099	0.042	0.022	
硅藻 (Bacillariophyta)	颗粒直链硅藻 (<i>Aulacoseira granulata</i>)	α -中污型~ β -中污型	0.247	0.237		0.056
	小环藻 (<i>Cyclotella</i> spp.)	α -中污型~ β -中污型	0.031	0.044		0.040
	针杆藻 (<i>Synedra</i> spp.)	α -中污型~ β -中污型	0.021			
绿藻 (Chlorophyta)	空球藻 (<i>Eudorina</i> spp.)	β -中污型				0.023
	小球藻 (<i>Chlorella</i> spp.)	α -中污型	0.052	0.073	0.052	0.124

3 讨论

3.1 水环境质量分析

氮磷营养盐浓度、pH 值、温度、光照条件等环境因子是影响浮游植物的群落结构演替、丰度变化和时空分布的主要驱动因子,营养盐浓度往往则是造成水体富营养化的关键因子^[16],当营养盐浓度较高时会使得某种优势藻类异常增殖,爆发水华现象。此外,流速常常也被认为是水华形成的重要原因,保证足够的流量是抑制水华发生的重要措施之一^[17]。对赣江中下游的水质研究发现,赣江常规污染指标呈现两端大中间小的特点^[4]。赣江中下游 TN、TP 浓度在不同季节呈显著差异 ($P < 0.05$)。 ρ (TN) 为 1.17~2.59 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,最大值超过地表水 V 类水质标准; ρ (TP) 为 0.03~0.10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,最大值属于地表水 IV 类水质标准(表 2)。河段 I (GJ1~GJ3) 污染最严重,这主要是因为该河段前 3 个采样点地处赣州市中心,大量工业废水以及城市生活废水排放导致营养盐浓度显著升高,仅 2005 年赣州市城镇污水氨氮排放量达 4 636 t。河段 II、III 污染较轻,主要有

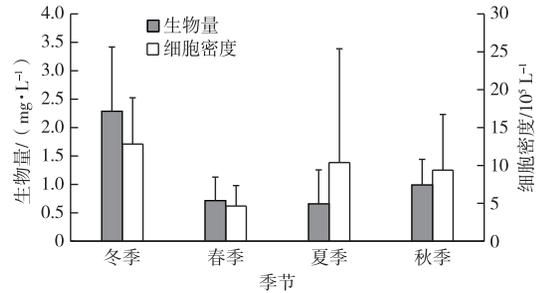


图 3 赣江中下游浮游植物生物量和丰度的季节分布

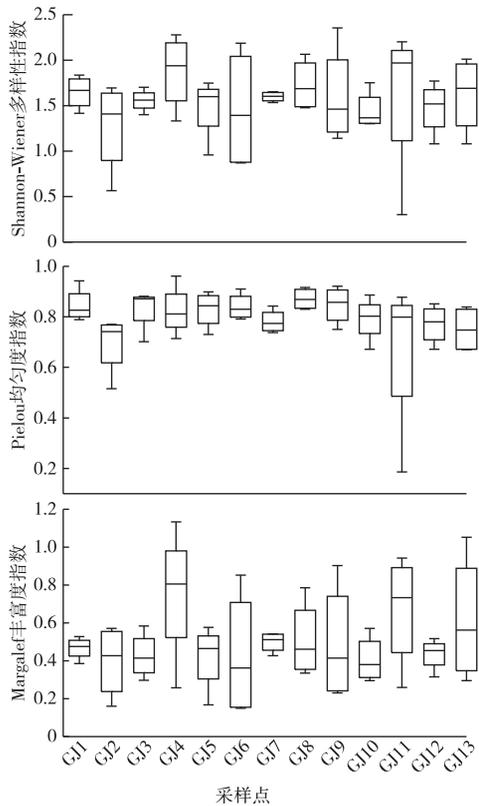
Fig. 3 Seasonal distribution of phytoplankton biomass and abundance in the middle and lower reaches of Ganjiang River

两方面的原因:一方面万安水库减缓了水流流动,且拦截了氮磷等营养盐;另一方面,河段 II、III 两岸人口和企业较少,工业污染物和生活污水排放量少,因此水体氮磷等营养盐负荷轻。目前,入湖河流的氮磷污染水平是我国湖泊富营养化程度的重要影响因素^[18]。赣江作为鄱阳湖入湖河道之一,其氮磷污染输入比其他河流大^[19]。河段 IV 位于入湖口位置,在夏季出现了水华现象,藻类丰度以及叶绿素 a 浓度均远超过于其他月份。水体呈弱碱性不仅可以提高浮游藻类的光合作用效率,而且可以提高硅藻对铁元素的吸收,促进硅藻的繁殖^[20]。程兵芬等^[21]研究发现,流量和水温是影响汉江中下游河流水质指标的重要因素,这意味着在适宜的温度以及水流流速等自然条件下浮游植物会快速繁殖生长,甚至造成水华爆发。

3.2 赣江中下游浮游植物群落结构演变

河流生态系统不同于湖泊生态系统,河流常呈流动状态。近一个世纪以来,河流生态系统中浮游植物种类组成与生态特征及其影响因素等受到很多学者的关注。大型河流中藻类的种类组成与

湖泊相比稳定性较差,但硅藻和绿藻通常被认为是温带大型河流中的常见类群,硅藻在冬季的优势更明显^[22],而绿藻的优势在夏季更明显^[23]。



图中箱体上、中、下线分别为上四分位数、中位数和下四分位数。

图 4 赣江中下游浮游植物水质评价

Fig. 4 Evaluation of phytoplankton water quality in the middle and lower reaches of Ganjiang River

目前研究普遍认为,硅藻代表贫营养型水体优

势种,绿藻为中营养型水体优势种,而蓝藻代表富营养型水体优势种。据《淡水渔业》记载,1980年代赣江流域共检测出浮游植物 8 门 19 目 119 种,优势属主要有直链藻、脆杆藻、双菱藻、盘星藻、空球藻、新月藻等,优势门类为硅藻门^[2]。张萌等^[3]在赣江流域共检测出浮游植物 8 门 109 属 312 种,硅藻门和绿藻门为赣江流域的主要优势类群。与 1980 年代相比,优势种属由 α - β -中污染演替为 β -中污染,水体较之前恶化。计勇等^[4]2011 年共观察到浮游藻类 7 门 38 属 102 种,其中针杆藻、团藻、栅藻和舟形藻等属种为赣江中下游各监测断面中浮游藻类优势种,丰水期绿藻占绝对优势,而枯水期硅藻占主要优势,多样性指数显示赣江中下游水质总体处于轻度污染至较严重污染状态,污染程度加深。2016—2017 年,杨威等^[5]在赣江中下游共记录浮游植物 5 门 55 属 95 种,浮游植物物种数与本次调查数量相似,显示蓝藻为第一优势类群,赣江水体已处于富营养化状态,水质为中度-重度污染状态。前人对赣江中下游群落结构的调查结果表明,优势种群由硅藻和绿藻转变到蓝藻为优势种群,污染程度不断加深,水体富营养化程度愈加严重。研究共发现赣江中下游浮游植物 6 门 53 属,绿藻门和硅藻门为主要优势种群,蓝藻在夏季部分水域为优势种群,浮游植物群落的丰富度与杨威等^[5]的研究结果相比变化不大,但生物量较之前有了显著的增长,这表明在 2017 年之后赣江水质仍处于恶化之中,赣江中下游水体正面临着污染侵蚀的危险。为避免未来更多区域发生水华,应及时对赣江水体环境进行治理与保护。

表 6 赣江中下游浮游植物水质评价

Table 6 Evaluation of phytoplankton water quality in the middle and lower reaches of Ganjiang River

季节	Shannon-Wiener 指数		Pielou 均匀度指数		Margalef 丰富度指数	
	指数值	水体状态	指数值	水体状态	指数值	水体状态
冬季	1.31~2.35	中污染	0.67~0.89	清洁-寡污型	0.29~0.9	重污染
春季	0.89~1.92	中污染-重污染	0.67~0.88	清洁-寡污型	0.16~0.79	重污染
夏季	0.30~1.91	中污染-重污染	0.19~0.96	α -中污型	0.15~1.05	中污染-重污染
秋季	1.08~2.28	中污染	0.67~0.94	清洁-寡污型	0.29~1.13	中污染-重污染

3.3 赣江中下游水质生物学评价

浮游植物多样性可以用来衡量生态系统的营养力,预报并及早处理水华、赤潮等环境污染,控制及解决水体富营养化等一系列问题^[24]。一般来讲浮游植物的多样性指数越高,其群落结构越复杂,稳定性越大,水质也越好。国内外很多学者都采用浮游藻类特征对河流的生态状况进行评价^[25-26]。朱英等^[27]在评价大莲湖水域营养状态时发现,不同

多样性指数评价水质时会出现结果不一致的现象,而采用与理化指标相结合的方式评价水质更为合适;刘冬燕等^[28]对苏州河浮游植物群落结构进行研究时发现,苏州河多样性指数高但污染程度和富营养化却较为严重;由此可见,在利用多样性指数评价水质状况时往往要结合理化指标及其他因素来进行综合评价。该研究中,Shannon-Wiener 多样性指数和 Margalef 丰富度指数指示赣江中下游水质大

体处于中污染至重度污染状态,而 Pielou 均匀度指数与其他 2 种评价结果出入较大,其结果显示水质大多处于轻污染状态。但结合水化学环境指标、浮游植物密度及多种富营养化水体常见优势种可以看出,赣江中下游水体富营养化趋势较为明显,这说明 Pielou 均匀度指数得出的结论明显与实际不吻合,因此选择 Shannon-Wiener 多样性指数以及 Margalef 丰富度指数作为水质评价标准。

在空间上看,位于上游的河段 I 以及下游的河段 IV 情况较为相似,浮游植物多样性 (H) 和丰富度指数 (J) 较高。河段 I 浮游植物多样性指数以及浮游植物生物量达到最大值,这是因为水库对氮、磷营养盐存在显著滞留作用^[29],并且水库效应会引起河流透明度增加、水流变缓,导致浮游藻类生物量增加。河段 IV 处于入湖口的位置,而近 20 a 鄱阳湖入湖悬移质泥沙逐渐减少^[30],因此导致藻类生物量增多,细胞丰度显著增长,蓝藻丰度达到极大值。2019 年夏季 GJ11 采样点出现了明显的水华现象,且水质评价结果也显示为重污染,因此基于浮游植物的水质评价是一种科学有效的方法^[31]。

从时间来看,多样性指数在春夏季较低,进入秋季开始逐渐升高,并在冬季达到最大值,这一变化与温度的变化趋势相反。究其原因,夏季光照充足,水温极速上升,导致绿藻以及蓝藻大量繁殖,因此造成多样性值较低。均匀度指数变化不明显,表现较为平缓。丰富度指数也有较为明确的变化趋势,春、冬两季低,而夏、秋两季高,硅藻适宜在温度较低的环境生存,所以春、冬季硅藻大量繁殖,蓝藻和绿藻繁殖减少,因此丰富度指数升高。

与国内其他河流相比,杜红春等^[32]利用多样性指数以及 Q_1 指数对汉江中下游水质进行评价,显示流域内水质整体处于轻-中污染状态,春季常出现小环藻、梅尼小环藻等适合生活在富营养化水体中的藻类,硅藻水华频发,赣江春季小环藻同样作为优势属应引起注意;俞秋佳等^[33]利用优势种种类、多样性指数和环境因子对水质进行评价,结果显示苏州河总体水质呈中度污染,温度和氮磷比是影响苏州河浮游植物物种多样性和密度的主要理化因子。而赣江中下游总氮和总磷浓度超标,为浮游植物提供了充足的营养盐。为避免发生水华,应对赣江外源氮磷输入的控制引起重视;朱爱民等^[34]对长江干流和支流进行调查时发现,三峡工程蓄水对回水区浮游植物影响较大,其密度和生物量比未淹没区增加几倍,并且回水区受污染最重,未淹没区最轻,与笔者研究结果类似,即万安水库回水区浮游

植物显著增加,并且污染也更为严重;高远等^[35]研究发现,山东沂河河流水质评价为 β -中污型,水坝的建设降低了水流速度,导致浮游植物群落从河流相向湖泊相转变。前人对不同河流研究结果表明赣江中下游河段已受到一定程度的污染,加之流域内存在万安水库、峡江水利枢纽等大型水利设施,导致河流自净能力下降,水质状况不容乐观,应当加强流域内水污染综合治理,防止水质进一步恶化。

4 结论

(1) 赣江中下游共鉴定出浮游植物 6 门 53 属,其中绿藻门种类最多,其次是硅藻门。冬季浮游植物种类最多,春夏季最少。浮游植物丰度年均值为 $93.1 \times 10^4 \text{ L}^{-1}$,硅藻门为主,其次为绿藻门,浮游植物丰度呈向内的弧形,冬季达到最大值,春季最低。

(2) 赣江中下游优势种为蓝藻门的浮游蓝藻、隐藻门的卵形隐藻、硅藻门的颗粒直链硅藻和小环藻、绿藻门的小球藻

(3) 赣江中下游 Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 丰富度指数和 Pielou 均匀度指数年均值分别为 1.57、0.50、0.80。根据浮游植物生物多样性指数评价标准,赣江中下游流域处于轻度污染至重度污染状态,入湖口位置受污染最为严重。

(4) 水质调查结果显示,赣江中下游水质为 IV ~ V 类,浮游植物评价水质为 α -中污型 ~ β -中污型,污染现象有加重趋势,应引起有关部门重视并采取措,以免爆发水华。

参考文献:

- [1] 胡芳,刘聚涛,冯倩,等.河道采砂对赣江中下游水生态环境的影响研究[J].人民长江,2019,50(11):69-74. [HU Fang, LIU Ju-tao, FENG Qian, et al. Impact of Sand Mining on Aquatic Ecological Environment of Middle and Lower Reaches of Ganjiang River[J]. Yangtze River, 2019, 50(11): 69-74.]
- [2] 胡美琴,林锡芝.万安大坝截流前赣江的浮游植物[J].淡水渔业,1988,18(3):39-42,31.
- [3] 张萌,黄丹,刘足根,等.浮游硅藻生物指数法评价赣江水系水质健康状况研究[J].江西科学,2015,33(3):293-302,348. [ZHANG Meng, HUANG Dan, LIU Zu-gen, et al. Relationship between Functional Groups of Planktonic Diatom and Environmental Factors in Ganjiang River Basin [J]. Jiangxi Science, 2015, 33(3): 293-302, 348.]
- [4] 计勇,张洁,樊后保,等.赣江中下游浮游藻类群落结构与水质评价[J].中国农村水利水电,2012(5):28-31. [JI Yong, ZHANG Jie, FAN Hou-bao, et al. Space-time Distribution Characteristics of Floating Algae and Water Quality Assessment in the Middle and Lower Reaches of the Ganjiang River [J]. China Rural Water and Hydropower, 2012(5): 28-31.]

- [5] 杨威,刘琪,张婷婷,等.赣江中下游浮游植物群落结构及其水质生物学评价[J].水生态学杂志,2020,41(2):68-76.[YANG Wei, LIU Qi, ZHANG Ting-ting, *et al.* Phytoplankton Community Structure and Biological Evaluation of Water Quality in the Middle and Lower Ganjiang River [J]. *Journal of Hydroecology*, 2020, 41 (2): 68-76.]
- [6] ZHANG S S, XU H Z, ZHANG Y F, *et al.* Variation of Phytoplankton Communities and Their Driving Factors along a Disturbed Temperate River-to-sea Ecosystem [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 118:106776.
- [7] 君珊,王东波,周健华,等.拉萨河流域浮游植物群落结构特征及与环境因子的关系[J].生态学报,2019,39(3):787-798.[JUN Shan, WANG Dong-bo, ZHOU Jian-hua, *et al.* Community Structures of Phytoplankton and Its Relationship with Environmental Factors in the Lhasa River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(3): 787-798.]
- [8] 杨毓鑫,杜春艳,钱湛,等.洞庭湖区南汊水体浮游植物群落结构特征及其影响因素[J].环境科学研究,2020,33(1):147-154.[YANG Yu-xin, DU Chun-yan, QIAN Zhan, *et al.* Phytoplankton Community Structure and Its Influencing Factors in Nanhan Polder Area of Dongting Lake [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(1): 147-154.]
- [9] 王岳,夏爽,裴国风.长江干流湖北段浮游藻类群落结构特征[J].生态与农村环境学报,2015,31(6):916-922.[WANG Yue, XIA Shuang, PEI Guo-feng. Community Structure of Phytoplankton in the Mainstream of the Yangtze River in Hubei [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31 (6): 916-922.]
- [10] VAJRAVELU M, MARTIN Y, AYYAPPAN S, *et al.* Seasonal Influence of Physico-chemical Parameters on Phytoplankton Diversity, Community Structure and Abundance at Parangipettai Coastal Waters, Bay of Bengal, South East Coast of India [J]. *Oceanologia*, 2018, 60(2): 114-127.
- [11] 胡鸿钧,魏印心.中国淡水藻类系统、分类及生态[M].北京:科学出版社,2006:1-1046.[HU Hong-jun, WEI Yin-xin. *The Fresh Water Algae of China* [M]. Beijing: Science Press, 2006: 1-1046.]
- [12] 章宗涉,黄祥飞.淡水浮游生物研究方法[M].北京:科学出版社,1991:232-246.
- [13] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社,2002:88-430.
- [14] 况琪军,马沛明,胡征宇,等.湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展[J].安全与环境学报,2005,5(2):87-91.[KUANG Qi-jun, MA Pei-ming, HU Zheng-yu, *et al.* Study on the Evaluation and Treatment of Lake Eutrophication by Means of Algae Biology [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2005, 5(2): 87-91.]
- [15] 况琪军,胡征宇,周广杰,等.香溪河流域浮游植物调查与水质评价[J].武汉植物学研究,2004,22(6):507-513.[KUANG Qi-jun, HU Zheng-yu, ZHOU Guang-jie, *et al.* Investigation on Phytoplankton in Xiangxi River Watershed and the Evaluation of Its Water Quality [J]. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 2004, 22 (6): 507-513.]
- [16] 扎西拉姆,刘飞,周建设,等.拉萨河流域浮游植物生态学研究现状[J].西藏农业科技,2019,41(3):68-72.[ZHAXILAMU, LIU Fei, ZHOU Jian-she, *et al.* Current Status of Phytoplankton Ecology in Lhasa River Basin [J]. *Tibet Journal of Agricultural Sciences*, 2019, 41(3): 68-72.]
- [17] BORMANS M, MAIER H, BURCH M, *et al.* Temperature Stratification in the Lower River Murray, Australia: Implication for Cyanobacterial Bloom Development [J]. *Marine and Freshwater Research*, 1997, 48(7): 647.
- [18] 高可伟,朱元荣,孙福红,等.我国典型湖泊及其入湖河流氮磷水质协同控制探讨[J].湖泊科学,2021,33(5):1400-1414.[GAO Ke-wei, ZHU Yuan-rong, SUN Fu-hong, *et al.* A Study on the Collaborative Control of Water Quality of Nitrogen and Phosphorus between Typical Lakes and Their Inflow Rivers in China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(5): 1400-1414.]
- [19] 陈格君,周文斌,胡春华,鄱阳湖五河入湖口浮游藻类及营养现状评价[J].湖北农业科学,2013,52(9):2048-2052.[CHEN Ge-jun, ZHOU Wen-bin, HU Chun-hua. Assessment of Phytoplanktonic Diversity and Present Nutrition Status in the Five River Estuaries of Poyang Lake [J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2013, 52 (9): 2048-2052.]
- [20] 邓捷,童猛,张红星,等.雅鲁藏布江湘河流域浮游生物群落结构的探究与多样性分析[J].基因组学与应用生物学,2019,38(9):3987-3993.[DENG Jie, TONG Meng, ZHANG Hong-xing, *et al.* Investigation and Diversity Analysis of Plankton Community Structure in the Xianghe Basin of the Yalu Tsangpo River [J]. *Genomics and Applied Biology*, 2019, 38(9): 3987-3993.]
- [21] 程兵芬,张远,夏瑞,等.汉江中下游水质时空变异与驱动因素识别[J].环境科学,2021,42(9):4211-4221.[CHENG Bing-fen, ZHANG Yuan, XIA Rui, *et al.* Temporal and Spatial Variations in Water Quality of Hanjiang River and Its Influencing Factors in Recent Years [J]. *Environmental Science*, 2021, 42 (9): 4211-4221.]
- [22] DESCY J P, DARCHAMBEAU F, LAMBERT T, *et al.* Phytoplankton Dynamics in the Congo River [J]. *Freshwater Biology*, 2017, 62(1): 87-101.
- [23] WEHR J D, THORP J H. Effects of Navigation Dams, Tributaries, and Littoral Zones on Phytoplankton Communities in the Ohio River [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1997, 54(2): 378-395.
- [24] 丁一桐,潘保柱,赵耿楠,等.黄河干流全河段浮游植物群落特征与水质生物评价[J].中国环境科学,2021,41(2):891-901.[DING Yi-tong, PAN Bao-zhu, ZHAO Geng-nan, *et al.* Phytoplankton in the Mainstem of the Yellow River: Community Characteristics and Bioassessment of Water Quality [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(2): 891-901.]
- [25] REAVIE E D, JICHA T M, ANGRADI T R, *et al.* Algal Assemblages for Large River Monitoring: Comparison among Biovolume, Absolute and Relative Abundance Metrics [J]. *Ecological Indicators*, 2010, 10(2): 167-177.
- [26] WU N C, SCHMALZ B, FOHRER N. Development and Testing of a Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI) for a German Low-

- land River[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 13(1): 158-167.
- [27] 朱英, 沈根祥, 钱晓雍, 等. 上海大莲湖水域浮游植物群落结构特征及水质评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(6): 544-549. [ZHU Ying, SHEN Gen-xiang, QIAN Xiao-yong, *et al.* Characteristics of Phytoplankton Community Structure and Evaluation of Water Quality of Dalian Lake, Shanghai[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(6): 544-549.]
- [28] 刘冬燕, 林文鹏, 赵敏. 苏州河浮游植物群落结构特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(10): 914-918. [LIU Dong-yan, LIN Wen-peng, ZHAO Min. Community Structural Characteristics of Phytoplankton in Suzhou Creek[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, 18(10): 914-918.]
- [29] 王昱, 孔德星, 冯起, 等. 筑坝蓄水对夏季黑河氮磷营养盐空间分布特征的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(8): 1001-1010. [WANG Yu, KONG De-xing, FENG Qi, *et al.* Impacts of Damming and Water-Storing on Spatial Distribution of Nitrogen and Phosphorus Nutrients during Summer in Heihe River[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(8): 1001-1010.]
- [30] 闵騫, 时建国, 闵聃. 1956—2005年鄱阳湖入出湖悬移质泥沙特征及其变化初析[J]. *水文*, 2011, 31(1): 54-58. [MIN Qian, SHI Jian-guo, MIN Dan. Characteristics of Sediment into and out of Poyanghu Lake from 1956 to 2005 [J]. *Journal of China Hydrology*, 2011, 31(1): 54-58.]
- [31] SALMASO N, MORABITO G, BUZZI F, *et al.* Phytoplankton as an Indicator of the Water Quality of the Deep Lakes South of the Alps [J]. *Hydrobiologia*, 2006, 563(1): 167-187.
- [32] 杜红春, 王晓宁, 吴虎, 等. 汉江中下游浮游植物群落结构、功能群特征及水质评价[J]. *长江流域资源与环境*, 2021, 30(8): 1839-1847. [DU Hong-chun, WANG Xiao-ning, WU Hu, *et al.* Community Structure and Functional Groups of Phytoplankton and Water Quality Evaluation in the Middle and Lower Hanjiang River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30(8): 1839-1847.]
- [33] 俞秋佳, 徐凤洁, 蒋跃, 等. 夏秋季苏州河浮游植物群落特征及其影响因子[J]. *生态与农村环境学报*, 2014, 30(4): 450-457. [YU Qiu-jia, XU Feng-jie, JIANG Yue, *et al.* Characteristics of Phytoplankton Community in Suzhou River in Summer and Autumn and Their Affecting Factors [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, 30(4): 450-457.]
- [34] 朱爱民, 胡菊香, 李嗣新, 等. 三峡水库长江干流及其支流枯水期浮游植物多样性与水质[J]. *湖泊科学*, 2013, 25(3): 378-385. [ZHU Ai-min, HU Ju-xiang, LI Si-xin, *et al.* Phytoplankton Diversity and Water Quality in the Main Stream and Tributaries of Three Gorges Reservoir Region of Yangtze River during Dry Season [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2013, 25(3): 378-385.]
- [35] 高远, 苏宇祥, 亓树财. 沂河流域浮游植物与水质评价[J]. *湖泊科学*, 2008, 20(4): 544-548. [GAO Yuan, SU Yu-xiang, QI Shu-cai. Phytoplankton and Evaluation of Water Quality in Yi River Watershed [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2008, 20(4): 544-548.]

作者简介: 王俊颀(1997—), 男, 河北唐山人, 研究方向为河流浮游植物生态学。Email: 1241338364@qq.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0174

丰叶, 王俊, 吴博文, 等. 固城湖浮游植物群落结构季节变化及其环境影响因子[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1042-1050.

FENG Ye, WANG Jun, WU Bo-wen, et al. Seasonal Variation Characteristics of Phytoplankton Community in Gucheng Lake and the Influential Environmental Factors[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1042-1050.

固城湖浮游植物群落结构季节变化及其环境影响因子

丰叶¹, 王俊¹, 吴博文¹, 何菁², 赵小平³ (1. 江苏省水利科学研究院, 江苏南京 210017; 2. 南京市水利建筑工程检测中心有限公司, 江苏南京 210003; 3. 南京市高淳区农业农村局, 江苏南京 211300)

摘要: 为评估长江下游重要调蓄湖泊固城湖的生态健康状况, 加强对固城湖的管理与保护工作, 于2019年在固城湖开展了4个季度的采样调查。运用浮游植物多样性指数和均匀度指数对固城湖水质状况进行评价, 使用多配对样本非参数检验法探究季节尺度下各采样点浮游植物群落的差异性, 采用冗余分析(RDA)研究4个季度浮游植物群落特征与环境因子的关系。结果表明: 固城湖浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数全年均值为 1.87~2.40, 全域均值为 2.05; Pielou 均匀度指数全年均值为 0.46~0.92, 全域均值为 0.69; 水体处于轻-β-中度污染($2 < H' \leq 3, 0.5 \leq J \leq 0.8$) 状态; 鉴定出浮游植物 85 属 138 种; 蓝藻门是固城湖全年浮游植物的主要构成门类, 其次为绿藻门和硅藻门, 浮游植物细胞丰度季节平均值变化范围为 $5.63 \times 10^5 \sim 1.67 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$; 浮游植物群落结构季节性演替明显, 主要优势门类呈绿藻门/硅藻门—蓝藻门—硅藻门/隐藻门—绿藻门变化。全年水域优势种为卷曲鱼腥藻(*Anabaena circinalis*)、鱼腥藻(*Anabaena* sp.)、颤藻(*Oscillatoria* sp.)、席藻(*Phormidium* sp.)、假鱼腥藻(*Pseudanabaena* sp.) 及螺旋藻(*Spirulina* sp.)。冗余分析(RDA)表明, 固城湖4个季度浮游植物群落结构主要环境驱动因子分别为总氮浓度(春季)、总磷浓度(夏季)、电导率和高锰酸盐指数(秋季)以及总磷浓度和水深(冬季)。

关键词: 固城湖; 浮游植物群落结构; 季节性变化; 环境因子; RDA 分析

中图分类号: X835 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2023)08-1042-09

Seasonal Variation Characteristics of Phytoplankton Community in Gucheng Lake and the Influential Environmental Factors. FENG Ye¹, WANG Jun¹, WU Bo-wen¹, HE Jing², ZHAO Xiao-ping³ (1. Jiangsu Institute of Water Resources and Hydropower Research, Nanjing 210017, China; 2. Nanjing Water Conservancy Construction Engineering Testing Center, Nanjing 210003, China; 3. Bureau of Agriculture and Rural Affairs, Gaochun District of Nanjing, Nanjing 211300, China)

Abstract: In order to assess the ecological health of Gucheng Lake—an important regulating lake in the lower reaches of the Yangtze River, and to enhance the management and protection of Gucheng Lake, four seasons of sampling surveys were carried out in Gucheng Lake in 2019. The phytoplankton diversity index and evenness index methods were used to evaluate the water quality status of Gucheng Lake. The non-parametric test for multiple paired samples was used to explore the variability of the phytoplankton community at each sampling site at the seasonal scale, and redundancy analysis (RDA) was used to investigate the relationship between phytoplankton community characteristics and environmental factors in four seasons. The results show that the Shannon-Wiener diversity index of phytoplankton in Gucheng Lake ranged from 1.87 to 2.40, with a global average of 2.05. The Pielou evenness index ranged from 0.46 to 0.92, with a global average of 0.69, and the water was in a light-β-moderate pollution state. The cyanobacteria are the main phytoplankton species in Gucheng Lake, followed by green algae and diatoms, with the seasonal mean phytoplankton abundance varying from $5.63 \times 10^5 \sim 1.67 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$. The dominant species are Chlorophyta and Diatom in spring, Cyanophyta in summer, Diatom and Cryptophyta in autumn and Chlorophyta in winter. The dominant species in the annual waters are *Anabaena circinalis*, *Anabaena* sp., *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Pseudanabaena* sp. and *Spirulina* sp.; RDA analysis shows that the main environmental drivers of phytoplankton community structure in Gucheng Lake are TN in spring, TP in summer, EC and COD_{Mn} in autumn, and TP and WD in winter.

Key words: Gucheng Lake; characteristics of phytoplankton species; seasonal patterns; environmental factors; redun-

收稿日期: 2022-03-07

基金项目: 江苏省水利科技项目(2021038)

dancy analysis

浮游植物是淡水生态系统的初级生产者之一,其群落结构的变化会引起水域内食物网结构的变化,从而影响淡水生态系统的能量流动及物质循环^[1-2]。同时,浮游植物的群落结构可以对水体环境变化做出快速响应,对水质变化起到指示作用。因此在研究湖泊生态系统结构变化时,研究浮游植物群落结构演替规律具有重要意义^[3]。

近年来,研究者对不同淡水湖泊浮游植物与环境影响因子的关系进行了大量研究,但得出的结论差异性大,如杜彩丽等^[4]研究表明,水温、溶解氧浓度、透明度及磷酸盐浓度是淀山湖浮游植物数量的主要影响因子。吴苏舒等^[5]研究发现,影响白马湖浮游植物丰度的主要环境因子是温度。谭香等^[6]研究表明,除秋季外,电导率是丹江口水库浮游植物群落结构分布的主要影响因子。可见,对不同湖泊中浮游植物的群落结构及数量起主导作用的环境因子仍具有探讨空间。

固城湖是长江下游水阳江、青弋江流域的重要调蓄湖泊,也是南京城区备用水源地和高淳集中式饮用水源地,在径流调蓄、农业灌溉、城乡供水、水产养殖以及维系生态平衡等方面发挥着重要作用^[7]。而有关固城湖浮游植物群落结构及其与环境因子之间的关系研究甚少,且已有固城湖浮游植物研究年代较早。谷孝鸿等^[8]分析了1981—1999年固城湖藻类的数量和生物量;唐雅萍等^[9]研究了2008年固城湖春季浮游植物群落结构;曾庆飞等^[10]在2009年调查了固城湖及上下游河道富营养化和浮游藻类现状。这些研究尚未从季节变化上完整地揭示出固城湖浮游植物群落结构变异与水质之间的关系。因此,笔者以固城湖为研究区域,对浮游植物展开4个季度的监测调查,通过探究不同季节的浮游植物群落结构,比较分析环境因子对浮游植物群落结构的影响,以期为保障和改善固城湖水质提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

固城湖(北纬 $31^{\circ}14'$ ~ $31^{\circ}18'$,东经 $118^{\circ}53'$ ~ $118^{\circ}57'$)位于南京市高淳区境内南部的苏皖接壤处,是一个典型的浅水湖泊,属北亚热带南部季风气候区。多年平均降水量为1 153.8 mm,多年平均水面蒸发量为850 mm,主要入湖河流有水碧桥河

(港口河)、胥河、漆桥河、横溪河等,官溪河、石固河等为出湖河流。2019年湖泊总面积 36.97 km^2 ,自由水面面积约为 36.237 km^2 ,圈圩 0.11 km^2 ,围网 0.37 km^2 ,自由水面率为98.02%。固城湖在保障当地居民生活用水、社会经济发展及生态环境平衡方面发挥着不可替代的作用。

根据固城湖湖区面积、地形轮廓、养殖分布以及主要出入湖河流等情况,依据网格布点法在整个湖区共设置了10个采样点(图1),分别在2019年4月(春季)、7月(夏季)、11月(秋季)、1月(冬季)进行样品采集。

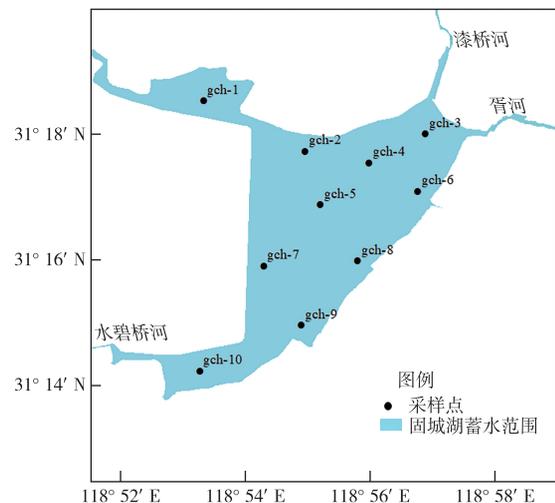


图1 固城湖浮游植物采样点分布

Fig. 1 Distribution of phytoplankton sampling points in Gucheng Lake

1.2 样品采集及环境因子测定

在固城湖10个采样点用有机玻璃采水器采集0.5 m深处的表层水,取5 L水样置于塑料瓶中,现场用鲁哥氏液固定,样品带回实验室后静置48 h,沉淀后取1 mL用浮游植物技术框计数,计算浮游植物丰度,种类鉴定参考《中国淡水藻类:系统、分类及生态》和《中国淡水藻类志》。

现场使用便携式 YSI 测定温度(WT)、pH值、溶解氧(DO)浓度、溶解性总固体(TDS)含量及电导率(EC),用塞氏盘测定水体透明度(SD)。另外采集水样加酸保存,参照《水和废水监测分析方法》测定方法,实验室测定总氮(TN)浓度、总磷(TP)浓度、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)浓度、高锰酸盐指数(COD_{Mn}),水深(WD)数据由江苏省水文局监测站提供。

1.3 数据处理及分析

1.3.1 优势度

按如下公式计算物种优势度^[11]:

$$Y_i = \frac{n_i}{N} \times f_i \quad (1)$$

式(1)中, n_i 为样品中第 i 种生物个体数量; N 为样品中所有种个体总数; f_i 为第 i 种在各样品中出现的频率; 将 $Y > 0.02$ 的物种作为优势种^[12]。

1.3.2 多样性指数

选择 Shannon-Weiner 指数^[13] (H') 和 Simpson 指数^[14] (D) 作为参照, Margalef 丰富度指数 (D_m) 表征物种丰富度^[15], Pielou 均匀度指数 (J) 表征物种均匀度^[16], 计算公式^[7-8]为

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N} \quad (2)$$

$$D = \frac{N_{\max}}{N} \quad (3)$$

$$D_m = - \frac{1}{\ln N} \quad (4)$$

$$J = \frac{H'}{\ln S} \quad (5)$$

式(2)~(5)中, n_i 为第 i 种的个体数; N 为总个体数; N_{\max} 为优势种的个体数; S 为物种数。

1.3.3 数据分析

运用 R 语言筛选环境变量 ($VIF < 10$), 运用 Canoco 4.5 软件先对物种进行去趋势分析 (DCA), 再对浮游植物优势种与筛选后的环境变量进行排序分析, 得到 4 个排序轴中梯度长度最大值均小于 3, 因此选取冗余分析 (RDA)。

数据统计分析和绘图用 Excel 2019 和 Origin 2018 完成, 采样点位分布及浮游植物细胞丰度的空间分布采用 ArcGIS 10.3.1 绘制, 在 IBM SPSS Statistics 22 软件中进行多配对样本非参数检验。

1.4 水质评价方法

利用浮游植物多样性指数和均匀度指数对固城湖水体进行水质状况评价。 $H' > 3.0$ 时为无污染或清洁, $2 < H' \leq 3$ 时为 β -中污染, $1 \leq H' \leq 2$ 时为 α -中污染, $H' < 1$ 时为重度污染^[17]; Pielou 均匀度指数 $J < 0.3$ 时为重度污染, $0.3 \leq J < 0.5$ 时为中度污染, $0.5 \leq J \leq 0.8$ 时为轻度污染, $J > 0.8$ 时为清洁^[18]。

2 结果与分析

2.1 浮游植物群落结构特征

此次调查鉴定出浮游植物 85 属 139 种, 从多到少排列顺序为绿藻门 (30 属 56 种)、硅藻门 (21 属

34 种)、蓝藻门 (16 属 26 种)、裸藻门 (4 属 8 种)、甲藻门 (4 属 4 种)、隐藻门 (4 属 4 种)、金藻门 (3 属 4 种) 和黄藻门 (3 属 3 种)。浮游植物各门类年均丰度占比表现为: 蓝藻门占比最大, 达 80.16%; 其次为绿藻门 (14.82%) 和硅藻门 (2.57%); 其余各门类丰度占比总和为 2.45%。蓝藻门中席藻属丰度值最高, 达 $1.63 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$; 其次为颤藻属, 为 $1.43 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$; 细小隐球藻和平裂藻属丰度均较低, 均为 $1.04 \times 10^3 \text{ L}^{-1}$ 。全年水域浮游植物优势种 ($Y > 0.02$) 为鱼腥藻 (*Anabaena* sp.)、颤藻 (*Oscillatoria* sp.)、席藻 (*Phormidium* sp.)、假鱼腥藻 (*Pseudanabaena* sp.)、螺旋藻 (*Spirulina* sp.) 和卷曲鱼腥藻 (*Anabaena circinalis*)。

2.2 浮游植物季节变化特征

固城湖出现浮游植物种类数量从多到少为夏季 (86 种)、春季 (81 种)、冬季 (75 种)、秋季 (31 种)。固城湖全域浮游植物平均丰度季节变化为夏季 ($1.67 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$) > 冬季 ($2.73 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$) > 春季 ($3.48 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$) > 秋季 ($5.63 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$)。由表 2 可知, 春季绿藻和硅藻丰度占比较高, 两者之和达 60%; 夏季蓝藻门占绝对优势, 占藻类总组成的 94.08%。固城湖各季节浮游植物丰度空间分布不同 (图 4)。春季浮游植物丰度空间分布呈西部高东部低趋势, 其中西北部 gch-1 监测点浮游植物丰度值最大, 为 $5.42 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$; 东部偏北 gch-6 监测点浮游植物丰度最小, 为 $1.67 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$; 夏季浮游植物丰度空间分布总体呈东南高、西北低的趋势, 东部 gch-8 监测点浮游植物丰度值最大, 为 $2.26 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$; 西北部 gch-1 监测点浮游植物丰度值最小, 为 $8.76 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$; 秋季浮游植物丰度空间分布趋势呈南北两端高、中间水域低, gch-10 和 gch-3 监测点浮游植物丰度最高, 均为 $9.58 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$; gch-8 监测点浮游植物丰度值最低, 为 $2.50 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$; 冬季浮游植物丰度空间分布呈东北高西南低趋势, gch-3 监测点浮游植物丰度最高, gch-10 监测点浮游植物丰度最低。用多配对样本非参数检验对 4 个季度各采样点浮游植物丰度进行差异分析, Friedman 检验得到各季节密度的平均秩分别为: 春 2.10、夏 4.0、秋 1.10 和冬 2.80, 卡方统计量为 26.76, 相伴概率值为 $P < 0.05$ 。

4 个季度浮游植物优势种存在差异。春季优势种为阿氏颤藻 (*Oscillatoria agardhii*)、颤藻属 (*Oscillatoria* sp.)、弯形尖头藻 (*Raphidiopsis curvata*)、舟形藻属 (*Navicula* sp.)、衣藻属 (*Chlamydomonas* sp.)、卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*)、啮蚀隐藻

(*Cryptomonas erosa*) 和四孢藻属 (*Tetraspora* sp.); 夏季优势种为卷曲鱼腥藻 (*Anabaena circinalis*)、鱼腥藻属 (*Anabaena* sp.)、颤藻属 (*Oscillatoria* sp.)、席藻属 (*Phormidium* sp.)、假鱼腥藻属 (*Pseudanabaena* sp.)、螺旋藻属 (*Spirulina* sp.) 和空球藻 (*Eudorina*

elegans); 秋季优势种为尖针杆藻 (*Synedra acus*)、啮蚀隐藻 (*Cryptomonas erosa*)、具尾蓝隐藻 (*Chrcomonas caudata*) 和卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*); 冬季优势种为黄群藻属 (*Synura* sp.)、非洲团藻 (*Volvox africanus*) 和美丽团藻 (*Volvox aureus*)。

表 1 固城湖浮游植物种类数

Table 1 Number of phytoplankton species in Gucheng Lake

季节	绿藻门	硅藻门	金藻门	隐藻门	裸藻门	甲藻门	蓝藻门	黄藻门	合计
春	35	27	1	3	4	2	13	1	81
夏	36	18	3	3	4	2	18	2	86
秋	9	8	2	3	2	0	6	1	31
冬	28	20	3	3	5	3	11	2	75

表 2 固城湖浮游植物各门类丰度占比的季节变化

Table 2 Seasonal variability of phytoplankton composition in Gucheng Lake

季节	绿藻门	硅藻门	金藻门	隐藻门	裸藻门	甲藻门	蓝藻门	黄藻门	%
春	35.84	26.88	0.12	13.62	5.14	1.08	16.25	1.08	
夏	4.23	1.08	0.29	0.19	0.03	0.03	94.08	0.07	
秋	11.85	24.44	1.48	45.19	2.22	0	14.07	0.74	
冬	77.17	8.11	7.44	1.57	0.37	0.43	4.29	0.63	

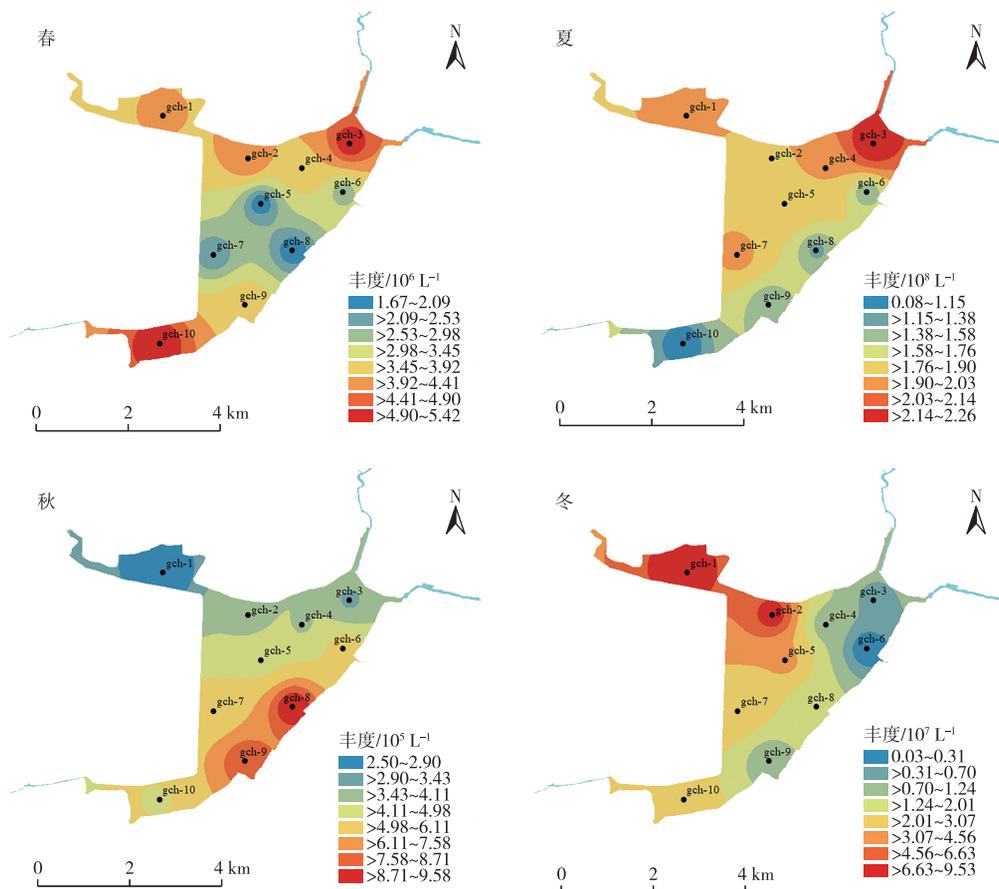


图 2 固城湖浮游植物丰度各季节空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of phytoplankton density by season in Gucheng Lake

4个季度固城湖浮游植物多样性指数变化趋势不同(图5)。Shannon-Wiener多样性指数(H')季节变化趋势从高到低依次为春、秋、夏、冬。春季最高,为3.17;冬季最低,为1.60;全年平均为2.16。Simpson指数(D)季节变化趋势从高到低依次为夏、冬、秋、春。夏季最高,为0.46;春季最低,为0.15;

全年平均值为0.26。Pielou均匀度指数(J)季节变化趋势从高到低依次为秋、春、冬及夏季;秋季最高,为0.88;夏季最低,为0.46;全年平均值为0.69。Margalef指数(D_m)季节变化趋势从高到低依次为春、夏、冬、秋;春季最高,为5.87;秋季最低,为3.40;全年平均值为3.91。

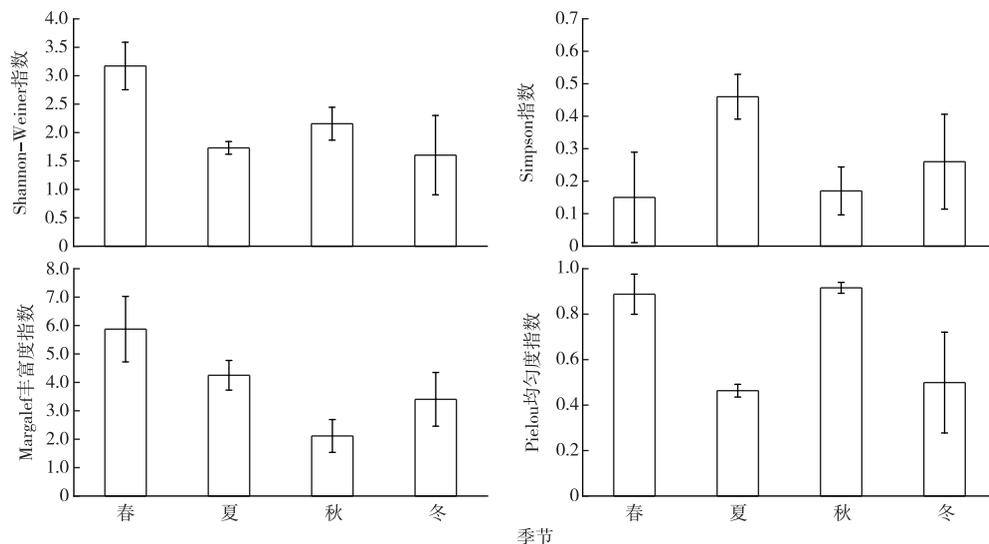


图3 固城湖浮游植物多样性指数季节变化

Fig. 3 Seasonal variation of biodiversity indice in Gucheng Lake

2.3 浮游植物群落结构与环境因子的关系

2.3.1 固城湖主要水体环境因子的季节变化

根据 $VIF < 10$ 筛选环境变量,得到影响固城湖浮游植物的主要水体环境因子,这些因子的季节变化如表3所示。全湖平均 $\rho(TN)$ 春季最低,为 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;夏季最高,为 $0.78 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;全湖平均 $\rho(TP)$ 夏季最低,为 $0.015 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;秋季最高,为

$0.054 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;全湖平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 为春季、冬季最高,均为 $0.157 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;夏季最低,为 $0.037 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;全湖平均 SD 和 $\rho(\text{DO})$ 均在冬季最高(平均值分别为 111 cm 和 $11.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),秋季次之;其中 SD 春季最低,为 47.5 cm ; DO 夏季最低,为 $7.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表3 固城湖主要水体环境因子的季节变化

Table 3 Seasonal changes of physical and chemical factors in the water of Gucheng Lake

季节	$\rho(TN)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$\rho(TP)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$\rho(\text{DO})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		$EC/(\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1})$	
	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围
春	0.4	0.2~0.7	0.05	0.03~0.06	0.16	0.02~0.23	8.37	7.65~8.98	246.4	153.8~268.2
夏	0.8	0.5~1.2	0.02	0.01~0.02	0.04	0.01~0.06	7.96	7.16~8.69	211.6	206.2~214.7
秋	0.7	0.5~1.1	0.05	0.04~0.06	0.08	0.04~0.13	9.70	9.07~10.29	271.2	153.1~357.1
冬	1.1	0.8~1.6	0.03	0.01~0.05	0.16	0.08~0.20	11.98	11.57~12.46	162.9	151.6~173.8
季节	$\text{COD}_{Mn}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		SD/cm		pH 值		水温/ $^{\circ}\text{C}$		水深/m	
	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围
春	2.57	2.18~3.38	48	10~80	8.6	8.0~9.0	24.1	23.7~24.4	1.4	1.0~1.9
夏	3.28	2.65~3.84	61	50~70	9.2	9.1~9.3	33.1	32.2~33.9	3.6	2.2~4.4
秋	3.36	2.34~3.85	50	82~110	8.4	8.3~8.6	10.2	9.7~10.7	2.5	2.2~2.8
冬	2.35	1.60~3.60	110	100~130	7.9	8.1~8.8	5.4	5.2~6.4	3.0	2.6~3.2

全湖平均 EC 和 COD_{Mn} 均在秋季最高(平均值分别为 $271.16 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ 和 $3.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),冬季最

低。4个季度水深变化特征为夏季(3.64 m)>冬季(3.02 m)>秋季(2.53 m)>春季(1.43 m);全湖平

均 pH 值夏季较高,为 9.24,其余 3 个季节 pH 值在 8.0~9.0 之间,相差不大;全湖平均水温差异较大,夏季(33.10 °C)>春季(24.1 °C)>秋季(10.2 °C)>冬季(5.4 °C)。

2.3.2 浮游植物群落结构与环境因子的关系

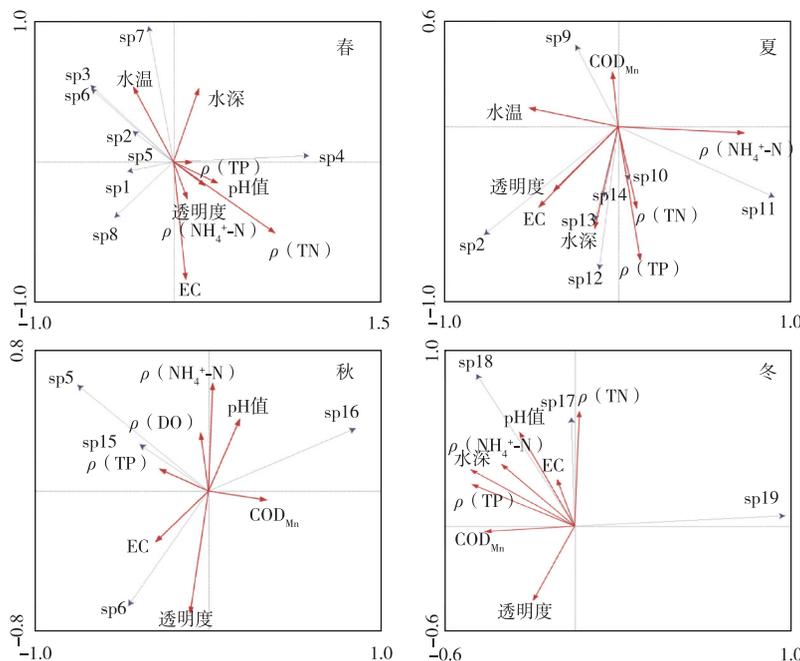
春季轴 1 和轴 2 所能解释的物种比例为 86.1%,影响浮游植物的主要环境因子是 TN 浓度 ($P<0.05$),且与第 1 轴相关性为 0.710 5,说明第 1 轴可以较好地反映 TN 浓度的变化梯度。春季硅藻门的舟形藻属与 TP 浓度呈正相关,蓝藻门的阿氏颤藻和绿藻门的四孢藻属与水深呈负相关,蓝藻门的颤藻属、绿藻门的弯形尖头藻和衣藻属及隐藻门的嗜蚀隐藻和卵形隐藻与水温呈正相关,且与 TN 浓度呈负相关(图 6)。

夏季轴 1 和轴 2 共反映 91.2% 的物种信息量,

影响浮游植物群落结构的主要环境因子为 TP 浓度 ($P<0.05$)。蓝藻门的鱼腥藻属与 TN、TP 浓度呈正相关,与 COD_{Mn} 呈负相关,蓝藻门的螺旋藻属、伪鱼腥藻属和绿藻门的空球藻属与水深呈正相关,蓝藻门的卷曲鱼腥藻与 COD_{Mn} 呈正相关(图 6)。

秋季轴 1 和轴 2 能解释的物种比例为 74.5%,影响浮游植物群落结构的主要环境因子为 EC 和 COD_{Mn} 。硅藻门的尖针杆藻与隐藻门的嗜蚀隐藻与 TP 浓度呈正相关,隐藻门的卵形隐藻与 EC 呈正相关,具尾蓝隐藻与 EC 呈负相关(图 6)。

冬季轴 1 和轴 2 能解释的物种比例为 93.9%,影响浮游植物群落结构的主要环境因子为 TP 浓度和水深。绿藻门的美丽团藻与 COD_{Mn} 呈负相关,绿藻门的非洲团藻与 pH 值呈正相关(图 6)。



sp1—阿氏颤藻; sp2—颤藻; sp3—弯形尖头藻; sp4—舟形藻; sp5—嗜蚀隐藻; sp6—卵形隐藻; sp7—衣藻属; sp8—四孢藻属; sp9—卷曲鱼腥藻; sp10—鱼腥藻; sp11—席藻; sp12—伪鱼腥藻; sp13—螺旋藻; sp14—空球藻属; sp15—尖针杆藻; sp16—具尾蓝隐藻; sp17—黄群藻; sp18—非洲团藻; sp19—美丽团藻。

图 4 固城湖不同季节浮游植物群落结构与环境变量的 RDA 分析

Fig. 4 RDA ordination biplot of phytoplankton species and environment variables by season in Gucheng Lake

3 讨论

3.1 浮游植物群落结构的季节演替规律

一般来说绿藻与硅藻因种类繁多、分布广泛,能更好地反映水环境特征,被认为是水体营养状态的指标生物类群^[19]。在固城湖群落组成中,绿藻与硅藻无论是在种类数量还是生物量贡献率方面均占主导地位,而蓝藻门仅在丰度组成方面占优势。这与抚仙湖^[20]、丹江口水库^[21]等湖泊水库调查结

果相似,表明固城湖浮游植物种群组成具有一般湖泊的普遍性特征。

已有研究表明,水体浮游植物存在明显的季节变化现象,但在不同的水体中变化规律存在显著的差异^[22-24]。固城湖春季浮游植物丰度以绿藻和硅藻占优势,进入夏季丰水期,入湖河流胥河和漆桥河径流量增大,携带大量污染物进入湖泊^[25],导致入湖污染物通量增大,且夏季湖区水生植物易腐烂分解,释放营养盐,在此条件下对营养盐吸收效率

高、光照和温度适应范围广的蓝藻在短时间内易快速增殖,在丰度上成为绝对优势(占比达 94.08%),使浮游植物群落结构表现出明显的演替特征。而随着营养盐水平和气温下降,隐藻、硅藻逐步取代蓝藻而成为秋季优势类群^[6,26],同时标示洁净水质的金藻和黄藻也开始出现。冬季绿藻门成为优势种,这可能与冬季监测期间固城湖水体总氮浓度及温度较高有关,暖冬会导致浮游植物的生长期增加 1 个月以上,且蓝藻及绿藻等温度敏感型藻类会提前开始大量生长^[27]。邓建明等^[28]也提出气温升高会提高浮游植物生长速率,有利于蓝藻、绿藻等温度适应范围较大的藻类提前开始大量繁殖,而此次调查的冬季浮游植物丰度高于春季和秋季,可能与冬季绿藻门占优势有关。在季节差异中,春、秋季浮游植物密度较低,这一结论与谭香^[6]的研究结果一致。

3.2 环境因子对固城湖浮游植物群落结构的影响

已有研究表明,浮游植物群落结构变化与氮磷浓度^[29]、电导率^[30]等因素有关。营养盐是浮游植物生长的物质基础,其浓度变化不仅会影响浮游植物丰度,也会引起浮游植物群落结构发生改变。4 个季度中,固城湖春季的水体 TN 浓度最低,只有当 TN 达到一定浓度时,特定的藻类细胞丰度才增长^[31-32],所以春季的浮游植物群落结构趋于简单化。春季 RDA 分析显示,蓝藻门的颤藻属、绿藻门的弯形尖头藻和衣藻属及隐藻门的啮蚀隐藻和卵形隐藻与水温呈正相关。一般而言,温度具有明显的季节特性,一方面可直接影响浮游植物生长,另一方面会通过影响浮游动物、鱼类的生长和运动能力及水体的其他物理化学因子进一步影响浮游植物丰度及群落结构,所以多种浮游植物优势种与该季节温度呈正相关。夏季固城湖水体 TP 浓度最低,主要优势种为蓝藻,说明其他藻类在营养盐方面受到了磷营养盐的限制。夏季 RDA 分析显示,蓝藻门的螺旋藻和假鱼腥藻、绿藻门的空球藻与水深呈正相关,水深的变化直接通过浓缩或稀释作用影响浮游植物。水位升高会促进蓝藻的生长^[33],而固城湖区夏季水深最大,这可能是夏季湖区浮游植物优势种中除了少量绿藻门外其余均为蓝藻门的原因之一;而蓝藻门的鱼腥藻与 TN、TP 浓度呈正相关,说明鱼腥藻受到 N、P 这 2 种营养盐同时影响。有研究表明,硅藻在 EC 较高、水质较硬的环境下种类较丰富,并占据优势^[34-35],此次秋季调查结果显示固城湖硅藻丰度占比较高(表 2),且水体中 EC 值最高(表 3),与上述研究结论相符,因此 EC 值可

能是影响固城湖秋季浮游植物群落结构的主要驱动因子之一。同时已有研究结果也表明,COD_{Mn}能对浮游植物群落组成及分布产生影响^[30]。秋季 RDA 分析得出,浮游植物优势种隐藻属和针杆藻属与 TP 浓度呈正相关,这一结论与刘妮珍等^[36]的研究一致。冬季水深较夏季明显下降,水体 TP 浓度较低,TN 浓度偏高,因此浮游植物群落结构营养盐方面主要受到水体 TP 的影响。冬季 RDA 分析得出,绿藻门的非洲团藻与 pH 值呈正相关,说明冬季的优势藻还受到了 pH 值的影响。已有研究表明,浮游植物生长繁殖有其不同的 pH 值范围^[37],pH 值对浮游植物分布有重要影响^[38]。

总之,环境因子与浮游植物的影响是相互的。在自然的湖泊生态系统中,并不是单一因子单独对浮游植物的分布及生长发育产生影响,而是多个环境因子共同作用的结果。除此之外,样本时间尺度上的大小也会造成结果的局限性。因此,影响浮游植物的生境质量因素需要更大的样本库作进一步的研究。

4 结论

固城湖共鉴定出浮游植物 8 门 8 属 138 种,其中绿藻门、硅藻门和蓝藻门为主,分别为 56、34 和 26 种;以优势度 $Y > 0.02$ 为标准,调查期间固城湖的浮游植物优势属共 5 门 18 属,春季浮游植物丰度均值为 $3.48 \times 10^6 \text{ L}^{-1}$,优势种以绿藻门和硅藻门为主;夏季浮游植物丰度均值为 $1.67 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$,以蓝藻门为主;秋季浮游植物丰度均值为 $5.63 \times 10^5 \text{ L}^{-1}$,以硅藻门和隐藻门为主;冬季浮游植物丰度均值为 $2.73 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$,以绿藻门为主。RDA 分析表明,水体 TN 浓度、TP 浓度、电导率、高锰酸盐及水深是调控固城湖浮游植物群落结构的主要环境因子,各季节影响浮游植物群落结构分布的环境因子不同,管理者应分别采取适宜的措施进行水质管理;以水质和藻类群落特征综合评价,固城湖水质处于轻-β-中度污染状态。

参考文献:

- [1] 李敦海,李根保,王高鸿,等.水华蓝藻生物质对沉水植物五刺金鱼藻生长的影响[J].水生生物学报,2007,31(5):689-692. [LI Dun-hai, LI Gen-bao, WANG Gao-hong, et al. Effect of Water Bloom-forming Cyanobacterial Bio-substances on the Growth of Submerged Macrophyte *Ceratophyllum oryzetorum* Kom [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2007, 31(5): 689-692.]
- [2] 张婷,宋立荣.铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)与三种丝状蓝藻间的相互作用[J].湖泊科学,2006,18(2):150-156.

- [ZHANG Ting, SONG Li-rong. Allelopathic Effect between *Microcystis aeruginosa* and Three Filamentous Cyanobacteria[J]. Journal of Lake Sciences, 2006, 18(2): 150-156.]
- [3] 屈宁, 邓建明, 张祯, 等. 2015—2020年洪泽湖浮游植物群落结构及其环境影响因子[J]. 环境科学, 2022, 43(6): 3097-3105. [QU Ning, DENG Jian-ming, ZHANG Zhen, et al. Community Structure of Phytoplankton and Environmental Impact Factors in Lake Hongze from 2015 to 2020[J]. Environmental Science, 2022, 43(6): 3097-3105.]
- [4] 杜彩丽, 杨丽, 赵诣, 等. 淀山湖浮游动物群落时空分布特征及其与环境因子的关系[J]. 环境科学, 2019, 40(10): 4513-4522. [DU Cai-li, YANG Li, ZHAO Yi, et al. Temporal and Spatial Variation of Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Dianshan Lake, Shanghai[J]. Environmental Science, 2019, 40(10): 4513-4522.]
- [5] 吴苏舒, 华学坤, 范博文, 等. 白马湖浮游植物分布特征及其与环境因子相关性分析[J]. 江苏水利, 2019(12): 1-7, 10. [WU Su-shu, HUA Xue-kun, FAN Bo-wen, et al. Study on the Distribution Features of Phytoplankton and Its Correlation with Environmental Factors of Baima Lake[J]. Jiangsu Water Resources, 2019(12): 1-7, 10.]
- [6] 谭香, 夏小玲, 程晓莉, 等. 丹江口水库浮游植物群落时空动态及其多样性指数[J]. 环境科学, 2011, 32(10): 2875-2882. [TAN Xiang, XIA Xiao-ling, CHENG Xiao-li, et al. Temporal and Spatial Pattern of Phytoplankton Community and Its Biodiversity Indices in the Danjiangkou Reservoir[J]. Environmental Science, 2011, 32(10): 2875-2882.]
- [7] 杨慧萍. 固城湖退圩还湖工程船舶溢油水环境风险及应急对策[J]. 化学工程与装备, 2021(11): 259-260, 281. [YANG Hui-ping. Environmental Risk and Emergency Countermeasures of Oil Spill from Ships in Gucheng Lake Reclamation Project[J]. Chemical Engineering & Equipment, 2021(11): 259-260, 281.]
- [8] 谷孝鸿, 范成新, 胡本龙, 等. 固城湖生物资源现状及近20年间的变化趋势[J]. 生态与农村环境学报, 2005, 21(1): 7-11, 16. [GU Xiao-hong, FAN Cheng-xin, HU Ben-long, et al. Status Quo and the Succession of the Biological Resources in Lake Gucheng[J]. Rural Eco-Environment, 2005, 21(1): 7-11, 16.]
- [9] 唐雅萍, 张哲海, 梅卓华, 等. 南京市主要湖泊浮游植物群落结构分析[J]. 环境科技, 2008, 21(5): 14-16. [TANG Ya-ping, ZHANG Zhe-hai, MEI Zhuo-hua, et al. Community Structure of Phytoplankton in Main Lakes of Nanjing[J]. Environmental Science and Technology, 2008, 21(5): 14-16.]
- [10] 曾庆飞, 谷孝鸿, 毛志刚, 等. 固城湖及上下游河道富营养化和浮游藻类现状[J]. 中国环境科学, 2012, 32(8): 1487-1494. [ZENG Qing-fei, GU Xiao-hong, MAO Zhi-gang, et al. Assessment of Trophic Levels and Phytoplankton Variation in Guchenghu Lake and Canal Route[J]. China Environmental Science, 2012, 32(8): 1487-1494.]
- [11] 王俊莉, 刘冬燕, 古滨河, 等. 基于浮游植物群落的安徽太平湖水环境生态评价[J]. 湖泊科学, 2014, 26(6): 939-947. [WANG Jun-li, LIU Dong-yan, GU Bin-he, et al. Environmental Assessment of Lake Taiping (Anhui Province) Based on a Phytoplankton Community Analysis[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(6): 939-947.]
- [12] 高亚, 潘继征, 李勇, 等. 江苏溧湖北部区整治后浮游植物时空分布及环境因子变化规律[J]. 湖泊科学, 2015, 27(4): 649-656. [GAO Ya, PAN Ji-zheng, LI Yong, et al. Spatio-temporal Distribution of Phytoplankton and Environmental Factors in the North Part of Lake Gehu (Jiangsu) after Multi-Treatment[J]. Journal of Lake Sciences, 2015, 27(4): 649-656.]
- [13] WILHM J L. Use of Biomass Units in Shannon's Formula[J]. Ecology, 1968, 49(1): 153-156.
- [14] HUNTER P R, GASTON M A. Numerical Index of the Discriminatory Ability of Typing Systems: An Application of Simpson's Index of Diversity[J]. Journal of Clinical Microbiology, 1988, 26(11): 2465-2466.
- [15] MARGLEF R. Information Theory in Ecology[J]. International Journal of General Systems, 1958, (3): 36-71.
- [16] PIELOU E C. Species-diversity and Pattern-diversity in the Study of Ecological Succession[J]. Journal of Theoretical Biology, 1966, 10(2): 370-383.
- [17] 夏品华, 林陶. 百花湖水库后生浮游动物群落结构时空分布特征及水质评价[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2018, 36(1): 45-50, 56. [XIA Pin-hua, LIN Tao. Spatial and Temporal Distributions of the Metazooplankton Community Structure and Water Quality in Baihuahu Reservoir[J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences), 2018, 36(1): 45-50, 56.]
- [18] 熊莲, 刘冬燕, 王俊莉, 等. 安徽太平湖浮游植物群落结构[J]. 湖泊科学, 2016, 28(5): 1066-1077. [XIONG Lian, LIU Dong-yan, WANG Jun-li, et al. Phytoplankton Community Structure in Lake Taiping of Anhui Province[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(5): 1066-1077.]
- [19] 潘鸿, 唐宇宏. 威宁草海浮游植物污染指示种及水质评价[J]. 湿地科学, 2016, 14(2): 230-234. [PAN Hong, TANG Yu-hong. Pollution Indicator Species and Evaluation of Water Quality in Caohai Lake, Weining[J]. Wetland Science, 2016, 14(2): 230-234.]
- [20] 吉正元, 刘绍俊. 抚仙湖浮游植物群落结构、影响因子及水质评价[J]. 中国环境监测, 2019, 35(4): 67-77. [JI Zheng-yuan, LIU Shao-jun. Phytoplankton Community Structure, Related Influencing Factors and the Evaluation of Water Quality in the Fuxian Lake[J]. Environmental Monitoring in China, 2019, 35(4): 67-77.]
- [21] 王英华, 陈雷, 牛远, 等. 丹江口水库浮游植物时空变化特征[J]. 湖泊科学, 2016, 28(5): 1057-1065. [WANG Ying-hua, CHEN Lei, NIU Yuan, et al. Spatio-temporal Variation in Phytoplankton Community and Its Influencing Factors in Danjiangkou Reservoir[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(5): 1057-1065.]
- [22] KAFF J. 湖沼学: 内陆水生态系统[M]. 古滨河, 刘正文, 李宽意, 等译. 北京: 高等教育出版社, 2011: 367-418. [KALF J. Limnology: Inland Water Ecosystems[M]. Translated by GU Bin-he, LIU Zheng-wen, LI Kuan-yi, et al. Beijing: Higher Education Press, 2011: 367-418.]
- [23] JIANG Y J, HE W, LIU W X, et al. The Seasonal and Spatial Variations of Phytoplankton Community and Their Correlation with Envi-

- ronmental Factors in a Large Eutrophic Chinese Lake (Lake Chao-hu) [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 40: 58-67.
- [24] MUÑIZ O, RODRÍGUEZ J G, REVILLA M, *et al.* Seasonal Variations of Phytoplankton Community in Relation to Environmental Factors in an Oligotrophic Area of the European Atlantic Coast (Southeastern Bay of Biscay) [J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2018, 17: 59-72.
- [25] 谷先坤, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 固城湖及其出入湖河道水质时空分布差异与历年变化趋势分析 [J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(1): 68-75. [GU Xian-kun, GU Xiao-hong, ZENG Qing-fei, *et al.* Spatial-temporal Variation and Developing Tendency of Water Quality in Gucheng Lake and Inlets and Outlets of the Lake [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(1): 68-75.]
- [26] 王艺兵, 侯泽英, 叶碧碧, 等. 鄱阳湖浮游植物时空变化特征及影响因素分析 [J]. *环境科学学报*, 2015, 35(5): 1310-1317. [WANG Yi-bing, HOU Ze-ying, YE Bi-bi, *et al.* The Characteristics of Spatial and Temporal Variations of Phytoplankton in Poyang Lake and Their Influencing Factors [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(5): 1310-1317.]
- [27] WEYHENMEYER G A, 李康民. 暖冬: 瑞典最大湖泊的浮游藻类种群是否受到影响? [J]. *人类环境杂志*, 2001, 30(8): 565-571, 574.
- [28] 邓建明, 秦伯强. 全球变暖对淡水湖泊浮游植物影响研究进展 [J]. *湖泊科学*, 2015, 27(1): 1-10. [DENG Jian-ming, QIN Bo-qiang. A Review on Studies of Effects of Climate Change on Phytoplankton in Freshwater Systems [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(1): 1-10.]
- [29] XU H, PAERL H W, QIN B Q, *et al.* Nitrogen and Phosphorus Inputs Control Phytoplankton Growth in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55(1): 420-432.
- [30] 王华, 杨树平, 房晟忠, 等. 滇池浮游植物群落特征及与环境因子的典范对应分析 [J]. *中国环境科学*, 2016, 36(2): 544-552. [WANG Hua, YANG Shu-ping, FANG Sheng-zhong, *et al.* Canonical Correspondence Analysis of Relationship between Characteristics of Phytoplankton Community and Environmental Factors in Dianchi Lake [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(2): 544-552.]
- [31] 任杰, 周涛, 朱广伟, 等. 苏南水库硅藻群落结构特征及其控制因素 [J]. *环境科学*, 2016, 37(5): 1742-1753. [REN Jie, ZHOU Tao, ZHU Guang-wei, *et al.* Community Structure Characteristics of Diatom in Reservoirs Located in the South of Jiangsu Province, China and Its Control Factors [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(5): 1742-1753.]
- [32] 曾茹, 李亚军, 何金曼, 等. 陵水湾春秋两季浮游植物群落结构及水质调查 [J]. *热带生物学报*, 2021, 12(2): 167-175. [ZENG Ru, LI Ya-jun, HE Jin-man, *et al.* Investigation of Phytoplankton Community Structure and Seawater Quality in Lingshui Bay in Spring and Autumn [J]. *Journal of Tropical Biology*, 2021, 12(2): 167-175.]
- [33] 郭贇, 潘越, 黄晓峰, 等. 水动力方式对太湖蓝藻的抑制效果研究 [J]. *环境科技*, 2021, 34(2): 38-43. [GUO Yun, PAN Yue, HUANG Xiao-feng, *et al.* Study on Inhibition Effect of Hydrodynamic Mode on Cyanobacteria in Taihu Lake [J]. *Environmental Science and Technology*, 2021, 34(2): 38-43.]
- [34] GAO X L, SONG J M. Phytoplankton Distributions and Their Relationship with the Environment in the Changjiang Estuary, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(3): 327-335.
- [35] LONGUET-HIGGINS M S. On the Shannon-weaver Index of Diversity, in Relation to the Distribution of Species in Bird Censuses [J]. *Theoretical Population Biology*, 1971, 2(3): 271-289.
- [36] 刘珍妮, 夏霆, 孙淑文, 等. 苏北运东水网区浮游植物群落结构特征与环境因子的关系 [J]. *水生态学杂志*, 2019, 40(6): 45-53. [LIU Zhen-ni, XIA Ting, SUN Shu-wen, *et al.* Phytoplankton Community Structure and Its Relationship with Environment Factors in the Yundong River Network of Northern Jiangsu [J]. *Journal of Hydroecology*, 2019, 40(6): 45-53.]
- [37] 王为民. 2012 年夏季暴雨前后胶州湾浮游植物群落的变化 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013. [WANG Wei-min. Variation of Phytoplankton Community after the Rainstorm in Jiaozhou Bay in Summer 2012 [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2013.]
- [38] KIM H, SPIVACK A J, MENDEN-DEUER S. PH Alters the Swimming Behaviors of the Raphidophyte *Heterosigma akashiwo*: Implications for Bloom Formation in an Acidified Ocean [J]. *Harmful Algae*, 2013, 26: 1-11.

作者简介: 丰叶(1991—), 女, 江苏南京人, 工程师, 硕士, 研究方向为湖泊生态演变及河湖生态修复。E-mail: 2071403053@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0271

佟景哲,米家媛,倪长健,等.气溶胶散射吸湿增长因子对霾强度变化的响应特征[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):1051-1058.

TONG Jing-zhe, MI Jia-yuan, NI Chang-jian, et al. Characteristics of Aerosol Scattering Hygroscopic Growth Factor under Different Haze Intensities [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1051-1058.

气溶胶散射吸湿增长因子对霾强度变化的响应特征

佟景哲^{1,2}, 米家媛^{1,2}, 倪长健^{1,2}, 蒋梦姣^{1,2}, 杨寅山³, 陈云强^{4①} (1. 成都信息工程大学大气科学学院, 四川成都 610225; 2. 成都平原城市气象与环境四川省野外科学观测研究站, 四川成都 610225; 3. 成都市环境保护科学研究院, 四川成都 610072; 4. 四川省气象服务中心, 四川成都 610072)

摘要: 基于成都市 2017 年 10—12 月浊度计和黑碳仪的逐时观测数据, 结合该时段同时次的能见度 (V)、相对湿度 (H_R)、二氧化氮 (NO_2) 以及细颗粒物 ($\text{PM}_{2.5}$) 浓度监测资料, 利用光学综合法计算气溶胶散射吸湿增长因子, 分析霾强度 (轻微、轻度、中度和重度) 变化对气溶胶散射吸湿增长因子的影响。结果表明: (1) 不同霾强度下的气溶胶散射吸湿增长因子均服从对数正态分布, 该分布函数的数学期望与方差随霾强度的增加而增大。(2) 气溶胶吸湿性随霾强度的增加而增强, 对轻微、轻度、中度和重度霾而言, 强吸湿模态占比分别为 6.2%、11.4%、50.8% 和 84.5%。(3) 分别构建了轻微、轻度、中度和重度霾强度下的二次多项式散射吸湿增长模型, 对应全样本模拟值与实测值的决定系数 (R^2) 分别为 0.684、0.627、0.729 和 0.786, 即气溶胶散射吸湿增长模型对样本的选择非常敏感, 其泛化性能随霾强度的增加而增强。

关键词: 气溶胶散射吸湿增长因子; 对数正态分布; 强吸湿模态; 二次多项式; 霾强度

中图分类号: X513 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1051-08

Characteristics of Aerosol Scattering Hygroscopic Growth Factor under Different Haze Intensities. TONG Jing-zhe^{1,2}, MI Jia-yuan^{1,2}, NI Chang-jian^{1,2}, JIANG Meng-jiao^{1,2}, YANG Yin-shan³, CHEN Yun-qiang^{4①} (1. College of Atmospheric Science, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China; 2. Chengdu Plain Urban Meteorology and Environment Observation and Research Station of Sichuan Province, Chengdu 610225, China; 3. Chengdu Academy of Environmental Sciences, Chengdu 610072, China; 4. Sichuan Meteorological Service Center, Chengdu 610072, China)

Abstract: Based on the hourly observation data from nephelometer and aethalometer, as well as the simultaneous data of visibility (V), relative humidity (H_R), nitrogen dioxide (NO_2) and fine particulate matter ($\text{PM}_{2.5}$) concentrations from October to December 2017 in Chengdu, aerosol scattering hygroscopic growth factors were calculated by optical synthesis method and the influence of haze intensity (slight, mild, moderate and severe) on the aerosol scattering hygroscopic growth factor was analyzed. The results show that: (1) the aerosol scattering hygroscopic growth factors all obeyed Lognormal distribution under different haze intensities, whose mathematic expectation and variance increased with the growing haze intensity. (2) The hygroscopicity of aerosol increased with the growing haze intensity, and proportion of strong hygroscopicity mode were 6.2%, 11.4%, 50.8% and 84.5% for slight, mild, moderate and severe haze. (3) The determination coefficients (R^2) of the simulated and measured values of all the samples corresponding to scattering hygroscopic growth model of quadratic polynomial under slight, mild, moderate and severe haze intensities were 0.684, 0.627, 0.729 and 0.786, respectively. The model of aerosol scattering hygroscopic growth was very sensitive to sample selection and its generalization performance increased with the growing of haze intensity.

Key words: aerosol scattering hygroscopic growth factor; Lognormal distribution; strong hygroscopicity mode; quadratic polynomial; haze intensity

在不同水汽条件下, 单个气溶胶粒径、质量、密度、折射指数等微物理参数会发生变化, 致使气溶胶粒子群宏观上的物理、化学及光学性质不断改变^[1-2]。气溶胶吸湿性不仅危害人体健康, 也是大

收稿日期: 2022-03-30

基金项目: 四川省科技厅应用基础研发项目(2021YJ0314); 国家重点研发计划(2018YFC0214004, 2018YFC1506006)

① 通信作者 E-mail: 179417919@qq.com

气环境、天气和气候过程的重要影响因子,在整个气溶胶科学研究中处于基础地位^[3-5]。

研究发现,弱吸湿性气溶胶主要由含碳和尘埃颗粒构成,而强吸湿性气溶胶主要包含无机盐、被氧化的有机物和盐与有机物的内部混合物^[6-9]。气溶胶散射吸湿增长因子不仅表征气溶胶吸湿的光学效应,也是计算气溶胶辐射强迫的重要参数^[10-11]。LIU 等^[12]利用 2006 年实验观测数据,得到广州地区城市型、海洋型和城市海洋混合型气溶胶的散射吸湿增长因子分别为 2.04 ± 0.28 、 2.68 ± 0.59 和 2.29 ± 0.28 。KIM 等^[13]对韩国高山郡的气溶胶吸湿增长特性进行研究,得到沙尘型和生物质燃烧型气溶胶散射吸湿增长因子分别为 2.00 ± 0.27 和 1.60 ± 0.20 。程雅芳^[14]基于外场实验观测值,发现随着相对湿度从 30% 增长到 80%~90%,散射系数可以增强 1.54~2.31 倍。另外,毛前军等^[15]观测不同粒径无机盐和碳质气溶胶粒子的吸湿增长发现,气溶胶粒径越小,其散射吸湿增长作用越明显。进一步研究指出,黑碳气溶胶通过吸附大量吸湿性物质(硫酸盐、硝酸盐和铵盐等),使黑碳气溶胶混合态、粒径以及化学组成显著变化,进而可能造成气溶胶吸湿光学效应的显著改变^[16-17]。张城语等^[18]基于相对湿度和黑碳质量浓度构建了成都地区气溶胶散射吸湿增长因子的双变量模型,显著提升了气溶胶散射吸湿增长因子的模拟精度。因此,气溶胶散射吸湿性增长因子的变化与气溶胶粒径分布、化学组成以及结构形态密切相关。

霾是发生在大气近地层中以能见度降低为代表的灾害性天气^[19]。研究表明,我国大气污染具有高度复合污染特征^[20-23],是一种新型的“霾化学”烟雾污染,二次气溶胶已成为大气气溶胶的主要部分,在重霾污染期间的占比可高达 80% 左右。邱坚等^[24]研究发现,霾污染期间水溶性组分 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 的质量浓度显著增加,是非霾期间的 2 倍。吴丹等^[25]指出随霾污染的加重,0.4~2.1 μm 粒径段颗粒物浓度迅速增加,细粒子占比增高。此外,相对湿度的增加可促进非均相化学反应发生,加速气态污染物向颗粒物转化,显著提升硫酸化率和氮氧化率,从而影响二次气溶胶浓度的生成^[26-27]。由此可见,在霾的生消演化过程中气溶胶的理化性质也发生显著的改变,这必然会影响到气溶胶吸湿的光学效应,其中的响应特征并不清晰。

成都地区近年来社会经济发展迅猛,大气污染物排放量居高不下,受制于静稳和高湿的气象条件,该区域一直是四川盆地秋冬季污染最严重的区

域之一^[28]。利用成都市 2017 年 10—12 月浊度计、黑碳仪、环境颗粒物监测仪的逐时观测数据和该时段同时次大气能见度(V)、相对湿度(H_R)、二氧化氮(NO_2)监测资料,通过光学综合法计算了气溶胶散射吸湿增长因子,系统探究了该因子对霾强度变化的响应关系,据此深化对霾污染演化机理与气溶胶吸湿光学效应复杂性的认知。

1 资料与方法

1.1 观测位置

观测点位于成都市环境保护科学研究院综合大楼楼顶(30°39' N, 104°02' E),距离地面高度 21 m,四周 2 km 内无高大建筑物,视野开阔。另外,观测点周围为集中居住区,5 km 范围内无明显工业大气污染源。

1.2 数据获取和相关仪器

浊度计和黑碳仪的逐时观测资料以及该时段同时次的环境气象监测数据(大气能见度、相对湿度、 NO_2 和 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度)相关仪器介绍如下:

(1)浊度计(AURORA-3000 型, Ecotech 公司, 澳大利亚)的观测波长为 525 nm, 采样频率为 $5 \text{ min} \cdot \text{次}^{-1}$, TSP 切割头, 检测范围 $>0.25 \text{ mm}^{-1}$, 每 24 h 进行零点检查, 24 h 零点漂移 $< \pm 1\%$, 每周用 R134a 气体进行跨度标定, 通过内部温湿度传感器来控制浊度计内部加热系统, 使得仪器内部腔室中气溶胶相对湿度控制在 40% 以下, 将其作为气溶胶的干燥状态。

(2)黑碳检测仪(AE-31 型, Magee Scientific 公司, 美国)获取等效黑碳质量浓度, 有 7 个测量通道, 波长分别为 370、470、520、590、660、880 和 950 nm, 数据采集频率为 $5 \text{ min} \cdot \text{次}^{-1}$ 。黑碳检测仪采用 TSP 切割头, 采样头与仪器连接中间增设硅胶管以减少水分对黑碳测量的影响。等效黑碳质量浓度统一用 C_{bc} 表示。

(3)大气能见度由能见度仪(SWS-200, Biral 公司, 英国)进行监测, 相对湿度由一体式气象站(WS600, LUFFT 公司, 德国)进行监测, NO_2 质量浓度由化学发光 NO 、 NO_2 - NO_x 分析仪(Thermo42i, 美国)监测, 大气中细颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度由环境颗粒物监测仪(GRIMM180, GRIMM 公司, 德国)实时测量, 数据频率为 $5 \text{ min} \cdot \text{次}^{-1}$ 。

1.3 数据质量控制和筛选

首先, 将上述监测数据统一处理成小时均值数据; 其次, 剔除了出现降水、沙尘以及大风现象所在日的全部数据、仪器烘干后相对湿度仍大于 40% 的

异常数据、超出界限值数据、连续无变化数据以及缺测数据;最后,根据 QX/T 113—2010《霾的观测和预报等级》^[29],在小时能见度数值低于 10 km 且环境相对湿度低于 80% 时判断为霾;当环境相对湿度在 80%~95% 之间且 PM_{2.5} 质量浓度高于 75 μg·m⁻³ 也判断为霾,能见度 < 2 km 时定义为重度霾,能见度在 2~3 km 时定义为中度霾,能见度在 3~5 km 时定义为轻度霾,能见度在 5~10 km 时定义为轻微霾,据此筛选获得匹配样本 633 个。

1.4 气溶胶散射吸湿增长因子的计算

1.4.1 光学综合法

大气消光系数代表光线在大气中传播单位距离时的相对衰减率,当对比感阈值(κ)为 0.05 时,在 550 nm 波长处的环境大气消光系数与大气能见度的关系^[30]为

$$b_{\text{ext}} = \frac{1}{V} \times \ln \frac{1}{\kappa} \quad (1)$$

式(1)中, b_{ext} 为 550 nm 波长处的环境大气消光系数,km⁻¹; V 为大气能见度,km。

环境条件下 550 nm 波长处的大气消光系数的计算公式^[31]为

$$b_{\text{ext}} = b_{\text{sp}} + b_{\text{ap}} + b_{\text{sg}} + b_{\text{ag}} \quad (2)$$

式(2)中, b_{sp} 和 b_{ap} 分别为环境条件下 550 nm 波长处的气溶胶散射系数和吸收系数; b_{sg} 和 b_{ag} 分别为环境条件下 550 nm 波长处大气的散射系数和吸收系数。

采用 AURORA-3000 型浊度计观测 525 nm 波长处干燥条件下的气溶胶散射系数^[32]。

$$b_{\text{sp}} = b_{\text{sp},525} \left(\frac{550}{525} \right)^{-\alpha} \quad (3)$$

式(3)中, b_{sp} 为由 $b_{\text{sp},525}$ 订正得到的 550 nm 波长处干燥条件下气溶胶散射系数,mm⁻¹; α 为成都市 Angstrom 波长指数,取值 1.36。

先用 AE-31 型黑碳检测仪观测得到未经订正的 880 nm 波长处等效黑碳质量浓度,然后利用黑碳质量浓度反演 532 和 550 nm 波长处的吸收系数^[33]。

$$b_{\text{ap},532} = 8.28C_{\text{BC}} + 2.23, \quad (4)$$

$$b_{\text{ap}} = b_{\text{ap},532} \left(\frac{550}{532} \right)^{-1} \quad (5)$$

式(4)~(5)中, $b_{\text{ap},532}$ 为利用黑碳质量浓度反演 532 nm 波长处的吸收系数,mm⁻¹; C_{BC} 为等效黑碳质量浓度,μg·m⁻³; b_{ap} 为 550 nm 波长处的吸收系数,mm⁻¹。参照 PENNDRF^[34] 的研究成果,对应 550 nm 波长处的 b_{sg} 一般取值为 13 mm⁻¹。参照 SLOANE 等^[35] 的计算方法,对应 550 nm 波长处 b_{ag} 的计算仅

考虑 NO₂ 的吸收。

$$b_{\text{ag}} = 0.33C_{\text{NO}_2} \quad (6)$$

式(6)中, C_{NO_2} 为 NO₂ 质量浓度,10⁻⁹g·m⁻³。

利用光学综合法计算气溶胶散射吸湿增长因子(f):

$$f = \frac{b_{\text{ext}} - b_{\text{ap}} - b_{\text{ag}} - b_{\text{sg}}}{b_{\text{sp}}} \quad (7)$$

1.4.2 Sigmoid 函数参数化方案

利用成都地区气溶胶粒径吸湿增长与散射吸湿增长的关系,构建以气溶胶粒径吸湿增长因子 f_c 为自变量的 sigmoid 函数参数化方案,计算气溶胶散射吸湿增长因子 f ^[36]。

$$f = \frac{17.34}{1 + \exp[-2.43 \times (f_c - 2.15)]} \quad (8)$$

1.4.3 气溶胶散射吸湿增长模型

根据尹单丹等^[37]对幂函数、幂指数以及二次多项式 3 种气溶胶散射吸湿增长模型比对结果,二次多项式形式的散射吸湿增长模型可以最佳表征成都地区气溶胶散射吸湿增长因子随相对湿度的变化特征。

$$f(H_R) = a + b \times \left(1 - \frac{H_R}{100} \right)^{-1} + c \times \left(1 - \frac{H_R}{100} \right)^{-2} \quad (9)$$

式(9)中 a, b, c 为经验参数。

1.5 对数正态分布函数

对数正态分布在地质、水文、生物、材料、经济等研究领域已得到广泛的应用,其概率密度函数^[38]为

$$f(x) = \frac{\beta^\alpha}{\sqrt{2\pi}\sigma(x-a)} \times \exp \left\{ -\frac{1}{2\sigma^2} \times [\ln(x-a) - \mu]^2 \right\} \quad (10)$$

式(10)中, μ 为位置参数; σ 为形状参数; a 为保证值参数。对应的数学期望(E_x)、方差(D_x)的计算如式(11)~(12)所示,数学期望(E_x)与方差(D_x)决定了样本分布的均值与离散程度。

$$E_x = a + \exp \left(\mu + \frac{\sigma^2}{2} \right), \quad (11)$$

$$D_x = \exp(2\mu + \sigma^2) \times (\exp \sigma^2 - 1) \quad (12)$$

2 结果与讨论

2.1 气溶胶散射吸湿增长因子分布对霾强度变化的响应

图 1 给出了成都地区不同霾强度(轻微、轻度、中度和重度)条件下气溶胶散射吸湿增长因子的频

率直方图。由图 1 可见,不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子均为右偏态分布,即相对正态分布曲线而言右侧偏长,左侧偏短;轻微、轻度、中度和重度霾下气溶胶散射吸湿增长因子的偏度分别

为 2.391、0.555、0.454 和 0.336,即气溶胶散射吸湿增长因子的右偏态程度随霾强度的增加而减小,说明气溶胶散射吸湿增长因子的散布范围随霾强度的增加而增大,样本的代表性也随之增强。

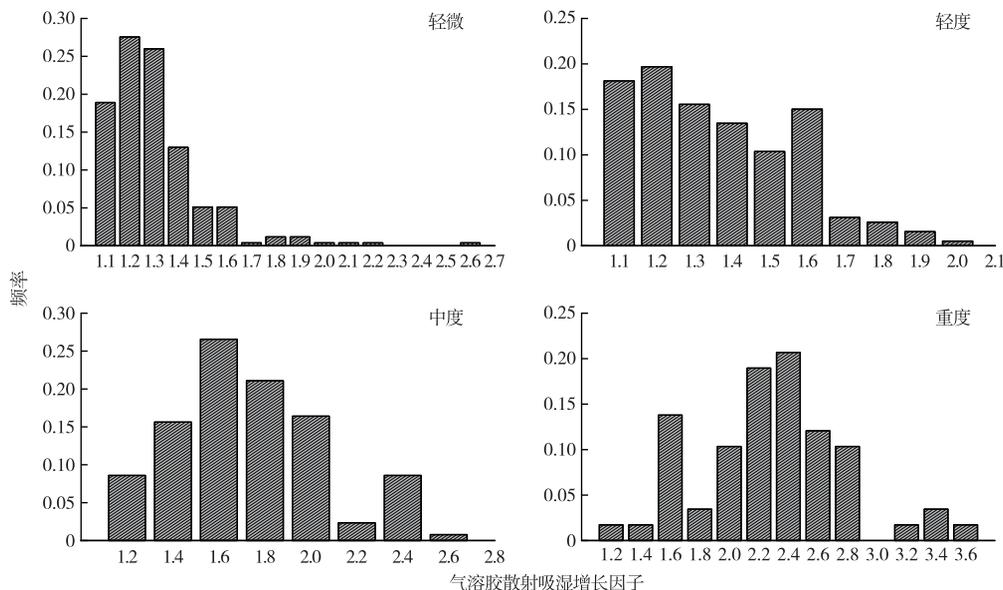


图 1 4 种霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子的频率

Fig. 1 The frequency histogram of aerosol scattering hygroscopic growth factor under four haze intensities

基于不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子的右偏态分布特征,选取对数正态分布函数作为母体函数,据此对不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子进行拟合分析。采用极大似然法进行参数估计,并借助 Kolmogorov-Smirnov 检验 (KS

检验)、相关系数(r)以及均方根误差 (RMSE) 验证对数正态分布函数的适用性。KS 检验、 r 以及 RMSE 的计算参见文献[39]。

不同霾强度条件下对数正态分布函数的拟合结果见表 1。

表 1 4 种霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子对数正态分布的拟合结果

Table 1 The fitting results of Lognormal distribution of aerosol scattering hygroscopic growth factor under four haze intensities

霾强度	参数	估计值	P	r	RMSE	E_x	D_x
轻微	μ	-1.347	0.752	0.998	0.015	1.412	0.040
	σ	0.591					
	a	0.942					
轻度	μ	-0.772	0.690	0.994	0.044	1.514	0.052
	σ	0.429					
	a	0.804					
中度	μ	0.317	0.829	0.999	0.022	1.961	0.112
	σ	0.234					
	a	0.226					
重度	μ	1.534	0.796	0.997	0.029	2.660	0.246
	σ	0.106					
	a	-2.495					

μ 为位置参数, σ 为形状参数, a 为保证值参数。RMSE 为均方根误差, E_x 为数学期望, D_x 为方差。

由表 1 可知,不同霾强度条件下的气溶胶散射吸湿增长因子均服从对数正态分布,通过了显著性

水平 $\alpha=0.05$ 的 KS 检验 ($P>0.05$); 轻微、轻度、中度和重度霾强度条件下样本累积频率值与对数正态分布累积频率值的相关系数分别为 0.998、0.994、0.999 和 0.997, 对应均方根误差分别为 0.015、0.044、0.022 和 0.029。由此可见, 对数正态分布函数可以很好地表征不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子的概率分布特征。进一步计算发现, 轻微、轻度、中度和重度霾强度条件下对数正态分布函数的数学期望分别为 1.412、1.514、1.961 和 2.660, 数学期望随霾强度的增加而增大; 在霾强度由中度上升至重度时增幅尤为明显, 增幅为 36%; 另外, 轻微、轻度、中度和重度霾强度条件下对数正态分布函数的方差分别为 0.040、0.052、0.112 和 0.246, 方差随霾强度的增加而增大; 与数学期望类似, 在霾强度由中度上升至重度时增幅尤为明显, 增幅为 119%。研究表明, 霾强度的加重通常与高湿背景 (RH 值 $>80\%$) 有很好的对应关系, 并且随霾强度增加, 硫酸、硫酸铵以及硝酸铵这类二次水溶性无机粒子增多, 小粒径粒子占比升高, 由此导致气溶胶吸湿能力增强, 表现为数学期望随霾强度的增加而增大^[15,26]; 另外, 在静稳气象条件下, 霾的演化与气溶胶多种理化过程有关, 具有复杂性与不确定性等特点^[19], 这是方差随霾强度增加而增大的原因。

由于环境气溶胶的化学组成与混合状态比较复杂, 根据粒子吸湿性的不同, 将其划分为不同吸湿模态, 以反映气溶胶吸湿性能的强弱^[42]。为了进一步分析气溶胶散射吸湿增长因子对数正态分布参数变化的影响, 基于文献[40]的研究成果, 按吸湿性的差异将气溶胶分为 3 种模态, 即几乎不吸湿模态、弱吸湿模态和强吸湿模态, 并根据可溶性体积比 (ε) 与气溶胶粒径吸湿增长因子 (f_G) 给出了不同气溶胶吸湿模态的判定标准 (表 2)。利用成都地区气溶胶粒径吸湿增长与散射吸湿增长的关系, 得到气溶胶散射吸湿增长因子 f 在 3 种模态中的分布区间, f 在 1.00~1.17 时为几乎不吸湿模态, $>1.17\sim 1.57$ 时为弱吸湿模态, >1.57 时为强吸湿模态。基于气溶胶散射吸湿增长因子的对数正态分布函数, 分别计算了不同霾强度条件下 3 种模态的出现概率, 结果如图 2 所示。随霾强度的增加, 几乎不吸湿模态和弱吸湿模态的占比总体出现降低趋势; 在轻微和轻度霾强度下, 强吸湿模态占比分别为 6.2% 和 11.4%, 当霾强度上升至中度和重度时, 强吸湿模态占比快速增长至 50.8% 和 84.5%。

表 2 3 种气溶胶吸湿模态的判定标准

Table 2 Criteria for determining three aerosol hygroscopicity modes

指标	几乎不吸湿模态	弱吸湿模态	强吸湿模态
ε	<0.07	0.07~0.24	>0.24
f_G	1.00~1.07	1.07~1.20	>1.20
f	1.00~1.17	1.17~1.57	>1.57

ε 为可溶性体积比, f_G 为气溶胶粒径吸湿增长因子, f 为气溶胶散射吸湿增长因子。

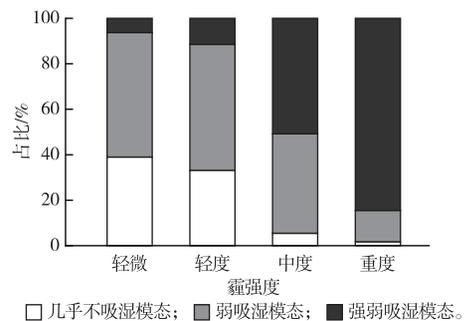


图 2 4 种霾强度条件下各吸湿模态的占比

Fig. 2 The proportion of each hygroscopicity mode under four haze intensities

综上所述可见, 成都地区气溶胶强吸湿模态占比随霾强度的增加而增大, 这与气溶胶散射吸湿增长因子对数正态分布的数学期望随霾强度增加而增大是一致的, 表明在霾的演化过程中气溶胶吸湿性与霾强度变化之间存在正反馈。

2.2 不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿性增长因子模型的适用性

由 2.1 节的分析可知, 气溶胶散射吸湿增长因子的分布对霾强度的变化呈现出显著的响应特征, 由此导致不同霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长模型的差异。利用二次多项式散射吸湿增长模型对不同霾强度条件下的气溶胶散射吸湿增长因子进行拟合, 相应参数和拟合结果如表 3 和图 3 所示。由图 3 可见, 轻微、轻度、中度和重度霾强度下二次多项式散射吸湿增长模型的决定系数 (R^2) 分别为 0.324、0.465、0.702 和 0.828, 残差平方和 (RSS) 分别为 7.089、4.544、4.157 和 2.478。这一分析结果表明, 随霾强度的增加, 对应气溶胶散射吸湿增长模型的拟合优度随之提升。由此可见, 成都地区气溶胶散射吸湿增长模型对不同霾强度条件下建模样本的选择非常敏感, 这无疑是模型不确定性的重要来源。

表3 4种霾强度条件下二次多项式散射吸湿增长模型的拟合参数

Table 3 Fitting parameters of scattering hygroscopic growth model of quadratic polynomial under four haze intensities

霾强度	二次多项式散射吸湿增长模型拟合参数		
	a	b	c
轻微	1.083	-0.031	0.025
轻度	0.670	0.225	-0.011
中度	0.526	0.279	-0.011
重度	0.748	0.190	-0.003

将对应的二次多项式散射吸湿增长模型对全样本进行模拟。将轻微、轻度、中度和重度霾强度下的二次多项式散射吸湿增长模型分别称之为模型1、模型2、模型3和模型4,拟合效果如图4所示。实测值与模型1、模型2、模型3和模型4模拟值的决定系数(R^2)分别为0.684、0.627、0.729、0.786,残差平方和(RSS)分别为30.134、35.619、25.865、20.408,即模型的泛化性能也随霾强度的增加而增强。

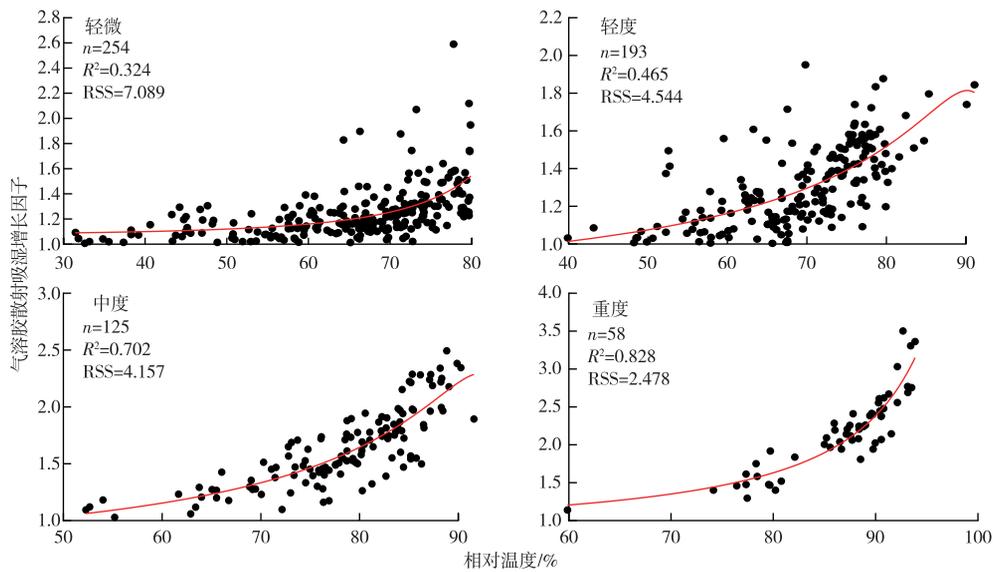


图3 4种霾强度条件下二次多项式散射吸湿增长模型的拟合结果

Fig. 3 The fitting results of scattering hygroscopic growth model of quadratic polynomial under four haze intensities

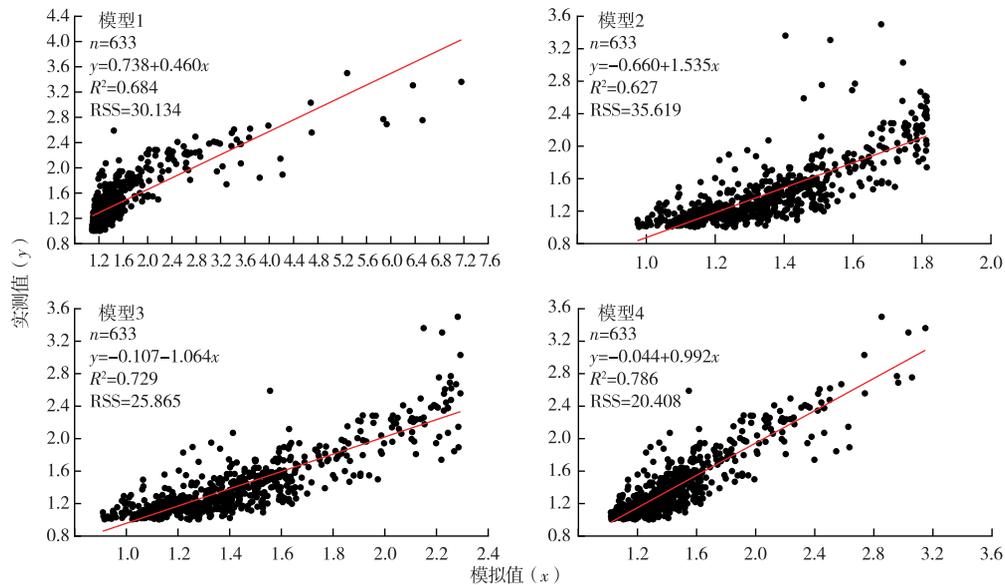


图4 全样本的拟合结果

Fig. 4 Fitting results of the all sample

综上所述,由于气溶胶散射吸湿增长因子对数正态分布的数学期望和方差随霾强度的增加而增大,故在中度和重度霾强度条件下气溶胶散射吸湿增长因子的代表性更强,能更好地表征气溶胶吸湿增长特性,这也是对应的二次多项式散射吸湿增长模型模拟和泛化性能更优的主要原因。从另一层面而言,中度和重度霾强度下气溶胶散射吸湿增长因子的占比不仅是衡量样本代表性的重要标准,也是决定研究区气溶胶散射吸湿增长模型适用性的关键因素。

3 结论

(1) 轻微、轻度、中度和重度霾强度下的气溶胶散射吸湿增长因子均服从对数正态分布,其数学期望与方差随霾强度的增加而增大。

(2) 对轻微、轻度、中度和重度霾而言,强吸湿模态占比分别为 6.2%、11.4%、50.8% 和 84.5%,气溶胶吸湿性随霾强度的增加而增强,表明在成都地区霾的演化过程中气溶胶吸湿性与霾强度变化之间存在正反馈。

(3) 在轻微和轻度霾强度下构建的气溶胶散射吸湿增长二次多项式散射吸湿增长模型对应全样本模拟值和实测值的决定系数(R^2)分别为 0.684 和 0.627,当霾强度上升至中度和重度时决定系数快速增长至 0.729 和 0.786,即成都地区气溶胶散射吸湿增长模型对建模样本的选择非常敏感,其泛化性能随霾强度的增加而增强。

参考文献:

- [1] ZHANG Q N, ZHAO L J, CHEN S H, *et al.* Hygroscopic Property of Inorganic Salts in Atmospheric Aerosols Measured with Physisorption Analyzer [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, 247: 118171.
- [2] HE Q S, ZHOU G Q, GENG F H, *et al.* Spatial Distribution of Aerosol Hygroscopicity and Its Effect on $PM_{2.5}$ Retrieval in East China [J]. *Atmospheric Research*, 2016, 170: 161–167.
- [3] ALBRECHT B A. Aerosols, Cloud Microphysics, and Fractional Cloudiness [J]. *Science*, 1989, 245(4923): 1227–1230.
- [4] STEINFELD J I. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change [J]. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 1998, 40(7): 26.
- [5] CHARLSON R J, SCHWARTZ S E, HALES J M, *et al.* Climate Forcing by Anthropogenic Aerosols [J]. *Science*, 1992, 255(5043): 423–430.
- [6] WEINGARTNER E, GYSEL M, BALTENSBERGER U. Hygroscopicity of Aerosol Particles at Low Temperatures: 1. New Low-Temperature H-TDMA Instrument: Setup and First Applications [J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(1): 55–62.
- [7] SWIETLICKI E, ZHOU J C, BERG O H, *et al.* A Closure Study of Sub-micrometer Aerosol Particle Hygroscopic Behaviour [J]. *Atmospheric Research*, 1999, 50(3/4): 205–240.
- [8] ZHANG X Q, MCMURRAY P H, HERING S V, *et al.* Mixing Characteristics and Water Content of Submicron Aerosols Measured in Los Angeles and at the Grand Canyon [J]. *Atmospheric Environment Part A General Topics*, 1993, 27(10): 1593–1607.
- [9] SAXENA P, HILDEMANN L M, MCMURRY P H, *et al.* Organics Alter Hygroscopic Behavior of Atmospheric Particles [J]. *Journal of Geophysical Research*, 1995, 100(D9): 18755.
- [10] PAN X L, YAN P, TANG J, *et al.* Observational Study of Influence of Aerosol Hygroscopic Growth on Scattering Coefficient over Rural Area near Beijing Mega-city [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2009, 9: 7519–7530.
- [11] YANG J, LI Z H, HUANG S H. Influence of Relative Humidity on Shortwave Radiative Properties of Atmospheric Aerosol Particles [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences*, 1999, 23(2): 239–247.
- [12] LIU X G, ZHANG Y H. Research on the Measurement of Aerosol Hygroscopic Growth Factor in Guangzhou City [J]. *China Environmental Science*, 2009, 29: 1128–1133.
- [13] KIM J, YOON S C, JEFFERSON A, *et al.* Aerosol Hygroscopic Properties during Asian Dust, Pollution, and Biomass Burning Episodes at Gosan, Korea in April 2001 [J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(8): 1550–1560.
- [14] 程雅芳. 珠江三角洲新垦地区气溶胶的辐射特性: 基于观测的模型研究 [D]. 北京: 北京大学, 2007. [CHENG Ya-fang. Radiation Characteristics of Aerosols in Newly Reclaimed Areas of Pearl River Delta: A Model Study Based on Observation [D]. Beijing: Peking University, 2007.]
- [15] 毛前军, 王莉. 典型雾霾粒子及团簇的散射吸湿增长特性 [J]. *光学学报*, 2020, 40(24): 184–192. [MAO Qian-jun, WANG Li. Scattering Hygroscopic Growth Characteristics of Typical Haze Particles and Clusters [J]. *Acta Optica Sinica*, 2020, 40(24): 184–192.]
- [16] 谭天怡, 郭松, 吴志军, 等. 老化过程对大气黑碳颗粒物性质及其气候效应的影响 [J]. *科学通报*, 2020, 65(36): 4235–4250. [TAN Tian-yi, GUO Song, WU Zhi-jun, *et al.* Impact of Aging Process on Atmospheric Black Carbon Aerosol Properties and Climate Effects [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2020, 65(36): 4235–4250.]
- [17] KHALIZOV A F, XUE H X, WANG L, *et al.* Enhanced Light Absorption and Scattering by Carbon Soot Aerosol Internally Mixed with Sulfuric Acid [J]. *The Journal of Physical Chemistry A*, 2009, 113(6): 1066–1074.
- [18] 张城语, 倪长健, 佟景哲, 等. 成都地区气溶胶散射吸湿增长因子双变量模型 [J]. *中国环境科学*, 2021, 41(12): 5467–5475. [ZHANG C Y, NI C J, TONG J Z, *et al.* Bivariate Model of Aerosol Scattering Hygroscopic Growth Factor in Chengdu [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(12): 5467–5475.]
- [19] 张人禾, 李强, 张若楠. 2013 年 1 月中国东部持续性强雾霾天气产生的气象条件分析 [J]. *中国科学: 地球科学*, 2014, 44(1): 27–36. [ZHANG Ren-he, LI Qiang, ZHANG Ruo-nan.

- Analysis of Meteorological Conditions Caused by Persistent Heavy Smog in Eastern China in January 2013[J]. *Scientia Sinica (Terrestrial)*, 2014, 44(1): 27–36.]
- [20] YANG F, TAN J, ZHAO Q, *et al.* Characteristics of PM_{2.5} Speciation in Representative Megacities and across China[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(11): 5207–5219.
- [21] 楚碧武, 马庆鑫, 段凤魁, 等. 大气“霾化学”: 概念提出和研究展望[J]. *化学进展*, 2020, 32(1): 1–4. [CHU Bi-wu, MA Qing-xin, DUAN Feng-kui, *et al.* Atmospheric “Haze Chemistry”: Concept and Research Prospects[J]. *Progress in Chemistry*, 2020, 32(1): 1–4.]
- [22] 张小曳, 孙俊英, 王亚强, 等. 我国雾-霾成因及其治理的思考[J]. *科学通报*, 2013, 58(13): 1178–1187. [ZHANG Xiao-ye, SUN Jun-ying, WANG Ya-qiang, *et al.* Factors Contributing to Haze and Fog in China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(13): 1178–1187.]
- [23] ZHANG X Y, WANG Y Q, LIN W L, *et al.* Changes of Atmospheric Composition and Optical Properties Over Beijing 2008 Olympic Monitoring Campaign[J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2009, 90(11): 1633–1652.
- [24] 邱坚, 田苗苗, 王晨波, 等. 冬季南京城区气溶胶化学组分和吸湿性观测[J]. *中国环境监测*, 2021, 37(3): 93–102. [QIU Jian, TIAN Miao-miao, WANG Chen-bo, *et al.* Observation on the Chemical Composition and Hygroscopicity of Aerosols in Nanjing Urban Area in Winter[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2021, 37(3): 93–102.]
- [25] 吴丹, 曹双, 汤莉莉, 等. 南京北郊大气颗粒物的粒径分布及其影响因素分析[J]. *环境科学*, 2016, 37(9): 3268–3279. [WU Dan, CAO Shuang, TANG Li-li, *et al.* Variation of Size Distribution and the Influencing Factors of Aerosol in Northern Suburbs of Nanjing[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(9): 3268–3279.]
- [26] QUAN J N, LIU Q, LI X, *et al.* Effect of Heterogeneous Aqueous Reactions on the Secondary Formation of Inorganic Aerosols during Haze Events[J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 122: 306–312.
- [27] 刘凡, 谭钦文, 江霞, 等. 成都市冬季相对湿度对颗粒物浓度和大气能见度的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(4): 1466–1472. [LIU Fan, TAN Qin-wen, JIANG Xia, *et al.* Effect of Relative Humidity on Particulate Matter Concentration and Visibility during Winter in Chengdu[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(4): 1466–1472.]
- [28] LIAO T T, GUI K, JIANG W T, *et al.* Air Stagnation and Its Impact on Air Quality during Winter in Sichuan and Chongqing, Southwestern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 635: 576–585.
- [29] QX/T 113—2010, 霾的观测和预报等级[S].
- [30] KOSCHMIEDER H. Theorie der Horizontalen Sichtweite[J]. *Beitrag zur Physik der Freien Atmosphäre*, 1924, 12: 33–53.
- [31] 杨寅山, 倪长健, 邓也, 等. 成都市冬季大气消光系数及其组成的特征研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(5): 1425–1432. [YANG Yin-shan, NI Chang-jian, DENG Ye, *et al.* Characteristics of Atmospheric Extinction Coefficient and Its Components in Winter in Chengdu[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(5): 1425–1432.]
- [32] 李梅芳, 叶芝祥. 基于太阳光度计的成都双流地区夏季气溶胶光学特性研究[J]. *成都信息工程学院学报*, 2014, 29(2): 213–216. [LI Mei-fang, YE Zhi-xiang. The Studies of Aerosol Optical Properties of Chengdu Shuangliu in Summer Based on the Sun Photometer[J]. *Journal of Chengdu University of Information Technology*, 2014, 29(2): 213–216.]
- [33] BERGSTROM R W, RUSSELL P B, HIGNETT P. Wavelength Dependence of the Absorption of Black Carbon Particles: Predictions and Results from the TARFOX Experiment and Implications for the Aerosol Single Scattering Albedo[J]. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 2002, 59(3): 567–577.
- [34] PENNDORF R. Tables of the Refractive Index for Standard Air and the Rayleigh Scattering Coefficient for the Spectral Region between 0.2 and 20.0 μ and Their Application to Atmospheric Optics[J]. *JOSA*, 1957, 47(2): 176–182.
- [35] SLOANE C S, WOLFF G T. Prediction of Ambient Light Scattering Using a Physical Model Responsive to Relative Humidity: Validation with Measurements from Detroit[J]. *Atmospheric Environment*, 1985, 19(4): 669–680.
- [36] 张智察, 倪长健, 张城语, 等. 气溶胶粒径吸湿增长与散射吸湿增长的关系[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(12): 5198–5204. [ZHANG Zhi-cha, NI Chang-jian, ZHANG Cheng-yu, *et al.* Relationship between Particle Size Hygroscopic Growth and Scattering Hygroscopic Growth[J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(12): 5198–5204.]
- [37] 尹单丹, 倪长健, 邓也, 等. 成都秋冬季气溶胶散射吸湿增长模型研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(4): 542–548. [YIN Dan-dan, NI Chang-jian, DENG Ye, *et al.* The Model of Aerosol Scattering Hygroscopic Growth during Autumn and Winter in Chengdu[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(4): 542–548.]
- [38] 臧红霞, 郑华山, 陈长茵. 三参数对数正态分布最大熵参数估计方法探讨[J]. *水利科技与经济*, 2014, 20(5): 1–4. [ZANG Hong-xia, ZHENG Hua-shan, CHEN Chang-yin. Maximum Entropy Estimation Methods For LN3 Distribution Considering[J]. *Water Conservancy Science and Technology and Economy*, 2014, 20(5): 1–4.]
- [39] JI Z H, LIU X Q. Comparative Analysis of PM_{2.5} Pollution Risk in China Using Three-Dimensional Archimedean Copula Method[J]. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 2019, 10(1): 2368–2386.
- [40] 李琦, 银燕, 顾雪松, 等. 南京夏季气溶胶吸湿增长因子和云凝结核的观测研究[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(2): 337–346. [LI Qi, YIN Yan, GU Xue-song, *et al.* An Observational Study of Aerosol Hygroscopic Growth Factor and Cloud Condensation Nuclei in Nanjing in Summer[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(2): 337–346.]

作者简介: 佟景哲(1998—), 男, 满族, 吉林通化人, 研究方向为大气物理学与大气环境。E-mail: tongjz1998@163.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0736

陆素芬,张高荣,伍丽娟,等.功能化共价有机框架材料对水体中汞离子的吸附性能研究[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):1059-1066.

LU Su-fen, ZHANG Gao-rong, WU Li-juan, et al. Adsorption Properties of Functional Covalent Organic Framework Materials for Mercury Ions in Water[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1059-1066.

功能化共价有机框架材料对水体中汞离子的吸附性能研究

陆素芬^{1,2}, 张高荣¹, 伍丽娟¹, 杨美凤¹, 陆俊宇^{1①} (1. 河池学院化学与生物工程学院, 广西 宜州 546300; 2. 河池学院广西现代蚕桑丝绸协同创新中心, 广西 宜州 546300)

摘要: 引入氨基和巯基等官能团对共价有机框架材料(COFs)表面进行设计,制备功能化COFs材料并应用于水体中的汞离子吸附,采用傅里叶红外光谱仪(FT-IR)、X射线粉末衍射仪(XRD)和扫描电子显微镜(SEM)等仪器对材料表面结构进行表征;使用原子荧光光度计测定吸附后水体中汞离子浓度,并采用吸附等温线和动力学模型对试验数据进行拟合,探究该材料在不同条件下的吸附性能。实验结果表明:在初始浓度为 $600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,吸附量达到最大值 $587.6\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$;在吸附时间为 1 min 时可到达平衡状态;在pH值为 $1\sim 10$ 时,吸附率在95%以上;在多种重金属离子共存的水体中,COFs材料对水体中汞离子的吸附率可达到66%。吸附过程遵循准二级动力学模型和Langmuir吸附等温线,主要表现为容易进行的化学吸附。因此,COFs材料在吸附和分离水环境中的多种金属离子方面具有良好的发展潜力。

关键词: 共价有机框架材料;汞离子;水环境;吸附性能

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1059-08

Adsorption Properties of Functional Covalent Organic Framework Materials for Mercury Ions in Water. LU Su-fen^{1,2}, ZHANG Gao-rong¹, WU Li-juan¹, YANG Mei-feng¹, LU Jun-yu^{1①} (1. College of Chemistry and Biology Engineering, Hechi University, Yizhou 546300, China; 2. Guangxi Collaborative Innovation Center of Modern Sericulture and Silk, Hechi University, Yizhou 546300, China)

Abstract: In this study, amino and mercapto functional groups were introduced to design the surface of covalent organic framework materials (COFs), and COFs were prepared and applied to adsorb mercury ions in water. It was characterized by X-ray diffraction, Fourier transform infrared spectroscopy and scanning electron microscope, respectively. The concentration of mercury ions in aqueous solution after adsorption with COFs was measured by atomic fluorescence spectrometer, the experimental data were fitted by adsorption isotherm and kinetic model to explore the adsorption performance of the material under different conditions. According to the data, when the mercury ion concentration was $600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the adsorption amount reached the maximum of $587.6\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. The adsorption rate remains above 95% in the range of pH 1-10. The reaction can reach the adsorption equilibrium state within 1 min. In the solution with multiple ions coexisting, the adsorption rate of mercury ions can still reach to 66%. The study of adsorption process proved that the adsorption fit the pseudo-second-order kinetic model and Langmuir adsorption isotherm. It is a kind of easy reaction chemical adsorption. Therefore, COFs materials have good development potential in the field of adsorption and separation of heavy metal ions from water environment.

Key words: covalent organic framework materials; mercury ions; water environment; adsorption properties

在电镀、电池制造、氯碱和制药等的生产过程中会产生大量含汞离子的废水,该废水可以间接或直接方式进入水环境中,使得水体中汞离子污染日趋严重^[1-2]。由于汞离子具有生物降解性较差、迁移性强、代谢缓慢且易在生物体内富集的特性,极易通过食物链进入人体或其他生物体,危害其生命安全^[3-4]。当生物长期生活于较低汞浓度($0.001\sim$

收稿日期: 2022-07-15

基金项目: 广西中青年能力提升项目(2019KY0626); 广西自然科学基金(2022GXNSFAA035470, 2020GXNSFBA297138); 大学生创新创业项目(202210605009, S202210605044); 河池学院项目(2021GCC022, XJ2017ZD07)

① 通信作者 E-mail: gxlujunyu@163.com

0.01 mg · L⁻¹)环境时,汞和生物体内的氨基、巯基和羧基等基团生成络合物,损坏细胞活性,从而导致各种病变^[5-6]。1956年,日本发生典型的环境污染事件——水俣病,因当地居民食用受汞污染的鱼、贝类等水产品而引起汞中毒^[7]。李远征^[8]对华东地区印染企业的废水进行了随机抽样检测,发现其汞离子质量浓度范围为0.12~4.27 μg · L⁻¹。陈若思等^[9]通过检测发现,贵阳市红枫湖部分区域汞的潜在生态危害系数为247.57,可能会对生态环境造成严重损害。唐帮成等^[10]研究发现,万山、云场坪、路腊村等地方汞矿业直接排放总汞含量高达186.2 μg · L⁻¹的废水,对周边区域水体和农产品造成一定的影响。我国GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》规定汞的最高允许排放浓度(日均值)为1 μg · L⁻¹。因此,合理修复和防治水体中的汞离子污染已迫在眉睫。

当前去除水体中汞离子的常用方法有离子交换法、微电解-混凝法、化学沉淀法和吸附法等^[11-13]。吸附法因操作简便、吸附性能良好、适用范围广和可循环利用等优点被视为处理水体中汞离子的主要方法^[14-15]。相关学者对不同类型的吸附材料进行了研究^[16-17],其中共价有机框架材料(covalent organic framework, COFs)具有比表面积较大、孔隙结构丰富、可用基团修饰其结构等诸多优势,在医药、化学、环境领域引起广泛关注^[18-19]。其合成方法主要有超声法、自下而上法、离子热合成法、微波合成法、后修饰法和溶剂热合成法等^[20-21],已应用在污染水体的修复与治理上^[22-24]。LU等^[25]制备了羧基官能化共价有机骨架材料并用于去除水体中的汞离子,其吸附容量为99.1 mg · g⁻¹。SUN等^[26]用1,2-乙二硫醇处理乙烯基官能化介孔COF材料(COF-V)制备巯基介孔COF(COF-S-SH),来处理水溶液中的汞离子,其Hg²⁺和Hg⁰的吸

附量分别为1350和863 mg · g⁻¹。SEYFI等^[27]制备介孔钴基金属有机骨架材料(MOF PCN-221)来去除水体中的Hg²⁺,最大吸附容量达到277 mg · g⁻¹。彭灿伟等^[28]研发修饰于GCE表面的卟啉基共价有机框架材料(TAPP-TPAL-COF),制备了电化学传感器用于检测水样中的Hg²⁺,其检出限为3.3 nmol · L⁻¹。XIONG等^[29]用羟基和酰胺基团来修饰金属有机骨架材料(MOFs)并用于吸附水体中的汞离子,其去除率为42%~84%。通过不同基团对COFs表面进行修饰后,其对水体中汞离子的最大吸附量可分别高达383、526.3、734和758 mg · g⁻¹^[30-33],对汞离子具有很好的去除效果。然而,上述高吸附量材料的制备条件苛刻、步骤繁杂、吸附时间长、基团数目少,这些因素限制了材料在水体汞离子吸附上的应用,而采用简易反应下溶剂法合成COFs材料的研究鲜有报道。因此,该研究在便捷条件下合成COFs材料并考察其不同环境条件下对汞离子的吸附效果,探究和分析COFs材料与汞离子的反应条件和机理,以期含汞废水的处理提供新材料及新思路。

1 材料与方法

1.1 COFs材料的合成

分别称取58.00 mg 2,5-二氨基-1,4-苯二硫酚二盐酸盐(C₆H₁₀Cl₂N₂S₂)和25.92 mg 均苯三甲醛(C₉H₆O₃)置于50 mL离心管中,依次加入20 mL乙腈溶液,于(25±1)℃数控超声波清洗器中超声后,将2种溶液摇匀、混合后加4 mL冰醋酸溶液(12 mol · L⁻¹),室温静置3 d。反应期间定期振荡,使其充分反应离心后,依次用四氢呋喃、无水乙醇分别清洗材料3次,于50℃的真空下干燥12 h得到合成产物(COFs材料),材料的合成路线如图1所示。

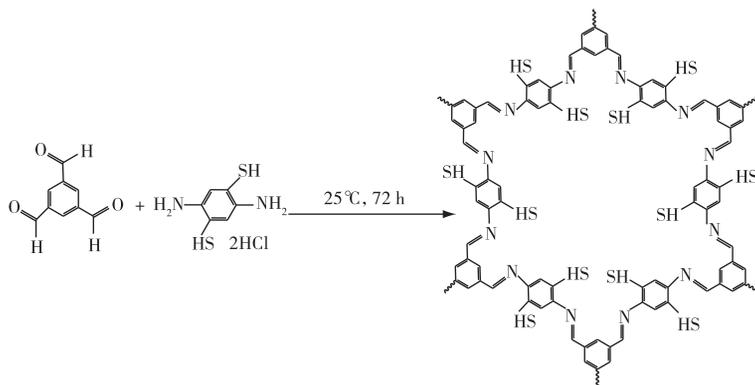


图1 COFs材料的合成过程

Fig. 1 Schematic of the construction of COFs

1.2 材料的表征与分析

通过 FT-IR、XRD、SEM 等技术分别对 COFs 材料的形态结构、物相组成和元素组成等进行表征。溶液中的汞离子浓度采用原子荧光光度计进行测定。

1.3 吸附试验

取一定量的 COFs 材料置于 50 mL 离心管中, 加入 20 mL 一定浓度的汞离子溶液, 于 25 °C、130 r · min⁻¹ 的摇床振荡器中反应一定时间后, 通过 4.5 μm 孔径微孔滤膜后取其滤液, 使用原子荧光光度计测定溶液中汞离子浓度。

1.4 数学模型

1.4.1 吸附等温线模型

用 Langmuir 模型和 Freundlich 模型对 COFs 材料进行线性拟合分析。

Langmuir 吸附等温式为

$$q_e = q_m \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e}, \quad (1)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{C_e}{q_m}. \quad (2)$$

Freundlich 吸附等温式为

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}}, \quad (3)$$

$$\lg q_e = \lg K_F + \frac{1}{n} \lg C_e. \quad (4)$$

式(1)~(4)中, q_e 为吸附反应达到平衡时的吸附量, mg · g⁻¹; C_e 为吸附反应达到平衡时水体中的汞离子质量浓度, mg · L⁻¹; q_m 为饱和吸附量, mg · g⁻¹; K_L 为

Langmuir 吸附反应的平衡常数, min⁻¹; K_F 为 Freundlich 吸附反应的平衡常数, g · mg⁻¹ · min⁻¹; n 为 Freundlich 常数。

1.4.2 吸附动力学模型

采用准一级和准二级动力学方程对不同时间的吸附量进行拟合。

准一级吸附动力学模型为

$$Q_t = Q_e (1 - e^{-K_1 t}), \quad (5)$$

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 t. \quad (6)$$

准二级吸附动力学模型为

$$Q_t = \frac{K_2 Q_e^2 t}{1 + K_2 Q_e t}, \quad (7)$$

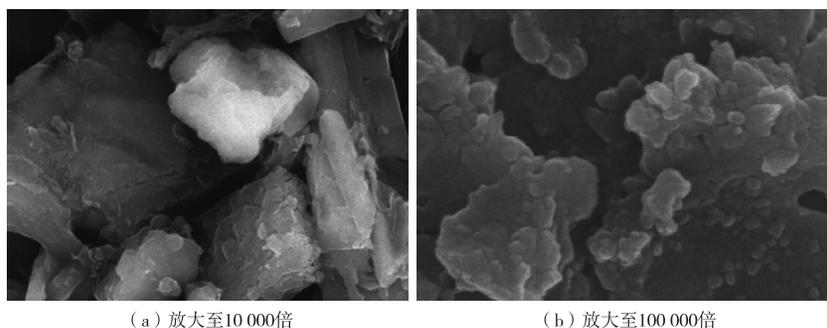
$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{K_2 Q_e^2} + \frac{t}{Q_e}. \quad (8)$$

式(5)~(8)中, t 为吸附时间, min; Q_t 为 t 时刻的吸附量, mg · g⁻¹; Q_e 为平衡时间的吸附量, mg · g⁻¹; K_1 为准一级动力学吸附效率常数, min⁻¹; K_2 为准二级动力学吸附效率常数, g · mg⁻¹ · min⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 材料的表征

COFs 材料的 SEM 扫描图如图 2 所示, 在 2 μm 的放大尺寸下可以观察到其材料主要以杆状为主, COFs 材料整体上不平整, 较为粗糙和松散。在放大至 500 nm 时, 可以观察到 COFs 材料片块状结构堆叠较为松散, 中间存在孔隙结构, 具有吸附材料的特征。



(a) 放大至 10 000 倍

(b) 放大至 100 000 倍

图 2 COFs 材料的 SEM 图

Fig. 2 SEM spectra of COFs material

在 500 nm 下观察到材料表面粗糙且分布不均匀, 结构松散, 缝隙及空隙增加, 有效增大吸附材料表面积, 有利于吸附反应的进行。将微小晶体颗粒进行能谱表面元素分析, 发现其由 C、N、O、S 元素组成, 其质量分数分别为 58.89%、15.91%、5.87%、

19.32% (图 3)。

为进一步探究 COFs 材料的结构, 对合成的 COFs 材料进行 X 射线扫描, 图 4 为 COFs 材料的 XRD 图谱。由图 4 可知, COFs 材料在 2θ 为 5.21° 处为宽峰, 对应的平面处 (晶面指数为 100) 出现了

良好的特征衍射峰^[34]; 2θ 为 27.1° 处的宽峰主要是由于 COF 层之间的 $\pi-\pi$ 堆叠并对应于(晶面指数为 001) 平面^[35]。与文献[34-35]对应的数据基本一致, 这表明试验成功合成了 COFs 材料。

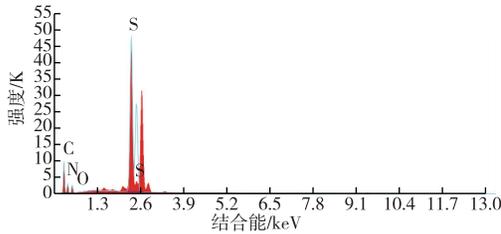


图 3 COFs 材料的 EDS 能谱图

Fig. 3 EDS of COFs material

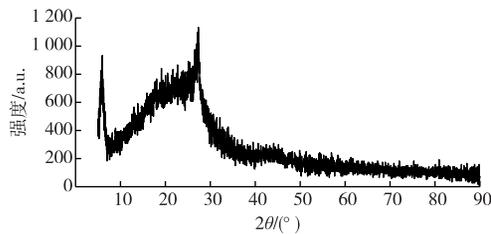
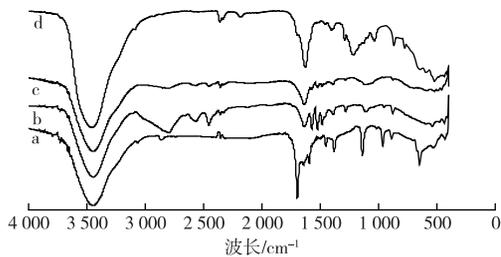


图 4 COFs 材料的 XRD 图

Fig. 4 XRD patterns of COFs material

由图 5 可知, 在材料 $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$ 、COFs 和 $COFs+Hg^{2+}$ 的 FTIR 图中, 3460 cm^{-1} 附近出现的峰值波动是 N—H 键的伸缩振动。



a— $C_9H_6O_3$, b— $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$, c—COFs, d— $COFs+Hg^{2+}$ 。

图 5 $C_9H_6O_3$ 、 $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$ 、COFs 和 $COFs+Hg^{2+}$ 的 FTIR 图

Fig. 5 High-resolution FTIR spectra of $C_9H_6O_3$, $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$, COFs and $COFs+Hg^{2+}$

在材料 $C_9H_6O_3$ 、 $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$ 、COFs 和 $COFs+Hg^{2+}$ 中, 877 cm^{-1} 附近出现的峰值波动是苯环 C—H 键的面内变形, 1640 cm^{-1} 附近出现的峰值波动是芳环上 C=C 双键的骨架振动, 说明 COFs 和 $COFs+Hg^{2+}$ 中存在来源于 $C_9H_6O_3$ 和 $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$ 的结构。

此外, COFs 材料吸附水体中的汞离子后, 1390

和 1100 cm^{-1} 处对应的 C—H 和 C—N 伸缩振动与吸附前相比发生改变, 说明其相关基团参与汞离子的吸附反应。COFs 材料对水体中汞离子的吸附反应大多为化学吸附, 说明水中的汞离子与材料表面的基团发生离子交换反应。其中, 在材料 $C_6H_{10}Cl_2N_2S_2$ 和 COFs 中, 2580 cm^{-1} 附近出现的伸缩振动为—SH 键, 而 $COFs+Hg^{2+}$ 在该处无吸收峰, 说明材料表面的一SH 在吸附过程中提供了氢键, 使得汞离子占据了表面的一SH, 发生了离子交换。

2.2 COFs 材料对水体中汞离子的吸附性能研究

2.2.1 初始浓度对吸附量的影响

由图 6 可知, COFs 材料在不同汞离子浓度下吸附性能受到一定的影响。当初始质量浓度在 $5\sim 200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 材料对水体中汞离子的吸附量呈线性增长趋势, 吸附率也在 95% 以上, 说明此时材料表面还存在许多未被汞离子占据的吸附点位。当初始质量浓度达 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后, COFs 材料对水体中汞离子的吸附率随初始浓度的上升迅速下降, 但吸附量仍一直上升; 初始质量浓度达 $600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 吸附量随着初始浓度的上升逐渐趋于平缓, 最大吸附量高达 $587.6\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 即吸附反应已达到平衡状态, 说明 COFs 材料表面的吸附位点已饱和。

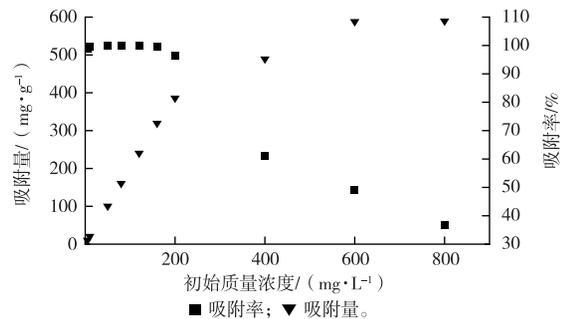


图 6 不同初始质量浓度对吸附量和吸附率的影响

Fig. 6 Effect of initial concentration on adsorption capacity and adsorption rate

2.2.2 吸附等温线

用 Langmuir 和 Freundlich 模型对 COFs 材料进行线性拟合分析(图 7), 拟合方程分别为 $y = 0.0017x + 0.0066$ ($R^2 = 0.997$) 和 $y = 0.2700x + 2.1640$ ($R^2 = 0.549$)。Langmuir 模型拟合得出饱和吸附容量为 $588.2\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 与试验所测定的饱和吸附容量 $587.6\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 接近, 且 Langmuir 模型的决定系数接近于 1, 说明 COFs 材料对水体中汞离子的吸附反应更符合 Langmuir 模型, 其反应过程是一种均质的单分子层。此外, Freundlich 模型拟合的 $1/n$

为 0.27, 其值在 0.1~0.5 之间, 说明 COFs 材料对汞

离子的吸附过程是易于进行的。

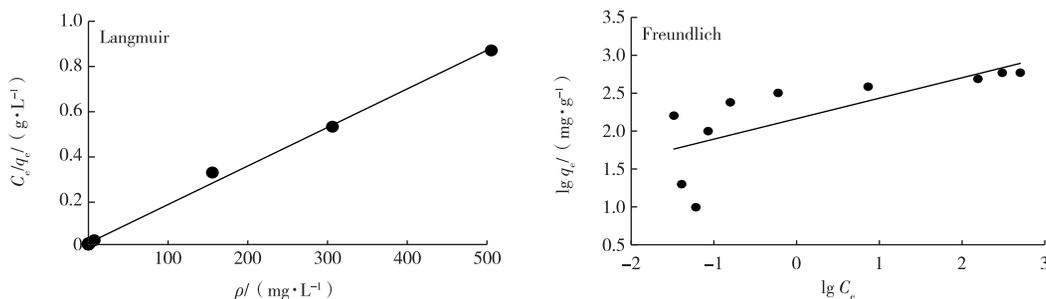


图 7 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温线

Fig. 7 Adsorption isotherm of Langmuir and Freundlich model

2.2.3 吸附动力学

由图 8 可知, 在反应时间为 1 min 时, COFs 材料对水体中汞离子的吸附量已经达到饱和, 随着时间的增长其吸附量趋于平衡, 说明 COFs 材料表面及其内部的吸附点位在短时间内快速吸附汞离子, 即吸附反应已达到平衡状态。随着时间的增加其吸附量一直处于平稳状态。

结合试验数据, 采用准一级和准二级动力学方程拟合 COFs 材料对水体中汞离子的吸附过程, 其拟合方程分别为 $y = 0.0033x - 0.4789$ ($R^2 = 0.470$, $K_1 = 0.012$) 和 $y = 0.0283x - 0.0054$ ($R^2 = 0.999$, $K_2 = 1.110$)。准二级动力学方程的 R^2 值远大于准一级动力学方程, 且接近 1, 同时实验测定的平衡吸附量为 $36.59 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 与准二级动力学方程拟合得到的平衡吸附量 $35.34 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 相近。说明准二级动力学模型更符合 COFs 材料对水体汞离子的吸附过程, 该吸附属于化学反应。

2.2.4 pH 值对吸附率的影响

溶液 pH 值对 COFs 材料吸附汞离子具有一定的影响, 探究该材料在不同 pH 值下对其吸附率的影响。当 pH 值为 1、3、5、7、9 和 10 时, 吸附率分别为 97.5%、98.9%、97.9%、93.9%、98.3%、96.5%。由数据可知, 当 pH 值在 1~10 范围内时, COFs 材料对水体中汞离子的吸附率并没有随 pH 值的改变而产生明显变化, 而是处于一个较为平缓的状态, 且吸附率均在 95% 以上。说明 COFs 材料结构稳定, 不易受 pH 值的影响, 这对去除水体的汞离子有更广的应用。当 pH 值 > 5 时, COFs 材料对水体中汞离子的吸附率略有波动, 可能是碱性条件下水体中的汞离子易发生水解反应, 转换为 $\text{Hg}(\text{OH})^+$ 和 $\text{Hg}(\text{OH})_2$, 又因其水解程度不一致, 导致吸附率在 pH 值处于 7~10 范围, 呈现不规则性的变化。总体

趋势表明, 不同 pH 值间的吸附率无显著性差异。

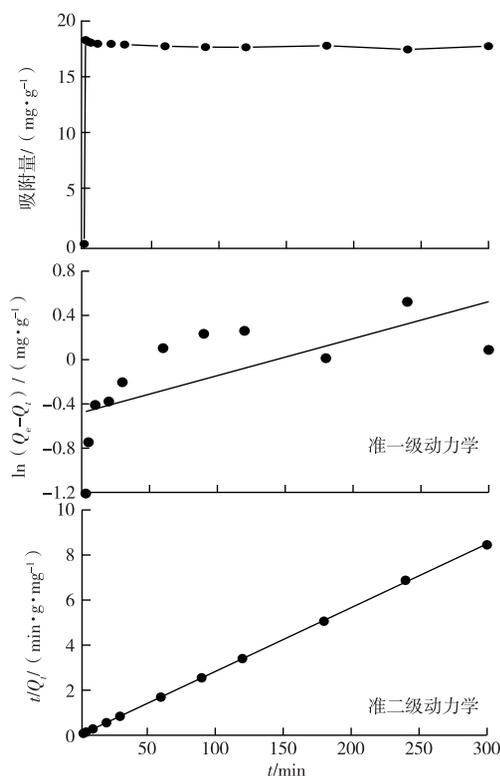


图 8 吸附动力学拟合图

Fig. 8 Adsorption kinetics model of COFs

2.2.5 共存离子对吸附率的影响

为了考察多种金属离子共存的情况下 COFs 材料对汞离子的吸附效果, 采用 20 mL 初始质量浓度均为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的混合液 (Hg、Cu、Mn、Ni、Zn、Cd、Pb), 用于探究共存离子对其吸附性能的影响。溶液中 Hg、Cu、Mn、Ni、Zn、Cd 和 Pb 离子的吸附率分别为 66.4%、22.1%、12.5%、13.3%、9.81%、11.7% 和 11.4%。使用 COFs 材料吸附水体中多种重金属离子时, 该材料仍可以相对高效快速地吸附水体中

的汞离子,其吸附率可达 66.4%,显著高于其他金属离子。一般来说,水体中共存的各种金属离子往往会对材料的吸附过程产生一定的抑制影响^[36],如 WU 等^[37]研究发现在 Cu、Pb 和 Cd 3 种离子共存下,对于各元素的吸附容量相对单离子溶液分别下降了 31.1%、74.03% 和 37.35%。水体中的共存离子对 COFs 材料吸附汞离子产生一定的影响,可能是水体中的共存离子占据了吸附材料表面及其内部的吸附点位,导致汞离子获得的吸附点位比单个离子溶液少,造成其吸附率降低。共存离子溶液中,离子与材料发生的有效碰撞几率降低也会导致吸附效果降低。此外,巯基具有弱酸、易被氧化等特性,该材料在进行吸附过程中—SH 容易氧化失活,这也是造成其吸附率降低的重要原因之一。

2.2.6 重复利用

吸附材料的重复利用可以减少资源浪费,是衡量其吸附性能的主要指标之一。因此,对 COFs 材料进行 5 次吸附-洗脱重复测试,采用低浓度盐酸 ($3 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 进行洗脱,考察该材料的连续重复利用性能。第 1~5 次重复利用的吸附率分别为 92.6%、82.1%、66.4%、55.4% 和 54.4%,第 5 次与第 1 次循环相比吸附率降低了 38.2 个百分点。随着重复利用次数的增加,COFs 材料的吸附性能出现降低趋势。第 4 次与第 5 次重复测试时的吸附率相差较小,COFs 材料的吸附性能不会随着重复利用次数的增加而急剧下降,连续重复 5 次后其吸附率仍保持原 COFs 材料一半的去除效果。

2.3 吸附机理

材料对汞离子的吸附机理依赖于静电(金属离子与—N₂H 和—SH 官能团之间)和配位相互作用的化学反应,同时还发生物理反应。由吸附动力学和吸附等温线研究可知,COFs 材料吸附汞离子以化学吸附为主且易于发生反应。由红外谱图(图 5)可以看出,C—H 和—SH 基团对应的伸缩振动与吸附前相比发生改变,这些键的移动反映了氢离子置换汞离子与材料上的官能团(—NH₂ 和—SH)之间的静电和离子交换相互作用^[38-39]。巯基与汞离子有很强的亲和力,易于发生配位作用驱动的化学吸附。谢婧如等^[40]利用巯基改性海泡石吸附汞离子,是以物理吸附为主,结合化学吸附共同作用的结果;巯基改性稻壳炭^[41]及生物炭^[42]材料使得金属离子吸附在其表面并进一步扩散到晶格内部形成共沉淀,达到去除污染物的效果。狄冠丞等^[43]制备含噻吩硫与单质硫的硫介孔炭去除汞离子具有显著的效果。此外,—COOH、C=O、R—OH 及—NH₂

基团的存在也提升了材料对汞的结合能力,有利于汞的吸附反应^[44-45]。该吸附材料含有强亲和力的—SH 以及—H 离子,因此具有良好的吸附汞能力。

3 结论

(1)通过表征试验得出,合成的材料存在与汞离子具有亲和作用的—HS、—H 和—NH₂基团,这些基团对材料吸附汞离子起到重要的作用。

(2)水体汞离子初始质量浓度为 $600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,COFs 材料对其达到最大吸附量 $587.6 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。反应过程符合 Langmuir 吸附等温方程和准二级动力学模型,表明该吸附是一种均质的单分子层且属于化学吸附。

(3)COFs 材料在 1 min 内达到吸附平衡,且不易受溶液 pH 值和复合金属离子的影响。pH 值在 1~10 范围内时,COFs 材料对水体中汞离子的吸附率均为 95% 左右,且在多种金属离子共存时,该材料对水体中汞离子的吸附率仍可达 66%,显著高于其他金属离子的吸附率。同时,COFs 材料进行 5 次连续循环使用后,其吸附率仍保持在 54.4%。

参考文献:

- [1] ABDELDAYEM R.A Preliminary Study of Heavy Metals Pollution Risk in Water [J]. Applied Water Science, 2019, 10 (6): 2682-2687.
- [2] BAIMENOV A Z, BERILLO D A, MOUSTAKAS K, et al. Efficient Removal of Mercury (II) from Water by Use of Cryogels and Comparison to Commercial Adsorbents under Environmentally Relevant Conditions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 399:123056.
- [3] 刘亚平,葛文超,毕文杰,等.聊城市城区水体汞砷含量分布特征及其健康风险评估研究[J].环境科学与管理,2019,44(5): 52-56. [LIU Ya-ping, GE Wen-chao, BI Wen-jie, et al. Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Mercury and Arsenic Concentrations in Lake and Rivers of Liaocheng Urban Area[J]. Environmental Science and Management, 2019, 44 (5): 52-56.]
- [4] UDHAYAKUMARI D. Review on Fluorescent Sensors-based Environmentally Related Toxic Mercury Ion Detection [J]. Journal of Inclusion Phenomena and Macrocyclic Chemistry, 2022, 102(5/6): 451-476.
- [5] ZHANG R Q, WU F C, GIESY J P. Tissue-Based Assessment of Hazard Posed by Mercury and Selenium to Wild Fishes in Two Shallow Chinese Lakes [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(16): 159 89-15999.
- [6] 鲁秀国,肖凡昊,郑宇佳,等.两种改性核桃壳材料对水中 Hg²⁺ 的吸附研究[J].离子交换与吸附,2021,37(3):220-233. [LU Xiu-guo, XIAO Fan-hao, ZHENG Yu-jia, et al. Adsorption of Hg²⁺

- by Two Kinds of Modified Walnut Shells in Aqueous Solution[J]. Ion Exchange and Adsorption, 2021, 37(3): 220-233.]
- [7] SAITO H. Congenital Minamata Disease: A Description of Two Cases in Niigata[J]. Neuro Toxicology, 2020, 81: 360-363.
- [8] 李远征. 华东地区印染企业废水中汞污染现状评估及原因分析[J]. 染料与染色, 2020, 57(3): 58-61. [LI Yuan-zheng. Current Assessment and Root Cause Analysis of Mercury in the Effluent of Dyeing and Printing Factories in Eastern China[J]. Dye-stuffs and Coloration, 2020, 57(3): 58-61.]
- [9] 陈若思, 刘定富, 武晓阳. 红枫湖沉积物中汞污染评价[J]. 贵州化工, 2012, 37(4): 40-42. [CHEN Ruo-si, LIU Ding-fu, WU Xiao-yang. An Assessment of Mercury Pollution in Sediments of Hongfeng Lake[J]. Guizhou Chemical Industry, 2012, 37(4): 40-42.]
- [10] 唐帮成, 王仲如, 龙小青, 等. 贵州万山汞矿区农用水体汞污染情况调查[J]. 环境工程, 2015, 33(S1): 673-675. [TANG Bang-cheng, WANG Zhong-ru, LONG Xiao-qing, et al. Investigation of Mercury as Pollutant in Agricultural Water in the Zooms of Wanshan Mercury Mine, Guizhou Province[J]. Environmental Engineering, 2015, 33(S1): 673-675.]
- [11] 孙悦, 周晓馨, 楼子墨, 等. 铁基纳米材料功能化及对水中汞离子的去除[J]. 化学进展, 2016, 28(8): 1156-1169. [SUN Yue, ZHOU Xiao-xin, LOU Zi-mo, et al. Functionalized Iron-based Nanomaterials for Removal of Mercury from Aqueous Solution[J]. Progress in Chemistry, 2016, 28(8): 1156-1169.]
- [12] WANG Y J, BAO S Y, LIU Y Q, et al. CoS₂/GO Nanocomposites for Highly Efficient and Ppb Level Adsorption of Hg(II) from Wastewater[J]. Journal of Molecular Liquids, 2021, 322: 114899
- [13] QIAN H L, WANG Y, YAN X P. Covalent Organic Frameworks for Environmental Analysis[J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2022, 147: 116516.
- [14] 刘桂梅, 曾玉彬, 彭梦娇, 等. 强化混凝-吸附耦合法对气田水中汞的去除研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(7): 16-19. [LIU Gui-mei, ZENG Yu-bin, PENG Meng-jiao, et al. Removal of Mercury in Gas Field Water by Enhanced Coagulation-adsorption Coupled Method[J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(7): 16-19.]
- [15] HUA K, XU X L, LUO Z P, et al. Effective Removal of Mercury Ions in Aqueous Solutions: A Review[J]. Current Nanoscience, 2020, 16(3): 363-375.
- [16] HU X L, CHEN C H, ZHANG D W, et al. Kinetics, Isotherm and Chemical Speciation Analysis of Hg(II) Adsorption over Oxygen-Containing MXene Adsorbent [J]. Chemosphere, 2021, 278: 130206.
- [17] PANDA A, YANG Y Q, VENKATESWARLU S, et al. Highly Durable Covalent Organic Framework for the Simultaneous Ultrasensitive Detection and Removal of Noxious Hg²⁺[J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2020, 306: 110399.
- [18] 郭冀峰, 孙亚晶, 马萱莹. 新型磁性共价有机框架材料的合成及其应用研究进展[J]. 安全与环境学报, 2023, 23(3): 911-918. [GUO Ji-feng, SUN Ya-jing, MA Yu-xuan. Reviews on Application in Environment and Synthesis of New Magnetic Covalent Organic Framework Materials[J]. Journal of Safety and Environment, 2023, 23(3): 911-918.]
- [19] 商林杰, 刘江, 兰亚乾. 共价有机框架材料用于光/电催化 CO₂ 还原的研究进展[J]. 应用化学, 2022, 39(4): 559-584. [SHANG Lin-jie, LIU Jiang, LAN Ya-qian. Covalent Organic Framework Materials for Photo/Electrocatalytic Carbon Dioxide Reduction[J]. Chinese Journal of Applied Chemistry, 2022, 39(4): 559-584.]
- [20] 张关印, 关清卿, 庙荣荣, 等. 共价有机骨架材料的合成及应用[J]. 材料导报, 2021, 35(13): 13215-13226. [ZHANG Guan-yin, GUAN Qing-qing, MIAO Rong-rong, et al. Synthesis and Application of Covalent Organic Frameworks [J]. Materials Reports, 2021, 35(13): 13215-13226.]
- [21] 李诗宇, 阴永光, 史建波, 等. 共价有机框架在水中二价汞吸附去除中的应用[J]. 化学进展, 2022, 34(5): 1017-1025. [LI Shi-yu, YIN Yong-guang, SHI Jian-bo, et al. Application of Covalent Organic Frameworks in Adsorptive Removal of Divalent Mercury from Water[J]. Progress in Chemistry, 2022, 34(5): 1017-1025.]
- [22] 马蕴杰, 丁思文, 张成格, 等. 共价有机骨架材料(COFs)对Cr(VI)的吸附行为分析[J]. 功能材料, 2021, 52(6): 6195-6199. [MA Yun-jie, DING Si-wen, ZHANG Cheng-ge, et al. Adsorption Behavior of Cr(VI) on Covalent Organic Frameworks (COFs) [J]. Journal of Functional Materials, 2021, 52(6): 6195-6199.]
- [23] TAO Y, XIONG X H, XIONG J B, et al. High-performance Removal of Mercury Ions (II) and Mercury Vapor by SO₃-Anchored Covalent Organic Framework [J]. Journal of Solid State Chemistry, 2020, 282: 121126.
- [24] MERÍBOFI L, ROYUELA S, ZAMORA F, et al. Thiol Grafted Imine-Based Covalent Organic Frameworks for Water Remediation through Selective Removal of Hg(II) [J]. Journal of Materials Chemistry A, 2017, 5(34): 17973-17981.
- [25] LU X F, JI W H, YUAN L, et al. Preparation of Carboxy-Functionalized Covalent Organic Framework for Efficient Removal of Hg²⁺ and Pb²⁺ from Water[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2019, 58(38): 17660-17667.
- [26] SUN Q, AGUILA B, PERMAN J, et al. Postsynthetically Modified Covalent Organic Frameworks for Efficient and Effective Mercury Removal[J]. Journal of the American Chemical Society, 2017, 139(7): 2786-2793.
- [27] SEYFI H Z, RAHIMI R, SHAYEGAN H, et al. Removal of Hg²⁺ Heavy Metal Ion Using a Highly Stable Mesoporous Porphyrinic Zirconium Metal-organic Framework[J]. Inorganica Chimica Acta, 2020, 501: 119264.
- [28] 彭灿伟, 汪莉, 陈受惠. 二维片层卟啉基共价有机框架材料修饰电极用于污水中汞离子的高灵敏检测[J]. 分析化学, 2022, 50(3): 356-364. [PENG Can-wei, WANG Li, CHEN Shou-hui. Two-Dimensional Lamellar Porphyrin-based Covalent-organic Framework Modified Electrode for Highly Sensitive Detection of Mercury Ions in Sewage[J]. Chinese Journal of Analytical Chemistry, 2022, 50(3): 356-364.]
- [29] XIONG Y Y, LI J Q, GONG L L, et al. Using MOF-74 for Hg²⁺ Removal from Ultra-low Concentration Aqueous Solution [J]. Journal of Solid State Chemistry, 2017, 246: 16-22.
- [30] HUANG L J, SHEN R J, LIU R Q, et al. Thiol-Functionalized Mag-

- netic Covalent Organic Frameworks by a Cutting Strategy for Efficient Removal of Hg^{2+} from Water[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 392: 122320.
- [31] PAN F, TONG C, WANG Z, *et al.* Novel Sulfhydryl Functionalized Covalent Organic Frameworks for Ultra-trace Hg^{2+} Removal from Aqueous Solution [J]. *Journal of Materials Science & Technology*, 2021.
- [32] HUANG N, ZHAI L P, XU H, *et al.* Stable Covalent Organic Frameworks for Exceptional Mercury Removal from Aqueous Solutions [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2017, 139(6): 2428–2434.
- [33] CUI W R, JIANG W, ZHANG C R, *et al.* Regenerable Carbohydrate-Linked Fluorescent Covalent Organic Frameworks for Ultrasensitive Detection and Removal of Mercury [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2020, 8(1): 445–451.
- [34] CHANDRA S, KUNDU T, DEY K, *et al.* Interplaying Intrinsic and Extrinsic Proton Conductivities in Covalent Organic Frameworks [J]. *Chemistry of Materials*, 2016, 28(5): 1489–1494.
- [35] BISWAL B P, CHANDRA S, KANDAMBETH S, *et al.* Mechanochemical Synthesis of Chemically Stable Isoreticular Covalent Organic Frameworks [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2013, 135(14): 5328–5331.
- [36] LI Y, WANG C, MA S J, *et al.* Fabrication of Hydrazone-linked Covalent Organic Frameworks Using Alkyl Amine as Building Block for High Adsorption Capacity of Metal Ions [J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2019, 11(12): 11706–11714.
- [37] WU X H, WANG D Z, ZHANG S Y, *et al.* Investigation of Adsorption Behaviors of $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Pb}(\text{II})$, and $\text{Cd}(\text{II})$ from Water Onto the High Molecular Weight Poly(Arylene Ether Sulfone) with Pendant Carboxyl Groups [J]. *Journal of Applied Polymer Science*, 2015, 132(20): 41984.
- [38] LI G L, WANG S X, WU Q R, *et al.* Mechanism Identification of Temperature Influence on Mercury Adsorption Capacity of Different Halides Modified Bio-chars [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 315: 251–261.
- [39] LI C Y, YAN Y Y, ZHANG Q Z, *et al.* Adsorption of Cd^{2+} and Ni^{2+} from Aqueous Single-metal Solutions on Graphene Oxide-chitosan-Poly(Vinyl Alcohol) Hydrogels [J]. *Langmuir: the ACS Journal of Surfaces and Colloids*, 2019, 35(13): 4481–4490.
- [40] 谢婧如, 陈本寿, 张进忠, 等. 巯基改性海泡石吸附水中的 $\text{Hg}(\text{II})$ [J]. *环境科学*, 2016, 37(6): 2187–2194. [XIE Jing-ru, CHEN Ben-shou, ZHANG Jin-zhong, *et al.* Adsorption of $\text{Hg}(\text{II})$ in Water by Sulfhydryl-modified Sepiolite [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(6): 2187–2194.]
- [41] 邵爱云, 程德义, 代静玉, 等. 巯基改性稻壳炭对水中 Cd^{2+} 的吸附特性 [J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(8): 1071–1079. [SHAO Ai-yun, CHENG De-yi, DAI Jing-yu, *et al.* Characteristics of Cd^{2+} Adsorption from Water by Sulfhydryl Group Modified Rice Hull Biochar [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(8): 1071–1079.]
- [42] 李正龙, 周咏春, 李海波, 等. 巯基改性生物炭对镉污染土壤的稳定化效果 [J]. *环境工程*, 2022, 40(9): 143–149, 157. [LI Zheng-long, ZHOU Yong-chun, LI Hai-bo, *et al.* Stabilization of cadmium-contaminated Soil by Sulfhydryl Modified Biochar [J]. *Environmental Engineering*, 2022, 40(9): 143–149, 157.]
- [43] 狄冠丞, 周强, 陶信, 等. 掺硫介孔炭的制备及其汞脱除特性 [J]. *化工进展*, 2022, 41(5): 2761–2769. [DI Guan-cheng, ZHOU Qiang, TAO Xin, *et al.* Preparation of Sulfur-doped Mesoporous Carbon and Its Mercury Removal [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2022, 41(5): 2761–2769.]
- [44] 贾里, 李泽鹏, 郭晋荣, 等. 多元金属定向修饰的改性生物焦微观特性及单质汞脱除性能研究 [J]. *环境科学学报*, 2021, 41(8): 3100–3111. [JIA Li, LI Ze-peng, GUO Jin-rong, *et al.* Study on the Micro-characteristics and Elemental Mercury Removal Performance of Biochar Doped by Multi-Metal Directional Modification [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(8): 3100–3111.]
- [45] 张永强, 贾里, 乔晓磊, 等. 腐殖酸定向修饰 Ce-Co 铁基生物焦汞吸附机理 [J]. *中国环境科学*, 2021, 41(12): 5522–5530. [ZHANG Yong-qiang, JIA Li, QIAO Xiao-lei, *et al.* The Adsorption Mechanism of Humic Acid Directional Modification Ce-Co Modified Iron-based Biochar Mercury [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(12): 5522–5530.]

作者简介: 陆素芬(1989—), 女, 广西平果人, 讲师, 硕士, 研究方向为土壤及地下水污染防治与调查评估修复。E-mail: lusufen2012@sina.com

(责任编辑: 陈 昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0468

张英蕾, 吴炎慧, 刘红玉, 等. 基于土壤水分和盐分含量变化的滨海湿地盐地碱蓬生态退化诊断[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1067-1076.

ZHANG Ying-lei, WU Yan-hui, LIU Hong-yu, et al. Study on Ecological Degradation Diagnosis of *Suaeda salsa* in Coastal Wetland Based on Changes of Soil Moisture and Salinity Content[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1067-1076.

基于土壤水分和盐分含量变化的滨海湿地 盐地碱蓬生态退化诊断

张英蕾, 吴炎慧, 刘红玉^①, 李玉凤, 邱春琦, 周诗薇, 黄琬淳, 周 永 (南京师范大学海洋科学与工程学院, 江苏 南京 210023)

摘要: 水分和盐分是滨海湿地土壤环境因子的综合表征, 是控制盐地碱蓬生长的关键因子。选取江苏盐城滨海湿地的盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)为研究对象, 结合野外调查和室内实验的方法, 测算分析不同生长环境条件下盐地碱蓬种群和个体形态与土壤水分和盐分含量之间的关系, 诊断其生态退化程度。结果表明: 土壤水分和盐分与盐地碱蓬的生长状态关系密切, 是决定种群密度、盖度及个体高度、根长、一级分枝数、单株盖度的关键因子。正常状态盐地碱蓬区的土壤含水量 w 稳定在 18.61%~32.18% 之间, 电导率稳定在 2.53~20.33 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间, 成熟期种群平均密度为 44 株 $\cdot \text{m}^{-2}$, 植株株高与根长分别为 14~23 和 12~20 cm, 分枝多且单株盖度高, 生态指数区间为 [0.8, 1.0]; 轻度退化和中-重度退化状态盐地碱蓬区的土壤含水量为 8.03%~35.45%, 电导率为 0.69~34.25 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 波动幅度大且稳定性差, 成熟期种群平均密度可高达 1 516 株 $\cdot \text{m}^{-2}$, 植株株高与根长分别为 17~56 和 5~19 cm, 分枝少且单株盖度低, 生态指数区间分别为 [0.6, 0.8] 和 [0, 0.6]。研究结果可为滨海湿地盐地碱蓬的生态退化诊断与恢复效果评估提供科学依据。

关键词: 滨海湿地; 盐地碱蓬; 土壤水盐; 生态退化; 熵权-灰色关联分析

中图分类号: Q948.11; S151.9 文献标志码: A 文章编号: 1673-4831(2023)08-1067-10

Study on Ecological Degradation Diagnosis of *Suaeda salsa* in Coastal Wetland Based on Changes of Soil Moisture and Salinity Content. ZHANG Ying-lei, WU Yan-hui, LIU Hong-yu^①, LI Yu-feng, QIU Chun-qi, ZHOU Shi-wei, HUANG Wan-chun, ZHOU Yong (College of Marine Science and Engineering, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: Moisture and salinity are the basic characteristics of soil in coastal wetlands, and are the key factors affecting the growth of *Suaeda salsa*. The study selected Yancheng Coastal Wetland of Jiangsu Province as research area. The diagnosis of *Suaeda salsa* degradation state was determined by analyzing the relationship between soil moisture, salinity and *Suaeda salsa*. The results show that: (1) Soil moisture and salinity were closely related to the growth of *Suaeda salsa*, and were the key factors determining plant individual morphology. (2) Soil moisture and salinity of *Suaeda salsa* was between 18.61%~32.18% and 2.53~20.33 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, respectively, in the normal state. During the maturity period, the average plant density was 44 plants $\cdot \text{m}^{-2}$, and plant height and root length were between 14~23 and 12~20 cm, respectively, with many branches and high single plant coverage. The ecological index range was between 0.8 and 1. The soil moisture of *Suaeda salsa* was between 8.03% and 35.45% and the soil salinity was between 0.69 and 34.25 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, in slightly degraded and moderately to severely degraded states, showing a large fluctuation and low stability. During the maturity period, the average plant density can reach to 1 516 plants $\cdot \text{m}^{-2}$, and the plant height and root length were between 17~56 cm and 5~19 cm, respectively, with few branches and low single plant coverage, and the ecological index ranges were [0.6, 0.8] and [0, 0.6], respectively. The results of the study could provide scientific basis for ecological degradation diagnosis and restoration effect evaluation of coastal *Suaeda salsa*.

收稿日期: 2022-05-13

基金项目: 国家自然科学基金(31971547); 江苏省重点研发计划专项(BE2018681)

① 通信作者 E-mail: liuhongyu@njnu.cn

Key words: coastal wetlands; *Suaeda salsa*; soil moisture and salinity; ecological degradation; entropy weight-grey relation analysis

盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)属藜科碱蓬属植物,为一年生草本,主要分布于滨海、湖边及荒漠等各种盐碱环境中。较强的耐盐碱能力使盐地碱蓬成为滨海湿地的先锋植物,并作为黑嘴鸥、丹顶鹤等鸟类栖息、觅食的场所,是生态修复和评判湿地恢复的重要物种^[1-2]。受互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵、滩涂围垦等影响^[3],盐地碱蓬的适宜生境发生了改变,退化十分严重。前人已围绕盐地碱蓬及其生境做了大量的研究工作。宋洪海等^[4]研究发现,土壤条件中水分不足导致土壤盐分含量过高是造成盐地碱蓬死亡的主要原因。管博等^[5]和李珊等^[6]研究发现,水盐的交互作用对盐地碱蓬的株高、根长以及分枝数产生显著影响。相关研究结果表明,水分和盐分是滨海湿地环境因子的综合体现^[7],是直接影响盐地碱蓬生长状态与生态退化的关键因素。但目前相关研究以室内栽培控制变量的实验方法为主,不能很好地反映野外复杂水盐环境条件下的盐地碱蓬生态退化问题。如何利用水分和盐分这 2 个关键影响因子及野外实地调查数据,以盐地碱蓬的生长状态为依据直观判断其生态退化程度,是盐地碱蓬生态恢复与重建研究亟待解决的科学问题。

该研究以江苏盐城滨海湿地的盐地碱蓬为研究对象,选取了趋于原生环境、受人为干扰而处于退化状态以及人工恢复效果较差的盐地碱蓬区,基于野外调查和室内实验数据,以原生环境中的盐地碱蓬作为参照,对比分析土壤水分和盐分对盐地碱蓬生长的影响,阐明盐地碱蓬种群及植株形态变化与生态退化的关系,合理划分退化等级。这有助于野外条件下直观诊断不同环境中盐地碱蓬的生态退化程度和修复状况,为保护和恢复盐地碱蓬提供科学参考。

1 研究区域与方法

1.1 研究区选择

盐城滨海湿地位于江苏海岸带中部,是我国沿海保存最完整、面积最大的淤泥质滩涂湿地^[8],主要植被类型为互花米草、盐地碱蓬、芦苇(*Phragmites australis*)等。研究于 2020 年 12 月对盐城滨海湿地的盐地碱蓬进行了初步采样调查,进而确定了 5 块代表性典型样区(图 1)。样区 1 为东台条子泥南部潮间带原生盐地碱蓬区,此区位于潮间带前缘,受人

为干扰较小,趋于自然状态,作为参照区;样区 2 为条子泥南部方塘河口互花米草入侵盐地碱蓬区,此区受互花米草入侵影响严重;样区 3 为琼港梁垛河口堤内残存盐地碱蓬区,此区受海堤阻隔影响,海陆水文连通性差;样区 4 为盐城保护区试验区的种植盐地碱蓬恢复区,此区位于水塘和道路之间,是人工播种盐地碱蓬区;样区 5 为南缓冲区潮间带的退渔还湿盐地碱蓬恢复区,为人工撒种恢复的盐地碱蓬区。

1.2 数据来源与方法

1.2.1 盐地碱蓬种群调查

根据各样区大小设置不同长度的样线,每条样线等间距设置多个 0.5 m×0.5 m 的样方(表 1),确保所设样方的数量能反映每个区域不同环境下盐地碱蓬的生长状况。各区样方设置如下:样区 1 自陆向海至无植被生长的光滩,样区 2 自陆至潮沟区域,样区 3 和 4 自陆至水域边缘,样区 5 自陆至养殖塘前缘。对每个样点利用手持 GPS 进行定位,分别于 2021 年萌发期(4 月)、生长期(6 月)和成熟期(10 月)调查样方内盐地碱蓬种群的密度、盖度,测量植株株高、根长和一级分枝数,并计算单株盖度(盐地碱蓬总盖度/数量),以便更好地反映盐地碱蓬的生长状态。

1.2.2 土壤水分和盐分测定

每个样方用铁铲采集样方内 0~15 cm 深度土壤,装入自封袋密封带回实验室,除去根系、枝叶后,用烘干法测定土壤含水量^[9]。对于 2020 年 12 月初步采样带回的土壤,以水土质量比 5:1 通过离心法制备水浸提液,测定盐分含量。相关性分析表明,实验所测土壤盐分含量与野外所测土壤电导率呈显著正相关($r=0.885, P<0.01$),在后期采样中直接利用土壤原位电导率仪(美国 Spectrum EC450)测定 0~15 cm 深度土壤电导率,以土壤电导率来反映土壤盐分含量^[10-12]。

1.2.3 盐地碱蓬生态退化诊断方法

综合灰色关联分析法和熵权法计算盐地碱蓬生态指数(图 2),从而对其生态退化状况进行诊断。灰色关联分析实质上是对样区盐地碱蓬状态离理想状态的远近程度做出比较客观的判断^[13-14],避免人为判断的主观性。根据生态退化诊断参照区的选取方法^[15],确定受干扰程度小、环境稳定、趋于自然状态的样区 1 作为盐地碱蓬未退化状态的参照区,其他样区为比较区。

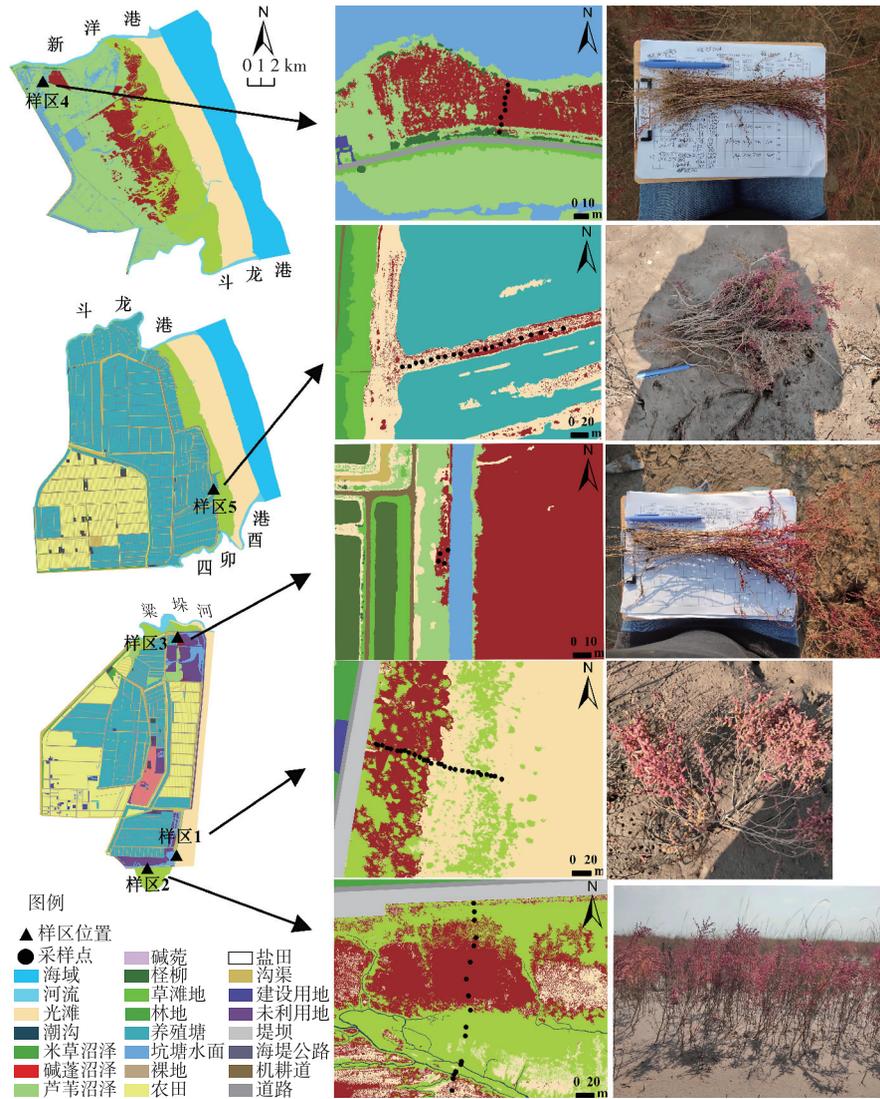


图 1 采样区、样点位置和野外实拍图

Fig. 1 Sample area, sample point location and *Suaeda salsa* field photos

表 1 样方设置

Table 1 Design of sampling plots

样区编号	样区名称	经纬度	时间	样方数量	样方号
样区 1	条子泥南潮间带原生碱蓬区	32°43'10"~32°43'16" N, 120°55'27"~120°55'28" E	2021 年 4 月	26	1-1~1-26
			2021 年 6 月	26	1-1~1-26
			2021 年 10 月	28	1-1~1-28
样区 2	条子泥南方塘河口互花米草入侵碱蓬区	32°43'16"~32°43'08" N, 120°55'28"~120°55'40" E	2021 年 4 月	18	2-1~2-18
			2021 年 6 月	20	2-1~2-20
			2021 年 10 月	20	2-1~2-18
样区 3	弥港梁垛河口堤内残存碱蓬区	32°52'20"~32°52'41" N, 120°56'42"~120°56'52" E	2021 年 4 月	8	3-1~3-8
			2021 年 6 月	3	3-1~3-3
			2021 年 10 月	4	3-1~3-4
样区 4	盐城保护区试验种植碱蓬恢复区	33°36'22"~33°36'23" N, 120°31'11"~120°31'11" E	2021 年 4 月	8	4-1~4-8
			2021 年 6 月	8	4-1~4-8
			2021 年 10 月	8	4-1~4-8
样区 5	南缓冲区潮间带退渔还湿碱蓬恢复区	33°23'03"~33°23'05" N, 120°42'57"~120°43'05" E	2021 年 10 月	20	5-1~5-20

用下式计算比较区 $\{x_i\}$ 与参照区 $\{x_0\}$ 的第 k 评价指标的关联系数 $\xi_i(k)$:

$$\xi_i(k) = \frac{\min_{(i)} \min_{(k)} |x_0(k) - x_i(k)| + \rho \times \max_{(i)} \max_{(k)} |x_0(k) - x_i(k)|}{|x_0(k) - x_i(k)| + \rho \times \max_{(i)} \max_{(k)} |x_0(k) - x_i(k)|} \quad (1)$$

式(1)中, $x_0(k)$ 为样区 1 盐地碱蓬生态退化评价指标所构成的数列,称为参照数列,其中“0”表示参照区, k 表示该样区生态退化评价的第 k 个指标; $x_i(k)$ 为第 i 个比较样区各评价指标构成的数列,称

为比较数列,由该比较数列和参照数列组成对比数列矩阵; ρ 为分辨系数,取值范围为 0~1,通常选择 0.5。

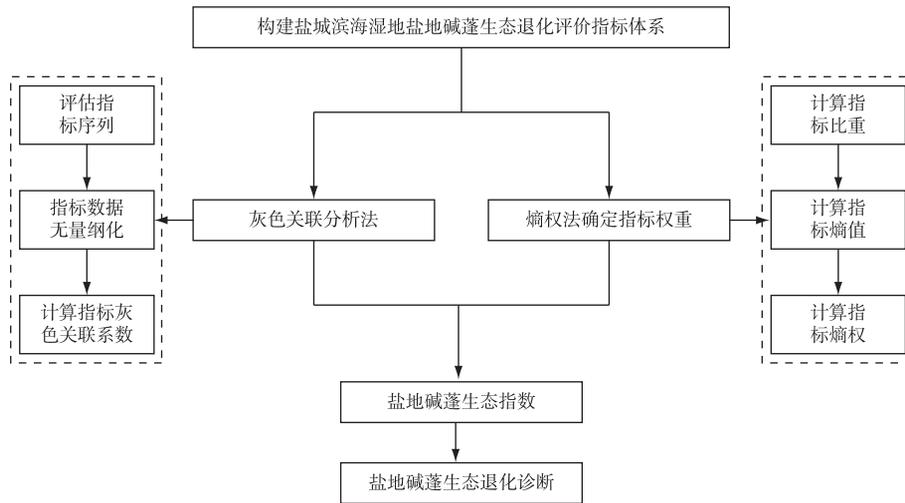


图 2 基于熵权-灰色关联分析法的盐地碱蓬生态退化诊断技术路线

Fig. 2 Technical route for diagnosing the ecological degradation of *Suaeda salsa* based on entropy weight grey correlation analysis

熵权法是判断指标离散程度的数学方法^[16],优点是直接采用决策矩阵信息客观测算各项指标的权重。首先对原始数据进行归一化处理,使其无量纲化,计算第 i 样区第 j 项指标值的特征比重或贡献度(p_{ij}):

$$p_{ij} = \frac{x_{ij}'}{\sum_{i=1}^n x_{ij}'} \quad (2)$$

接着,计算第 j 项指标的熵值(E_j):

$$E_j = -\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^n (p_{ij} \times \ln p_{ij}), \quad 0 \leq E_j \leq 1 \quad (3)$$

然后,确定评价指标的权重(W_j):

$$W_j = \frac{1 - E_j}{\sum_{j=1}^m (1 - E_j)}, \quad j = 1, 2, 3, \dots, m \quad (4)$$

最终,根据 $\xi_i(k)$ 和 W_j 求出不同比较样区的盐地碱蓬生态指数(R_i):

$$R_i = \sum_{j=1}^n W_j \xi_i(k) \quad (5)$$

式(5)中,比较样区指数值越大,表示与参照样区盐

地碱蓬的生长状态更接近。

1.3 数据处理与分析

用 Excel 软件初步统计、处理野外调查数据和实验数据,用 Origin 软件绘制点线图和柱状图。利用 Canoco 5 软件进行土壤水分、盐分含量与盐地碱蓬种群及个体形态的冗余分析(RDA),所生成的 RDA 排序图中,箭头长短表示盐地碱蓬与土壤水盐的关系,箭头越长表示相关性越大,反之则越小;夹角大小则表示两者之间的相关性,夹角小于 90°表示呈正相关,夹角大于 90°表示呈负相关,夹角接近 90°表示几乎不相关^[17]。

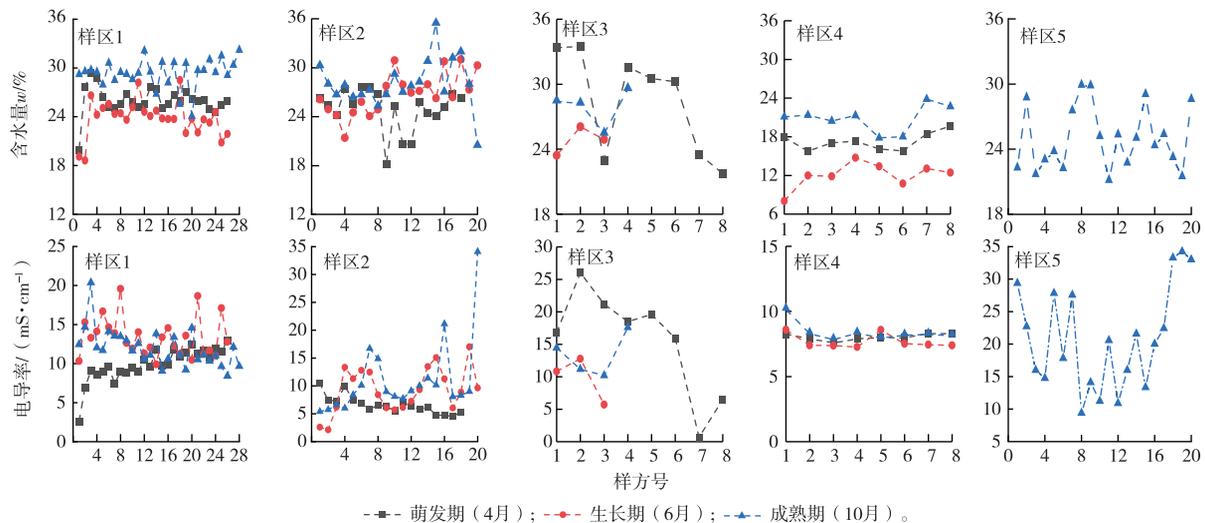
2 结果与分析

2.1 盐地碱蓬样区土壤水分和盐分变化及特征

各样区盐地碱蓬土壤的水盐及其稳定性存在显著差异(图 3)。样区 1 作为参照区,其水盐环境比较稳定,3 个时期土壤含水量 w 稳定在 18.61%~32.18%之间,电导率在 2.53~20.33 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间,两者的平均值分别为 9.16% 和 10.67 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$,最大值分别为生长期的 9.90% 和成熟期的 11.96 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$;其中电导率在 4 月萌发期从陆向

海呈增大趋势, 增量为 $10.37 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 其余 2 个时期略有波动, 含水量则表现出萌发期最低、成熟期最高的特征。样区 2 的土壤水盐含量在萌发期最低、成熟期最高, 含水量和电导率分别在 $18.21\% \sim 35.45\%$ 和 $2.12 \sim 34.10 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间变化, 平均值分别为 11.36% 和 $16.51 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 波动幅度随时间的推移呈增大趋势, 最大值分别为成熟期的 14.97% 和 $28.71 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 与样区 1 相比, 样区 2 的水盐含量波动范围更大, 整体稳定性较差。样区 3 的土壤含水量和电导率在生长期最低, 整个采样期两者分别在 $21.76\% \sim 33.47\%$ 和 $0.69 \sim 26.03 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间变化, 平均值分别为 6.16% 和 $13.27 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 最大值均出现在萌发期, 分别为 11.71% 和 $25.34 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 与样区 1 相比, 土壤水盐变化

范围大, 土壤盐分的稳定性较差。样区 4 土壤含水量和电导率的波动区间分别为 $8.03\% \sim 23.84\%$ 和 $2.09 \sim 10.15 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 平均值分别为 6.74% 和 $5.53 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 最大值分别为生长期的 6.72% 和萌发期的 $8.07 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$; 其中, 土壤盐分变化较小, 土壤水分表现出 6 月最低、10 月最高的特征, 与样区 1 相比, 该区土壤表现出低盐低水且稳定的状态。样区 5 成熟期的土壤含水量和电导率分别在 $21.09\% \sim 29.84\%$ 和 $9.38 \sim 34.25 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间变化, 平均值分别为 8.75% 和 $24.88 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$; 与同期样区 1 相比, 样区 5 的水分和盐分波动幅度较大, 与同属盐地碱蓬恢复区的样区 4 相比, 其土壤表现出高盐高水的特征。



—■— 萌发期 (4月); —●— 生长期 (6月); —▲— 成熟期 (10月)。

图 3 各样区土壤水分和盐分的变化

Fig. 3 Changes of soil moisture and salinity in sample areas

2.2 盐地碱蓬种群和个体形态变化特征

各样区不同环境下盐地碱蓬在萌发期和生长期处于不断生长变化中, 到 10 月成熟期时, 植株生长趋缓, 其状态至枯落前基本不会发生较大改变 (图 4)。样区 1 作为参照区, 从萌发期至成熟期各指标值稳定增大, 其盖度、单株盖度以及株高的增幅较为明显, 分别增长 36.95 百分点、 7.06 百分点和 11.25 cm ; 成熟期时, 盐地碱蓬的种群密度达 $44 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$, 盖度约为 44% , 植株株高 20.25 cm , 根长 15.83 cm , 一级分枝数和单株盖度分别为 9 个和 8.19% 。样区 2 盐地碱蓬各指标值呈波动变化, 除株高外的其余指标均在 6 月达最大值, 10 月则有所降低, 与样区 1 相比, 株高变化幅度最大, 变化量达 29.86 cm ; 成熟期时, 除株高外的指标值均小于样区

1, 最终表现出低密度且植株细高的形态。样区 3 从萌发期至成熟期, 盐地碱蓬的种群密度降低, 每平方米约减少 508 株, 盖度、单株盖度和株高则呈显著增长趋势, 增量分别为 18.82 百分点、 0.38 百分点和 27.48 cm , 相比样区 1, 该区株高变化最大, 根长变化最小, 成熟期的盐地碱蓬表现出高密度、高植株、短根系、无分枝的特征。样区 4 从萌发期至成熟期, 盐地碱蓬的种群密度减幅最大, 每平方米约减少 1408 株, 盖度、单株盖度、株高和根长的变化趋势与样区 3 相近, 但整体增幅更大, 分别增长 31.98 百分点、 0.14 百分点、 30.46 cm 和 1.48 cm ; 至成熟期, 该区盐地碱蓬的特征与样区 3 相近, 且更细高。与样区 1 相比, 样区 5 成熟期的盐地碱蓬单株盖度、分枝数、根长较小; 而与同属恢复区的样区 4 相比,

则表现出低密度、高盖度、长根系的特征。

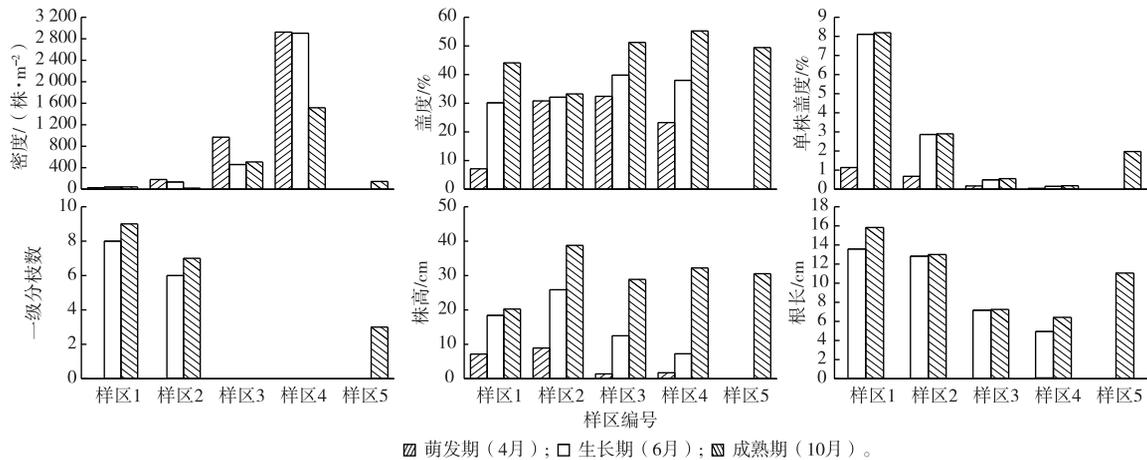


图 4 各样区盐地碱蓬种群和个体形态变化特征

Fig. 4 Morphological changes and characteristics of populations and individuals of *Suaeda salsa* in sample areas

2.3 盐地碱蓬种群和个体形态与土壤水分和盐分的关系

对土壤水盐数据和盐地碱蓬各指标值进行冗余分析(RDA),结果如图 5 所示。比较发现,研究区土壤水分和盐分与盐地碱蓬的生长状态相关性极强。其中,萌发期土壤水盐与盐地碱蓬种群密度和盖度呈负相关,与单株盖度呈正相关,株高与土壤含水量呈正相关,与盐分的相关性较小;生长期土壤水盐与种群密度和盖度呈负相关,与其余个体形态指标呈正相关;成熟期时,土壤水盐与盐地碱蓬种群密度和盖度依旧存在负相关关系,与根长、

单株盖度呈正相关,株高与盐度呈正相关,与含水量的相关性较小,一级分枝数则相反。分析显示,土壤水盐对盐地碱蓬的种群和个体形态具有极大的影响,萌发期间过高的土壤水盐会对盐地碱蓬的萌发定植起抑制作用,并且在低盐胁迫环境中,土壤含水量在一定范围内的升高会促进盐地碱蓬幼苗株高增长,进而促使单株盖度增大;生长期和成熟期的土壤水盐会促进盐地碱蓬形态改变,在一定范围内形态指标会随两者的增加而增大,但两者过高会导致盐地碱蓬植株死亡,降低种群密度和盖度。

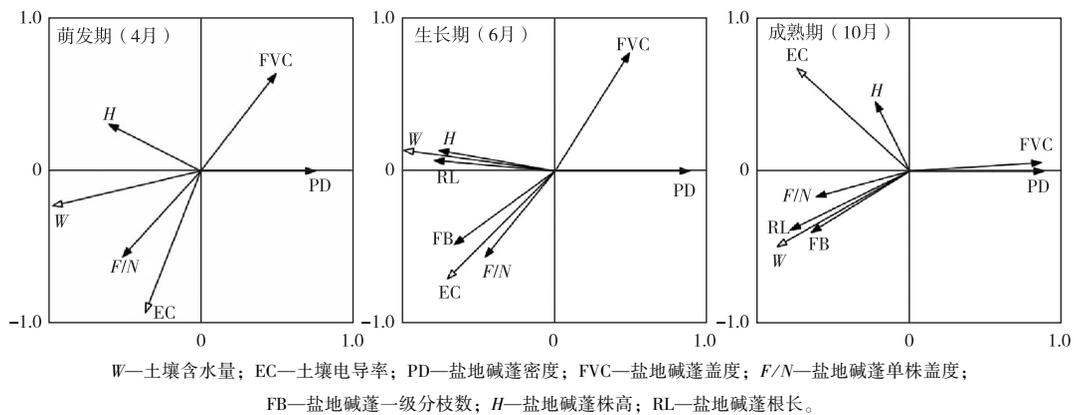


图 5 盐地碱蓬种群和个体形态与土壤水盐的 RDA 排序图

Fig. 5 RDA ordination diagrams of soil moisture and salinity and the *Suaeda salsa*

2.4 基于熵权-灰色关联分析法的盐地碱蓬生态退化诊断

前述分析表明,土壤水盐与盐地碱蓬的生长状态关系密切,即盐地碱蓬的种群状态和个体形态是

土壤水盐环境影响下的外在表现。因此,可以通过盐地碱蓬的外在生长状态直观诊断其生态退化程度。结合野外实地调查和相关分析,萌发期与生长期的盐地碱蓬还处于生长阶段,其种群和个体形态

变化速度快,不能作为盐地碱蓬的最终状态进行生态退化诊断,10 月盐地碱蓬转入以生殖生长为主的成熟期,其形态至枯落前基本不会发生较大改变;

因此选取该时期各样区盐地碱蓬种群及个体形态指标均值构建生态退化评价指标体系(表 2),并计算生态指数。

表 2 成熟期各样区盐地碱蓬生态退化评价指标均值

Table 2 Mean value of ecological degradation indicators of *Suaeda salsa* at maturity

样区编号	密度/(株·m ⁻²)	盖度/%	株高/cm	根长/cm	单株盖度/%	一级分枝数
样区 1(CK)	44	44.09	20.25	15.83	8.19	9
样区 2	20	33.26	38.78	13.00	2.90	7
样区 3	508	51.22	28.88	7.25	0.55	0
样区 4	1 516	55.23	32.21	6.10	0.18	0
样区 5	144	49.42	30.53	11.06	1.97	3

根据灰色关联法和熵权法得到各样区盐地碱蓬生态退化评价指标的灰色关联系数和权重,结果

见表 3。

表 3 各样区盐地碱蓬生态退化评价指标的灰色关联系数及权重

Table 3 Grey correlation coefficient and weight of *Suaeda salsa* ecological degradation indicators

样区编号	灰色关联系数					
	密度	盖度	株高	根长	单株盖度	一级分枝数
样区 1(CK)	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
样区 2	0.968	0.877	0.728	0.758	0.861	0.462
样区 3	0.613	0.915	0.852	0.410	0.672	0.373
样区 4	0.333	0.873	0.806	0.410	0.643	0.362
样区 5	0.880	0.935	0.829	0.511	0.786	0.422
权重	0.274	0.086	0.090	0.208	0.136	0.206

各样区的盐地碱蓬生态指数由大到小依次为样区 1(1.000)、样区 2(0.776)、样区 5(0.696)、样区 3(0.577)、样区 4(0.487),可见不同样区的盐地碱蓬具有较大差异。由此可以判定样区 2、样区 5 与参照状态样区 1 的盐地碱蓬生长状态更为接近,样区 4 与样区 1 差距最大。

(0.8,1.0],轻度退化状态[0.6,0.8],中-重度退化状态[0,0.6)。据此将 5 个样区的盐地碱蓬划分为 3 个等级,样区 1 为参照状态,样区 2、样区 5 为轻度退化状态,样区 3、样区 4 为中-重度退化状态。

盐地碱蓬生态退化等级划分如下:参照状态

不同退化程度的盐地碱蓬所对应的土壤水分和盐分与植株数据见表 4。

表 4 成熟期盐地碱蓬的土壤水盐与植株状态

Table 4 Soil moisture and salinity and plant status of *Suaeda salsa* in sample areas at maturity period

样区	含水量/%		土壤电导率/(mS·cm ⁻¹)		密度/(株·m ⁻²)		盖度/%		株高/cm		根长/cm		单株盖度/%		一级分枝数	
	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
样区 1	24~32	29.4	8~20	12.0	8~208	44	29.3~57.8	44.1	14~23	20.3	12~20	15.8	0.7~27.8	8.2	5~19	9
样区 2	20~35	28.1	5~34	11.0	16~80	20	21.0~42.1	33.3	17~56	38.8	8~19	13.0	0.5~8.6	2.9	3~15	7
样区 5	21~30	25.0	9~35	20.8	32~400	144	36.7~66.7	49.4	21~39	30.5	7~16	11.1	0.5~4.9	2.0	2~4	3
样区 3	25~30	27.9	10~18	13.4	172~832	508	44.1~59.0	51.2	18~37	28.9	6~8	7.3	≤1	—	—	—
样区 4	17~24	20.8	2~10	5.8	472~2 224	1 516	39.0~60.4	55.2	28~42	32.2	5~7	6.1	≤1	—	—	—

“—”表示无分枝数。

作为参照状态的样区 1 土壤含水量和电导率波动区间的极差值分别为 9%和 13 mS·cm⁻¹,水盐含量较稳定;盐地碱蓬密度和盖度均值相近,植株形态总体差异度小,株高和根长的极差值分别为 9 和

8 cm,分枝数多且单株盖度高。轻度退化状态的土壤含水量均值小于参照状态,电导率的极差值大于 26 mS·cm⁻¹,为参照状态波动区间极差值的 2 倍;盐地碱蓬密度和盖度差异较大,植株形态差异显

著,其中样区 2 株高和根长的极差值最大,分别为 40 和 11 cm,平均株高约为参照状态的 2 倍,但根系较短,单株盖度低且一级分枝数少。中-重度退化状态的土壤含水量和电导率值普遍较低,且极差值小;盐地碱蓬种群表现出高密度、低盖度的特征,植株高、根系短,株高和根长的最大极差值分别为 19 和 2 cm,没有一级分枝,单株盖度最低。与参照状态相比,退化的盐地碱蓬土壤水盐异常且稳定性差,株高与其余个体形态指标成反比,通常表现为高植株、短根系、单株盖度低、一级分枝数少或不分枝的形态,特别是在碱蓬密度大的情况下该特征更为明显,如中-重度退化的样区 3 和样区 4。最终成熟期盐地碱蓬表现出的形态为参照状态呈“矮胖树形”,退化状态呈“高瘦形”。

3 讨论

3.1 盐地碱蓬区土壤水分和盐分变化的原因

人类活动使滨海湿地的外围环境不断改变,导致土壤水分和盐分发生变化^[18-19],进而直接影响盐地碱蓬生长,造成生态退化。轻度退化状态的样区 2、5 通过潮沟与外围海域相连。其中,样区 2 沿潮沟成片分布的互花米草形成生物堤,阻断了潮汐水的周期性滋养,使得盐地碱蓬土壤水盐格局发生改变,同时由于盐地碱蓬群落的盖度低于互花米草群落,土壤蒸发返盐强度大,致使盐地碱蓬区土壤往往出现高盐低水的现象;样区 5 由于恢复盐地碱蓬区两侧的地势低矮,导致沿潮沟流进的海水易发生囤积现象,使该区长时间维持较高的土壤盐分。

中-重度退化状态的样区 3 土壤水分和盐分主要源于受闸坝控制的外围水环境,很大程度上受闸坝放水周期的影响,同时较大面积的盐地碱蓬受外围水域的作用程度不一致,使得土壤水盐的差异性显著;与其他样区相比,保护区管理恢复的样区 4 地距海较远(约 8 km),难以接受潮汐水流的影响,并且该区从陆向临近水域的地形坡度大(4.14%),该区土壤水分快速下渗流失的同时又得不到及时补充,导致土壤水分和盐分偏少。因此,导致退化盐地碱蓬区土壤水分和盐分存在差异的原因各不相同,但可以通过互花米草区刈割^[20]、建立良好的排水灌溉系统等水盐调控方式恢复退化区的土壤水盐环境,以更好地恢复盐地碱蓬。

3.2 土壤水分和盐分对盐地碱蓬生长的影响

分析土壤水分和盐分与盐地碱蓬的生长关系发现,水分和盐分的变化对盐地碱蓬的生长产生一定影响,并且水盐环境的不稳定性和不适宜性会造

成早期已萌发生长的植株死亡,这与孙旭等^[21]通过室内栽培实验得到的研究结果相一致。结合熵权-灰色关联分析诊断得到的盐地碱蓬退化结果可以看出,在土壤电导率高、含水量少或 2 个指标值都较低的区域,盐地碱蓬密度大,植株高,根长短,单株盖度低。王摆等^[22]的研究表明,野外条件下盐地碱蓬的生长具有适宜的水盐生态阈值区间。在一定含量的水盐条件下,盐地碱蓬的分支数、根长以及开花数目增多^[23-25]。但当土壤水分或盐分超出盐地碱蓬生态阈值的上下限时^[26-27],植株生长受限。夏宁等^[28]研究发现,当土壤含盐量达 $11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,盐地碱蓬的植株颜色、茎粗、叶片肉质化程度发生改变,达 $19.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时出现枯萎死亡现象。李悦等^[29]研究发现,较低的土壤水分会使植物出现生理干旱从而限制其生长。土壤含水量过高时,植物的叶片又会出现萎蔫、老化、茎基变粗等现象^[30]。以上研究均表明,一定含量的土壤水分和盐分对盐地碱蓬的生长具有促进作用,而过高或过低的水分和盐分会改变盐地碱蓬的生长形态,并最终导致植株处于退化状态。

3.3 其他因素对盐地碱蓬生长的影响

野外条件下盐地碱蓬的生长受多重环境因素的共同影响,为了评价土壤水分和盐分及其交互作用对盐地碱蓬种群及个体形态的影响,运用方差分解(VPA)进行解析。分析结果显示,在盐地碱蓬的生长过程中,土壤水分和盐分及其交互作用对其的贡献度分别为 25.4%、18.1%和 16.8%,未解释部分占 39.7%,表明野外环境中除水盐这 2 种主要影响因素外,盐地碱蓬的生长还受到其他因素的影响。已有室内研究表明,光照、温度、碱胁迫和重金属含量等因素对藜科碱蓬属的植被生长有一定影响^[31],而野外环境中这些因素对盐地碱蓬生长的具体影响还需要进一步开展研究。

4 结论

对盐城滨海湿地的 5 块代表性盐地碱蓬样区进行了土壤水分和盐分以及植株生长状态的调查与分析,在此基础上诊断了盐地碱蓬的生态退化程度和修复状况,得出以下结论:

(1) 土壤水盐与盐地碱蓬的生长状态关系紧密,是导致研究区盐地碱蓬种群和个体形态差异以及生态退化的主要因素。研究区土壤水盐含量与种群密度、盖度呈负相关,与株高、根长、一级分枝数、单株盖度呈正相关。

(2) 利用盐地碱蓬生态指数可以直接诊断盐地

碱蓬的生态退化程度。适宜环境参照状态下的盐地碱蓬生态指数值介于(0.8, 1.0]之间, 所对应的土壤含水量和电导率分别在 18.61%~32.18% 和 2.53~20.33 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间, 成熟期种群平均密度为 44 株 $\cdot \text{m}^{-2}$, 植株株高和根长均值分别为 20.25 和 15.83 cm, 分枝数多且单株盖度均值达 8.19%, 呈“矮胖树形”。轻度退化和中-重度退化状态的盐地碱蓬生态指数值分别在 [0.6, 0.8] 和 [0, 0.6) 之间, 所对应的土壤含水量和电导率介于 8.03%~35.45% 和 0.69~34.25 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ 之间, 成熟期种群密度高, 平均株高大于 28 cm, 根长短于 13 cm, 分枝数少或不分枝, 单株盖度均值低于 3%, 呈“高瘦形”。

(3) 盐地碱蓬具有较强的抗逆能力, 但长时间处于逆境中的植株会发生退化甚至死亡。通常近海、水文连通性强、受人为干扰程度小的区域土壤环境更稳定, 水盐含量更均衡, 更适宜盐地碱蓬生长。

参考文献:

- [1] 李景霞, 付碧宏. 江苏盐城滨海湿地系统格局变化及其对丹顶鹤生境的影响[J]. 遥感学报, 2021, 25(12): 2507-2519. [LI Jing-xia, FU Bi-hong. Pattern Change of the Coastal Wetland System and Its Dynamic Impact on the Habitat of Red-crowned Cranes in Yancheng, Jiangsu Province [J]. National Remote Sensing Bulletin, 2021, 25(12): 2507-2519.]
- [2] 孙立汉, 杜静, 高士平, 等. 滦河口湿地黑嘴鸥原繁殖地恢复研究[J]. 地理与地理信息科学, 2005, 21(3): 84-87. [SUN Lihan, DU Jing, GAO Shi-ping, et al. Study on the Restoration of the *Larus saundersi's* Original Breeding Site in Luanhekou Wetland [J]. Geography and Geo-Information Science, 2005, 21(3): 84-87.]
- [3] 栾兆擎, 闫丹丹, 薛媛媛, 等. 滨海湿地互花米草入侵的生态水文学机制研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(4): 469-476. [LUAN Zhao-qing, YAN Dan-dan, XUE Yuan-yuan, et al. Research Progress on the Ecohydrological Mechanisms of *Spartina alterniflora* Invasion in Coastal Wetlands [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2020, 37(4): 469-476.]
- [4] 宋洪海, 梁漱玉. 土壤条件对翅碱蓬生长发育的影响[J]. 现代农业科技, 2010(3): 290-291, 296. [SONG Hong-hai, LIANG Shu-yu. Effects of Soil Conditions on the Growth and Development of *Suaeda heteroptera* [J]. Modern Agricultural Sciences and Technology, 2010(3): 290-291, 296.]
- [5] 管博, 于君宝, 陆兆华, 等. 黄河三角洲滨海湿地水盐胁迫对盐地碱蓬幼苗生长和抗氧化酶活性的影响[J]. 环境科学, 2011, 32(8): 2422-2429. [GUAN Bo, YU Jun-bao, LU Zhao-hua, et al. Effects of Water-Salt Stresses on Seedling Growth and Activities of Antioxidative Enzyme of *Suaeda salsa* in Coastal Wetlands of the Yellow River Delta [J]. Environmental Science, 2011, 32(8): 2422-2429.]
- [6] 李珊, 卢霞, 郑薇, 等. 盐地碱蓬生长生理指标和冠层光谱对水盐胁迫的响应[J]. 海洋湖沼通报, 2022, 44(3): 31-40. [LI Shan, LU Xia, ZHENG Wei, et al. Responses of Growth and Physiological Indicators and Canopy Spectra of *Suaeda salsa* to Water-salt Stresses [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2022, 44(3): 31-40.]
- [7] 田晓燕, 高楠, 陆冠茹, 等. 黄河三角洲两种水盐生境下芦苇植被根系特征差异研究[J]. 生态科学, 2021, 40(2): 1-8. [TIAN Xiao-yan, GAO Nan, LU Guan-ru, et al. Study on the Differences of Root Spatial Distribution Characteristics of *Phragmites australis* in Two Different Water-salt Habitats in the Yellow River Delta [J]. Ecological Science, 2021, 40(2): 1-8.]
- [8] 刘红玉, 周奕, 郭紫茹, 等. 盐沼湿地大规模恢复的概念生态模型: 以盐城为例[J]. 生态学杂志, 2021, 40(1): 278-291. [LIU Hong-yu, ZHOU Yi, GUO Zi-ru, et al. A Conceptual Ecological Model for Large-scale Salt Marsh Restoration: A Case Study of Yancheng [J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(1): 278-291.]
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 289-292. [LU Ru-kun. Methods of Soil Agrochemical Analysis [M]. Beijing: China Agriculture Sciencetech Press, 2000: 289-292.]
- [10] 戚志伟. 崇明东滩滨海围垦湿地芦苇光合和生长对土壤水盐因子的响应[D]. 上海: 华东师范大学, 2017. [QI Zhi-wei. Effects of Soil Water-salt Indicators on the Photosynthesis and Growth of *Phragmites australis* in the Coastal Reclaimed Wetland at Dongtan of Chongming Island, China [D]. Shanghai: East China Normal University, 2017.]
- [11] 吴迪, 张卓栋, 陈思宇, 等. 基于 EC-Probe 仪器的土壤盐分原位测定及其在河北坝上地区的应用研究[J]. 中国农学通报, 2015, 31(16): 201-206. [WU Di, ZHANG Zhuo-dong, CHEN Si-yu, et al. Using the EC-Probe Instrument for *In-situ* Soil Salinity Measurement and Its Application in Bashang Region of Hebei Province [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2015, 31(16): 201-206.]
- [12] 邢佳. 污泥基生物炭的制备优化及其对重金属污染土壤的修复[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2021. [XING Jia. Research on Preparation and Optimization of Sludge-based Biochar and Its Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021.]
- [13] 唐柄哲, 何丙辉, 闫建梅. 川中丘陵区土地利用方式对土壤理化性质影响的灰色关联分析[J]. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1445-1452. [TANG Bing-zhe, HE Bing-hui, YAN Jian-mei. Gray Correlation Analysis of the Impact of Land Use Type on Soil Physical and Chemical Properties in the Hilly Area of Central Sichuan, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(5): 1445-1452.]
- [14] LIU F X, ZHU P Y, LIANG H Q, et al. Evaluation Model of Water Resources Comprehensive Index Based on Grey Correlation Analysis and GM (1,1) Prediction [J]. International Core Journal of Engineering, 2022, 8(5): 364-381.
- [15] 庞博, 崔保山, 蔡燕子, 等. 我国滨海湿地生态修复参照区选取

- 方法研究[J].环境生态学,2020,2(1):1-9,25.[PANG Bo, CUI Bao-shan, CAI Yan-zi, *et al.* Studies on Selection Method of Reference Condition for Ecological Restoration of Coastal Wetlands in China[J]. Environmental Ecology, 2020, 2(1): 1-9, 25.]
- [16] 高翔,黄娉婷,王可.宁夏沙坡头干旱沙漠自然保护区生态系统稳定性评估[J].生态学报,2019,39(17):6381-6392.[GAO Xiang, HUANG Ping-ting, WANG Ke. Assessment of the Ecosystem Stability of Shapotou Arid Desert Nature Reserve in Ningxia, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(17): 6381-6392.]
- [17] MORRIS C. Multivariate Analysis of Ecological Data Using Canoco 5, 2nd Edition [J]. African Journal of Range & Forage Science, 2015, 32(4): 289-290.
- [18] 郭紫茹,王刚,吴玉琴,等.人类活动对盐城海岸线与滨海湿地的影响研究[J].生态与农村环境学报,2021,37(3):295-304.[GUO Zi-ru, WANG Gang, WU Yu-qin, *et al.* Impact of Human Activities on Yancheng Coastline and Coastal Wetlands[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(3): 295-304.]
- [19] 丁珊珊,于晓菲,王国平,等.水盐条件变化对盐沼湿地植物生理生态特性及土壤环境的影响[J].土壤与作物,2019,8(2):166-177.[DING Shan-shan, YU Xiao-fei, WANG Guo-ping, *et al.* The Effects of Hydrology and Salinity on Plant Eco-physiology and Soil Environment in Saline Wetlands: A Review [J]. Soils and Crops, 2019, 8(2): 166-177.]
- [20] 李飞飞,高珂晓,朱金方,等.综合物理防控技术对盐城大丰港互花米草的控制效果[J].生态学报,2021,41(24):9637-9644.[LI Fei-fei, GAO Ke-xiao, ZHU Jin-fang, *et al.* Effect of Comprehensive Physical Control Technologies on *Spartina alterniflora* in Dafeng Port, Yancheng [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(24): 9637-9644.]
- [21] 孙旭.水盐调控下翅碱蓬生长特征研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2018.[SUN Xu. Study on Growth Characteristics of *S. salsa* under Water and Salinity Regulation [D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2018.]
- [22] 王摆,韩家波,周遵春,等.大凌河口湿地水盐梯度下翅碱蓬的生态阈值[J].生态学杂志,2014,33(1):71-75.[WANG Bai, HAN Jia-bo, ZHOU Zun-chun, *et al.* Ecological Thresholds of *Suaeda heteroptera* under Gradients of Soil Salinity and Moisture in Daling River Estuarine Wetland [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(1): 71-75.]
- [23] 贾林,刘璐瑶,王鹏山,等.盐地碱蓬的耐盐机理及改良土壤机理研究进展[J].中国农学通报,2021,37(3):73-80.[JIA Lin, LIU Lu-yao, WANG Peng-shan, *et al.* Salt-tolerance and Soil Improvement Mechanism of *Suaeda salsa*: Research Progress [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2021, 37(3): 73-80.]
- [24] 赵肖依,魏海峰,黄欣,等.不同水位条件对翅碱蓬发芽与生长的影响[J].环境生态学,2019,1(6):18-22.[ZHAO Xiao-yi, WEI Hai-feng, HUANG Xin, *et al.* Effects of Different Water Level Conditions on Germination and Growth of *Suaeda salsa* [J]. Environmental Ecology, 2019, 1(6): 18-22.]
- [25] 刘雪华.盐分和水文干扰对盐地碱蓬个体及种群的影响[D].济南:山东师范大学,2016.[LIU Xue-hua. Effects of Salinity and Hydrological Interference on Individuals and Populations of *Suaeda salsa* [D]. Ji'nan: Shandong Normal University, 2016.]
- [26] 周珺,魏虹,吕茜,等.土壤水分对湿地松幼苗光合特征的影响[J].生态学杂志,2012,31(1):30-37.[ZHOU Jun, WEI Hong, LÜ Qian, *et al.* Effects of Soil Water Regime on Leaf Photosynthetic Characteristics of Slash Pine (*Pinus elliottii* engelm.) Seedlings [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(1): 30-37.]
- [27] 麻莹,张洪嘉,库都斯·阿布都沙拉木,等.盐碱胁迫对盐地碱蓬生长、有机酸等溶质积累及其生理功能的影响[J].草地学报,2021,29(9):1934-1940.[MA Ying, ZHANG Hong-jia, KUDUSI · Abudushalamu, *et al.* Effects of Salt and Alkali Stresses on the Growth, Accumulation of Organic Acids and Other Solutes and Their Physiological Functions of *Suaeda salsa* [J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(9): 1934-1940.]
- [28] 夏宁,孟茹,魏海峰,等.土壤盐分对翅碱蓬生长的影响[J].环境生态学,2020,2(1):52-56.[XIA Ning, MENG Ru, WEI Hai-feng, *et al.* Effect of Soil Salinity on the Growth of *Suaeda salsa* [J]. Environmental Ecology, 2020, 2(1): 52-56.]
- [29] 李悦,陈忠林,王杰,等.盐胁迫对翅碱蓬生长和渗透调节物质浓度的影响[J].生态学杂志,2011,30(1):72-76.[LI Yue, CHEN Zhong-lin, WANG Jie, *et al.* Effects of Salt Stress on *Suaeda heteroptera kitagawa* Growth and Osmosis-regulating Substance Concentration [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(1): 72-76.]
- [30] 史功伟.盐及淹水对不同表型盐地碱蓬抗盐性的影响[D].济南:山东师范大学,2009.[SHI Gong-wei. Effects of Salinity and Waterlogging on Salt-tolerance of *Suaeda salsa* L. from an Intertidal Zone and Saline Inland Soil [D]. Ji'nan: Shandong Normal University, 2009.]
- [31] 彭钊植,雷春英,吉小敏.藜科碱蓬属植物研究进展[J].江西农业学报,2021,33(2):42-46.[PENG Zhao-zhi, LEI Chun-ying, JI Xiao-min. Research Advances in *Suaeda* Plants [J]. Acta Agriculturae Jiangxi, 2021, 33(2): 42-46.]

作者简介:张英蕾(1998—),女,山东日照人,主要研究方向为滨海湿地生态退化。E-mail: 2766976302@qq.com

(责任编辑:许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0210

张馥颖, 许明, 周增幸, 等. 长三角工业园区土壤中多环芳烃和邻苯二甲酸酯的污染现状及来源解析[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1077-1085.

ZHANG Fu-ying, XU Ming, ZHOU Zeng-xing, et al. Pollution Status and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalates in Soil of Industrial Parks in Yangtze River Delta[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1077-1085.

长三角工业园区土壤中多环芳烃和邻苯二甲酸酯的污染现状及来源解析

张馥颖, 许明, 周增幸, 孙露露, 林超霸, 朱雪竹^① (南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏南京 210095)

摘要: 为评估长三角地区工业土壤中典型有机污染物的污染现状, 选择具有代表性的工业园区采集土壤样品, 利用气相色谱-质谱(GC-MS)联用仪分析土壤中半挥发性有机污染物含量, 并分析主要污染物来源。在代表性工业园区共设置 45 个采样点位, 采样点周边企业涵盖了计算机、通信及其他电子设备制造业、化学原料和化学制品制造业、橡胶及塑料制品制造业、汽车制造业以及纺织服装业。结果表明: (1) 工业园区土壤中多环芳烃(PAHs)和邻苯二甲酸酯(PAEs)为土壤中主要的半挥发性有机污染物, 检出率分别为 100.0% 及 75.6%, 含量范围分别为 2.19~15 200.90 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、未检出~4 168.56 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。(2) 20 世纪 90 年代建设的工业园区土壤中 4~6 环 PAHs 占 Σ_{16} PAHs 比例高于新建工业园区, 此外工业园区内汽车制造业、橡胶与塑料制造业、化学原料及化学制品制造业存在对土壤造成 PAHs 和 PAEs 污染的工艺过程。(3) 工业园区土壤 PAHs 主要来源于燃烧源, 应着重关注园区企业燃煤燃油过程的污染物排放, 加强橡胶与塑料制造业、化学原料及化学制品制造业生产过程中 PAEs 管控。

关键词: 长三角; 土壤; 有机污染物; 多环芳烃; 邻苯二甲酸酯

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1077-08

Pollution Status and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalates in Soil of Industrial Parks in Yangtze River Delta. ZHANG Fu-ying, XU Ming, ZHOU Zeng-xing, SUN Lu-lu, LIN Chao-ba, ZHU Xue-zhu^① (College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: To assess the status of soil organic pollution in industrial parks, forty-five soil samples were collected from the representative industrial parks in Yangtze River Delta for analyzing soil organic pollution by gas chromatography equipped with a mass spectrometry detector, and their sources were also analyzed by characteristic ratio. There are computer, communication and electronic equipment manufacturing, chemical raw material and product manufacturing, rubber and plastic product manufacturing, automobile manufacturing, and textile and clothing industry in the representative industrial parks. The results show as follows: (1) The soils around the industrial parks were seriously polluted. 23 semi-volatile organic pollutants were detected in soil samples among which the detection rates of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and phthalates (PAEs) were 100% and 75.6%, respectively, and the concentrations were 2.19-15 200.90 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ and n.d. -4 168.56 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. (2) The concentrations of 4-6 rings PAHs in the old industrial parks are higher than those in the new industrial parks. In addition, attention should be paid to the process of soil pollution caused by automobile manufacturing, rubber and plastic manufacturing, computer communication and other manufacturing industries in the industrial parks. (3) The PAHs in soil of industrial parks mainly came from combustion sources. It is necessary to pay more attention to the pollutant discharge in the process of coal and fuel oil burning of enterprises in the parks, and to strengthen the control of PAEs in the production process of rubber and plastic manufacturing and chemical raw materials and chemical products manufacturing.

收稿日期: 2022-03-16

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1804301)

① 通信作者 E-mail: zhuxuezhu@njau.edu.cn

Key words: Yangtze River Delta; soil; organic pollutants; polycyclic aromatic hydrocarbons; phthalates

随着社会经济的迅速发展,城市化进程加快,产业结构深入调整,工业园区土壤污染问题也日渐严峻。据 2014 年全国土壤污染状况调查公报,长三角区域土壤污染问题突出,重污染企业周边土壤的点位超标率达 36.3%^[1]。

多环芳烃(PAHs)和邻苯二甲酸酯(PAEs)是广泛存在于工业园区周边土壤中的典型持久性有机污染物,PAHs 主要来源于人为活动,如煤炭、焦炭、原油、汽油、煤油、柴油、天然气和生物质等有机物的不完全燃烧或热解^[2-4]。土壤中聚积的 PAHs 会通过食物链积累,最终对人类产生致畸、致突变甚至致癌的影响^[5-7]。PAEs 广泛用于工业溶剂、塑料、建筑材料、纺织品、化妆品和医药产品的生产^[8-9],从而增加产品柔韧性,提高低温性能和阻燃性能。我国已成为世界最大的塑料消费国之一,需求量居全球第 2^[10],PAEs 年产量占全球的 42%^[11]。大量研究显示,PAEs 具有内分泌干扰效应,会对人类和动物生长发育及生殖能力造成严重影响,且具有“三致”风险,已被国际癌症研究机构(IARC)列为潜在致癌物质^[10, 12]。

迄今为止,国内外学者对工业场地周边土壤中有机污染开展了大量研究。冯嫣等^[13]检测到某废旧焦化厂的不同车间表层土壤中 Σ PAHs 含量为 672.8~144 814.3 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,部分土壤甚至达到重度污染。JIAO 等^[14]报道一家化工厂周围土壤检出超过 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 PAHs,达到严重污染水平。杨帆等^[15]报道某化工基地表层土壤 Σ PAHs 含量介于未检出~123.12 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,平均值竟高达 10.19 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。对于工业场地周边土壤中 PAEs 的研究大多集中于电子制造业和塑料制品制造业。WU 等^[16]研究报道了我国电子制造业附近土壤 Σ PAEs 总量为 8.63~171.64 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中 DEHP 含量居于首位;LIU 等^[17]对某电子垃圾拆解场土壤中调查发现,PAEs 含量为 11.8~17.9 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,主要 PAEs 为 DEHP 和 DBP。大多数研究聚焦于单一类型有机污染的含量与来源,对 PAHs、PAEs 这类有机复合污染及与污染型企业的潜在关系却鲜有研究。

长三角地区是世界上人口最密集、经济最繁荣的地区之一,工业企业分布较广,产业类型丰富,现有工业园区 100 余个,占全国 1/6 以上^[18-22]。针对长三角地区的江苏、浙江两省主要污染型产业(计算机通信及电子设备制造业、化学原料和化学制品制造业、橡胶及塑料制品制造业、汽车制造业、纺织

服装制造业),选择具有代表性的工业园区进行土壤样品采集,分析比较不同工业园区周边土壤中半挥发性有机污染物含量,并对其主要污染物组成及来源进行解析,为土壤环境管理和污染削减控制提供依据,从而促进长三角地区生态安全和高质量发展。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集及保存

选择 4 个位于长三角不同区域的城市(盐城、南京、宁波和绍兴)作为研究对象,盐城、南京分别位于长三角的北部和西南地区,宁波和绍兴位于东南地区。4 个城市均属于亚热带季风气候区,并且土壤类型以黄棕壤为主。这些城市工业发展存在差异,南京、宁波工业发展较早并且以煤炭石油、橡塑制造业、化学原料及化学制品制造业为主,而盐城和绍兴工业区建设较晚,主要以汽车制造业和纺织服装业等产业为主。

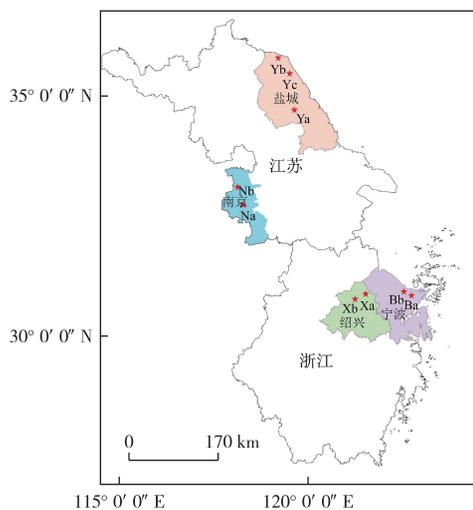
土壤样品采集时间为 2021 年 4—5 月,采样区域为长三角地区 4 个城市的 9 个主要工业园区,共 45 个采样点,工业园区的布置如图 1 所示,主要包括盐城市亭湖区电子产业园(Ya)、盐城市陈家港化学工业园区(Yb)、盐城市射阳染整产业园(Yc);南京市江宁经济技术开发区(Na)、南京化学工业园区(Nb);宁波经济技术开发区(Ba)、宁波石化经济技术开发区(Bb);绍兴上虞经济技术开发区(Xa)、绍兴袍江工业区(Xb)。共计 90 份土壤样品,涵盖了计算机通信及电子设备制造业(11 个点位)、化学原料和化学制品制造业(14 个点位)、橡胶及塑料制品制造业(9 个点位)、汽车制造业(5 个点位)及纺织服装制造业(6 个点位)。

根据工业园区特点,参照 HJ/T 25.2—2019《建设用土壤污染风险管控和修复检测技术导则》设置采样点。每个样点分别采集 0~20 及 >20~40 cm 不同深度的土壤样品,置于 40 mL 棕色试剂瓶,4 °C 以下低温运输至实验室后-40 °C 冷冻保存。

1.2 样品测试

取 5 g 研磨后过 0.23 mm 孔径筛的冷冻干燥的土壤样品于 40 mL 棕色玻璃离心管中,加入 100 μL 4,4'-三联苯- d_{14} 替代物(200 $\mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$),之后加入 10 mL 正己烷和二氯甲烷(体积比 1:1)溶液涡旋(2 000 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$)10 min,超声萃取 30 min,以 2 500 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 10 min(离心半径 10 cm),用玻璃滴管

吸取上清液后过无水硫酸钠-硅胶柱(上层 1 g 无水硫酸钠,中层 2 g 硅胶,下层 1 g 无水硫酸钠),提取过程重复 3 次。最后用 5 mL 正己烷洗脱无水硫酸钠-硅胶柱 3 次,收集所有萃取液和洗脱液于烧瓶中,40 °C 恒温下旋转蒸发至近干,在旋蒸瓶中加入 100 μL 内标溶液(200 $\mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$),并用二氯甲烷定容至 2 mL,过 0.22 μm 孔径滤膜后,取 1 mL 于 2 mL 棕色进样瓶中,-40 °C 保存待测。4,4'-三联苯- d_{14} 替代物作为回收率指示物。半挥发性有机物混标(包含优先管控的 16 种 PAHs 及 6 种 PAEs 的混合液)、内标溶液(1,4-二氯苯- d_4 、萘- d_8 、蒽- d_{10} 、菲- d_{10} 、蒾- d_{12} 和花- d_{12})均购于 AccuStandard 公司。



Ya—盐城市亭湖区电子产业园, Yb—盐城市陈家港化学工业园区, Yc—盐城市射阳染整产业园, Na—南京市江宁经济技术开发区, Nb—南京化学工业园区, Ba—宁波经济技术开发区, Bb—宁波石化经济技术开发区, Xa—绍兴上虞经济技术开发区, Xb—绍兴袍江工业区。
审图号:GS(2023)2816。

图 1 长三角地区各工业园采样区分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the Yangtze River Delta

土壤中半挥发性有机物利用气相色谱-质谱(GC-MS)联用仪(岛津 GC-MS QP2010 SE)分析。气相色谱条件:载气为高纯氦气(He),不分流进样,柱流量为 1.0 $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$,进样量 1.0 μL 。质谱条件:EI 电离源 70 eV,质量范围 35~450 amu,离子源温度 230 °C,接口温度 280 °C,四级杆温度 150 °C,溶剂延迟时间为 5 min。

每 20 个样品做一个空白试验,即在棕色玻璃离心管中加入 5 g 石英砂,其余步骤与土壤样品一致。所有测试数据均为 3 个平行样的平均值,平行样的标准差均小于其平均值的 15.0%。替代物回收率为 68.0%~86.0%,检出限为 1.00~12.00 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.3 源解析方法

采用特征比值法来确定 PAHs 的可能来源^[23]。特征比值法由于其自身受环境影响较小,所以被广泛用于 PAHs 来源解析^[24-25]。选用的特征比值为 BaA/(BaA + Chr)、Fla/(Fla + Prys) 和 Ant/(Ant + Phe)。

1.4 数据处理与分析方法

实验数据分析和作图采取 Origin 2019、ArcGIS 10.6 等软件。运用 SPSS 26.0 软件进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 工业园区土壤中 PAHs 和 PAEs 污染特征

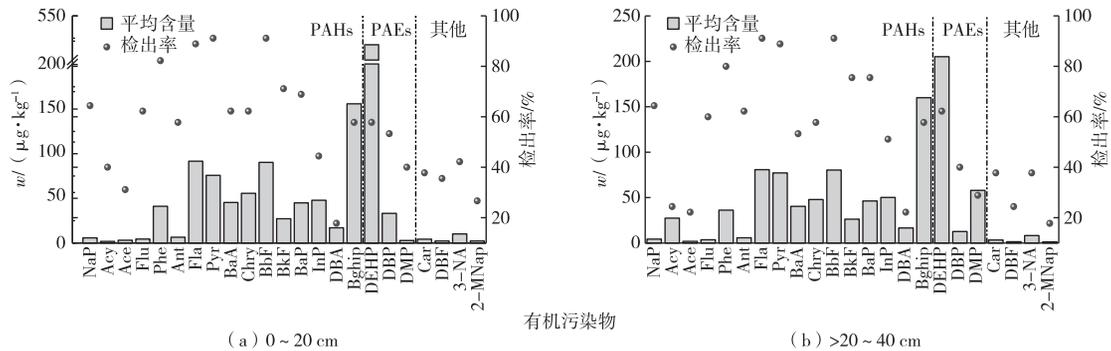
2.1.1 工业园区不同深度土壤中有机污染物检出率与含量范围

针对不同深度采集的 45 个点位的 90 份工业园区土壤样品中有机污染物检出率达 100.0%,共检测出 23 种半挥发性有机污染物,包含了美国环保局(USEPA)列出的 16 种优先控制 PAHs,3 种 PAEs(DEHP、DBP 和 DMP)以及 DBF、Car、3-NA、2-MNap。23 种半挥发性有机污染物均未超过标准中的第 2 类用地筛选值。根据一类建设用地标准计算内梅罗综合污染指数发现,1.1%为尚清洁但处于警戒线的用地,2.2%为轻污染用地。PAHs 与 PAEs 为检出率最高的污染物,检出率分别达 100.0%和 75.6%,含量范围为 2.19~15 200.90 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和未检出~4 168.56 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。前人研究结果与之类似,如 LÜ 等^[26]在对浙江省表层土壤 PAEs 空间分布特征进行分析时发现,PAEs 的总含量范围为 342~25 219 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。LI 等^[20]调查了长三角城市土壤中 16 种优先管控多环芳烃 $\Sigma_{16}\text{PAHs}$ 的分布、组成和来源, $\Sigma_{16}\text{PAHs}$ 含量范围为 21~2 034 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,中值为(124±338) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

不同深度土壤中有机污染物的检出率和平均含量如图 2 所示,随着土壤深度的变化,土壤中有有机污染物检出种类一致,但检出率及平均含量发生了变化。Ant、Fla、BkF、BaP、InP、DBA、DEHP 7 种致癌性有机污染物在 20~40 cm 土壤中的检出率超过了 0~20 cm 土壤。68.4%的有机污染物在 >20~40 cm 土壤中的平均含量低于 0~20 cm 土壤,降低幅度达 2.2%~61.8%,而 Pyr、BaP、InP、BghiP、DMP 在 >20~40 cm 土壤中的平均含量高于 0~20 cm 土壤,特别是 DMP 在 >20~40 cm 土壤中的平均含量较 0~20 cm 增加了 20 倍。推测高环 PAHs 更易在土壤下层聚集,原因是低环 PAHs 溶解度高,高环

PAHs 亲脂性强。在不断的水/土分配过程中,低环 PAHs 在向下迁移的同时更易被土壤微生物降解,

而高环 PAHs 易被土壤中的有机质吸附,最终造成土层间 PAHs 组成的规律性变化^[27]。



Nap—萘; Acy—苊烯; Ace—苊; Flu—苊; Phe—菲; Ant—蒽; Fla—荧蒽; Pyr—苝; BaA—苯并(a)苊; Chry—蒽; BbF—苯并(b)苊; BkF—苯并(k)苊; BaP—苯并(a)芘; InP—茚(1,2,3-cd)芘; DBA—二苯并(a,h)苊; BghiP—苯并(ghi)芘; DEHP—邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯; DBP—邻苯二甲酸二丁酯; DMP—邻苯二甲酸二甲酯; DBF—二苯并呋喃; Car—咔唑; 3-NA—3-硝基苯胺; 2-MN—2-甲基萘。

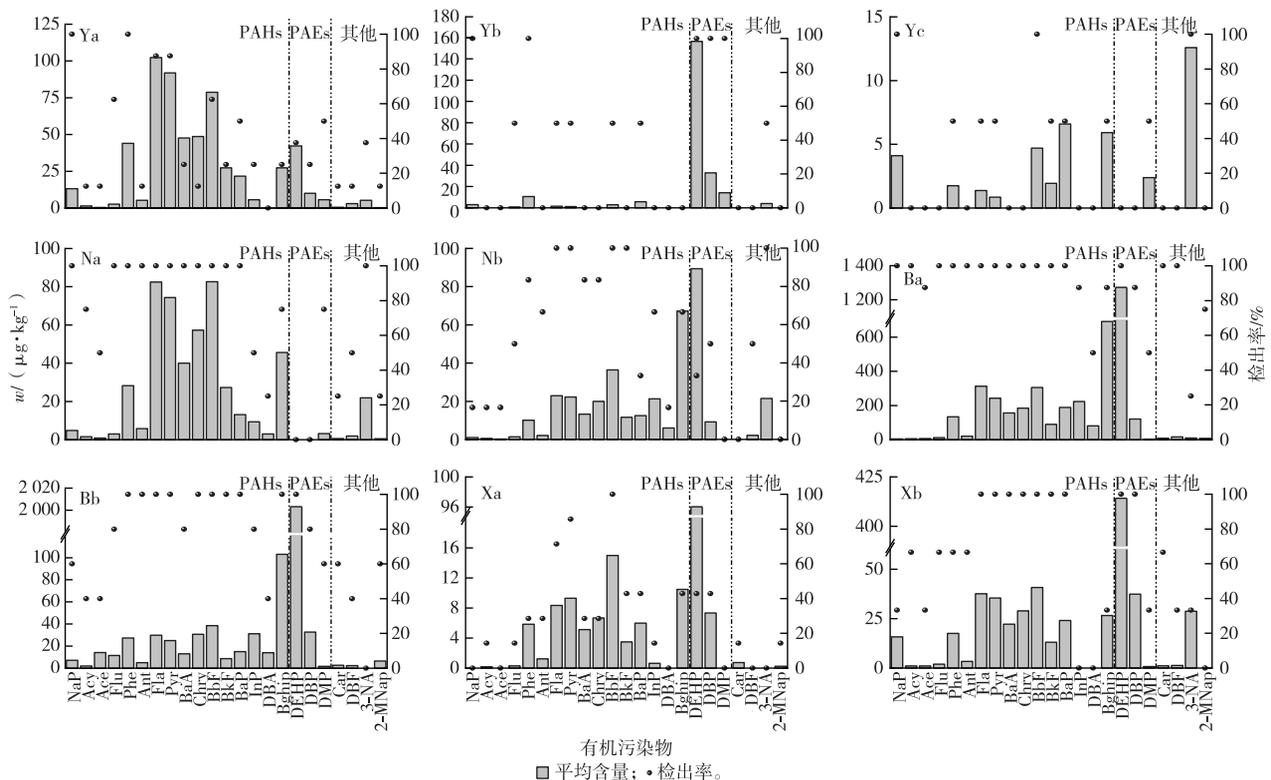
图 2 工业园区不同深度土壤中有机污染物的检出率和平均含量

Fig. 2 Detection rates and average concentrations of organic pollutants in soils of 0-20 and >20-40 cm depth

2.1.2 工业园区土壤中 PAHs、PAEs 组分特征

除 Yc 及 Na 外,其余工业园区均检测出 DEHP,且 Ba、Bb 工业园区土壤中 DEHP 检出含量最高,平均含量分别为 1 272.70 和 2 003.16 μg·kg⁻¹(图 3)。这与 LÜ 等^[26]研究结果一致,浙江省表层土壤中主要的 PAE 同源物为 DEHP(平均值为 1 727

ng·g⁻¹)。土壤 DEHP 一般是通过比化学键作用弱的氢键和范德华力连接,易从聚合物上迁移,随之释放到环境中^[28]。DEHP 这类 PAEs 的辛醇-水分配系数较大,较难被生物降解,易被土壤颗粒吸附,从而导致土壤中含量较高^[29-30]。



各工业园区名称代码见图 1,有机污染物名称见图 2。

图 3 不同工业园区土壤中 PAHs 及 PAEs 含量范围及平均值

Fig. 3 Concentrations of PAHs and PAEs in soils of different industrial parks

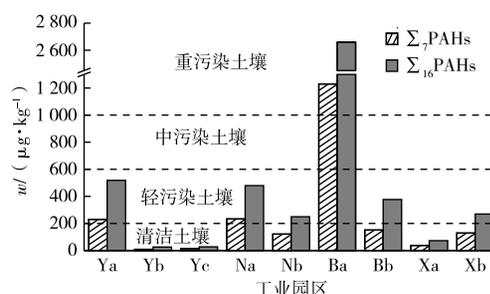
采样点周边的工业行业差异导致每个工业园区土壤的特征污染物存在差异。Ya 工业园区土壤最高检出含量污染物为 Fla, 平均含量为 $102.34 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; Yc 工业园区土壤最高检出含量污染物为 BaP, 平均含量为 $6.59 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; Na 工业园区土壤最高检出浓度污染物为 BbF, 平均含量为 $82.68 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。参照土壤 Σ_{16} PAHs 含量污染分级标准^[31], 土壤样品中 53.3% 属于清洁土壤 ($<200 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 22.2% 属于轻污染土壤 ($200 \sim 600 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 11.1% 属于中污染土壤 ($>600 \sim 1\,000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 13.3% 属于重污染土壤 ($>1\,000 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。按照工业园区划分来看(图 4), Yb、Yc、Xa 土壤中 Σ_{16} PAHs 含量均小于 $100 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 属于清洁土壤。Ya、Na、Nb、Bb、Xb 工业园区土壤中 Σ_{16} PAHs 含量为 518.10、479.31、249.40、376.62、269.20 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 属于轻污染土壤; 而 Ba 工业园区土壤中 Σ_{16} PAHs 含量为 $2\,659.73 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 属于重污染土壤, 并且 7 种致癌性 PAHs (Σ_7 PAHs) 的均值高达 $1\,229.78 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 高含量的 PAHs 污染可归因于工业的迅猛发展^[20]。将 DEHP、DBP、DMP 与美国 PAEs 化合物控制标准相比, 本次调查的 90 个土壤样品中有 7 个样品的 DBP 含量超过 $81 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的控制标准, 超标率达 7.8%; 3 个样品的 DMP 含量超过 $20 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的控制标准, 超标率达 3.3%; 并未有土壤样品 DEHP 含量超过控制标准。其中 DBP 含量的超标点位均位于 Ba、Bb 工业园区内, 应加强园区对于 DBP 的管控。

2.2 工业园区 PAHs、PAEs 组成特征、来源解析及相关性分析

2.2.1 工业园区不同深度土壤 PAHs、PAEs 组成特征及来源解析

根据 PAHs 性质和分子量的大小将其分为 LPAHs (2~3 环 PAHs)、MPAHs (4 环 PAHs)、HPAHs (5~6 环 PAHs)^[24,32]。各工业园区不同深度土壤中 PAHs 组成特征如图 5 所示, 盐城地区 (Ya、Yb、Yc) 表层土壤中 LPAHs 占比偏高, 尤其是 Yb 工业园区土壤中 2 环 PAHs 占比达 56.2%; 其余 3 地的工业园区土壤中 PAHs 组成以 HPAHs 为主, 占 Σ_{16} PAHs 的 37.8%~65.5%。冉宗信等^[32]对典型工业区土壤多环芳烃污染特征分析时发现, 各工业区土壤 PAHs 主要以 MPAHs 和 HPAHs 为主, 总体呈现出 HPAHs>MPAHs>LPAHs 的规律。有研究表明, HPAHs 主要产生于高温燃烧过程(如汽油和煤炭燃烧), 且普遍具有强致癌性^[32]。与此相比, Xa、Xb、Ya、Yb 为新兴工业园区, 受污染程度尚浅, 但由

于众多工业企业搬迁至此, 也应做好预防, 加强管理。除此之外, 除 Yb 工业园区外, 其余工业园区 >20~40 cm 土壤中 HPAHs 占比均超过 40%。推测原因是 LPAHs 挥发性强, 饱和蒸气压高, 更易以气态形式存在于大气中进行长距离输送(即外源输入), 而 HPAHs 不易挥发, 多结合在颗粒物上易伴随干、湿沉降进入地表, 甚至往土壤下层迁移^[24,33]。



各工业园区名称见图 1。 Σ_7 PAHs—7 种致癌性 PAHs 总量;
 Σ_{16} PAHs—16 种优先管控 PAHs 总量。

图 4 各工业园区 Σ_7 PAHs 及 Σ_{16} PAHs 平均含量
Fig. 4 Concentrations of Σ_7 PAHs and Σ_{16} PAHs in soils of different industrial parks

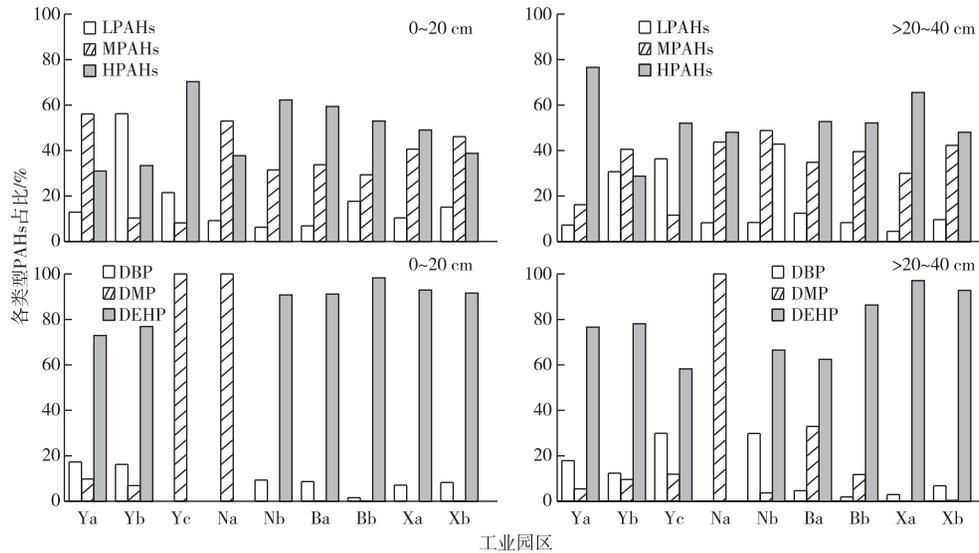
不同深度土壤中 PAEs 组成特征如图 3 所示, 除 Yc、Na 工业园区外, 其余工业园区土壤中 DEHP 占 Σ_3 PAEs 的比例高达 62.5%~98.3%, 且 0~20 cm 土壤中 DBP 和 DEHP 浓度均高于 DMP。据报道, 高分子量的 DBP 和 DEHP 更易在土壤中长期残留^[34]。不同 PAEs 来源也有所不同, DMP 主要来自燃煤, DBP 主要来自塑料制品和各种工业燃料的排放, DEHP 主要来自塑料生产加工过程的排放^[35]。由此可见, Yc、Na 工业园区土壤中 PAEs 主要来自于煤炭燃烧, 其余工业园区土壤 PAEs 主要来源于塑料生产加工过程。特别是 Ba 工业园区周边分布着较多的橡胶与塑料制品制造业, Bb 工业园分布着较多化学原料及化学制品制造业, 在橡胶及塑料制品及化学制品的生产加工过程中会使用 PAEs 作为添加剂, 从而提高产品的柔韧性和阻燃性, 因此应加强关注橡胶及塑料制品制造业和化学原料及化学制品制造业对工业园区土壤造成的 PAEs 污染问题。

2.2.2 不同企业类型周边土壤 PAHs 来源解析

利用特征比值法对不同行业周边土壤中 PAHs 的来源进行分析, 结果如图 6 所示。汽车制造业周边土壤中近 60.0% PAHs 来自石油源; 计算机、电子及其制造业周边土壤有 50.0% PAHs 来自石油源。除此之外, 其他行业以燃烧源为主, 如化学原料及

化学制品制造业周边土壤有 71.4%PAHs 来自燃烧源,其中 40.0%来源于煤、生物质燃烧,20.0%来自液体化石燃料燃烧;纺织服装业周边土壤 PAHs 全部来自燃烧源,其中 66.7%来源于煤、生物质燃烧,33.3%来自液体化石燃料燃烧;橡胶和塑料制品制造业周边土壤 PAHs 全部来自燃烧源,其中 100.0%存在煤、生物质燃烧,44.4%存在液体化石燃料燃

烧。能源消耗型行业大量化石燃料的燃烧或高温裂解导致 PAHs 等污染物大量释放,造成周边土壤的污染^[36]。因此确定土壤中 PAHs 来源是探究 PAHs 迁移转化的重要环节。源解析表明,对于橡胶和塑料制品制造业、汽车制造业和计算机、电子及其制造业需要关注石油的使用、燃烧过程中的 PAHs 排放,减少其对周边土壤的 PAHs 污染胁迫。



各工业园区名称见图 1。

LPAHs—2~3 环 PAHs; MPAHs—4 环 PAHs; HPAHs—5~6 环 PAHs。

图 5 各工业园区不同深度土壤中 PAHs、PAEs 组成特征

Fig. 5 Composition characteristics of PAHs and PAEs in soil at different depths of various industrial parks

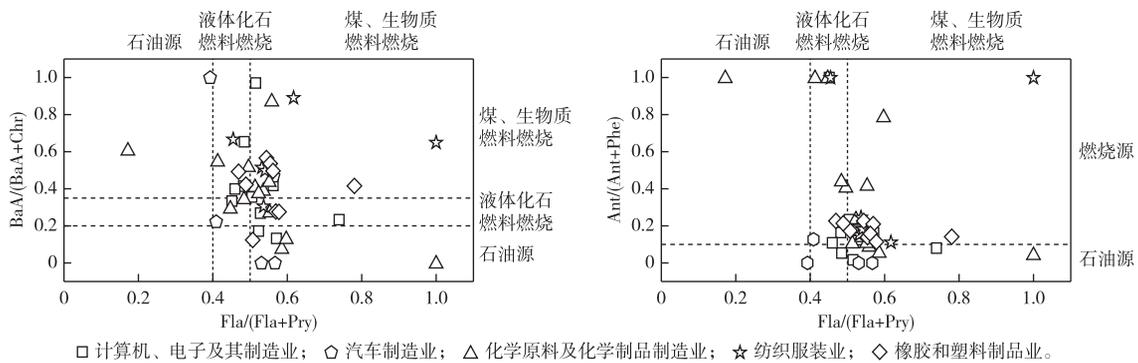


图 6 不同行业周边土壤中 BaA/(BaA+Chr) 与 Fla/(Fla+Pry)、Ant/(Ant+Phe) 与 Fla/(Fla+Pry) 比值分布

Fig. 6 Ratio of BaA/(BaA+Chr) to Fla/(Fla+Pry), Ant/(Ant+Phe) to Fla/(Fla+Pry) in soil surrounding different industries

Yb 工业园区分布着大量的汽车制造业,Yc 则以纺织服装业占主导,其余各工业园区不同企业类型占比见表 1。Ya、Na 工业园区分布着较多的汽车制造业和计算机、电子及其制造业,汽车制造业对石油类产品的消耗逐渐增多,汽车尾气排放及石油类产品在使用过程中的泄露对土壤中 PAHs 的贡献

也占较大比例^[37]。李春平等^[38]报道汽车制造业的 PAHs 污染主要是由于油漆过程中的溢漏、生产区域存储罐泄漏、场地上废物清洁剂或油漆污泥的处置导致。Nb、Ba、Bb 工业园区分布着较多的橡胶及塑料制品制造业、化学原料及化学制品制造业以及其他重工业企业,土壤中 PAHs 主要以 HPAHs 居

多,其来源以燃烧源为主,且以煤、生物质燃料燃烧居多。分析发现,土壤中有机污染状况不仅与其周边的企业类型有关,还与当地的工业发展情况、燃煤燃油量及企业建设年代存在一定联系,如 Ba 与 Nb 工业园区分布的企业类型相似,但其土壤中 PAHs 污染程度差异很大,Nb 土壤中 \sum_{16} PAHs 平均含量为 $249.40 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,属于轻污染土壤,而 Ba 土壤中 \sum_{16} PAHs 平均含量为 $2659.73 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,属于重污染土壤。Ba 工业园区为 20 世纪 90 年代建设的一批老工业园区,Nb 工业园区为 2000 年以后投入生产的,因此 Ba 工业园区较 Nb 工业园区生产时间长,其土壤受有机污染严重。

表 1 各工业园区不同企业类型的占比

Table 1 Proportion of different types of enterprises in each industrial park %

工业园区	计算机、通信及其电子制造业	汽车制造业	橡胶及塑料制品制造业	化学原料及化学制品制造业	纺织服装业
Ya	50.0	37.5	12.5	0	0
Yb	0	0.0	0	100	0
Yc	0	0.0	0	0	100
Na	50.0	25.0	25.0	0	0
Nb	0	0.0	33.3	66.7	0
Ba	12.5	12.5	37.5	25.0	12.5
Bb	20.0	0	20.0	40.0	20.0
Xa	28.6	0	14.3	42.9	14.3
Xb	33.3	0	0	33.3	33.3

各工业园区名称代码见图 1。

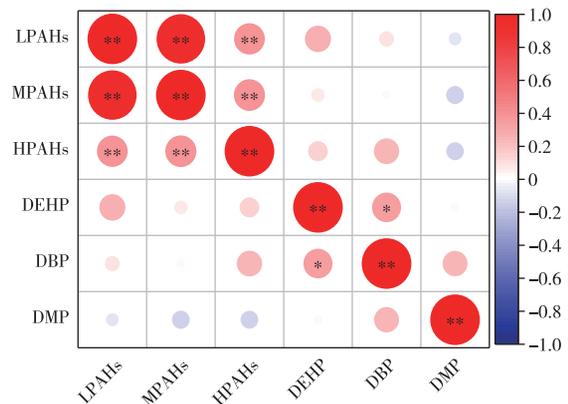
2.2.3 土壤中 PAHs、PAEs 相关性分析

将土壤中各类 PAHs 和 PAEs 进行相关性分析,结果如图 7 所示,不同环数 PAHs 之间均呈现极显著相关性($P < 0.01$),尤其 LPAHs 与 MPAHs 之间相关性更强,相关系数为 0.98,这可能是由于低中环 PAHs 的来源及归趋存在类似性^[39]。DEHP 与 DBP 呈显著相关($P < 0.05$),相关系数为 0.34。此外 PAEs 与 PAHs 之间并不存在明显相关性,这种相关性从另一方面也反映出以 PAHs 为代表的工业污染与以 PAEs 为代表的工业污染可能不具有同源性。

3 结论

(1)工业园区土壤中 PAHs 和 PAEs 主要为半挥发性有机污染物,其检出率分别为 100% 及 75.6%,含量分别为 $2.19 \sim 15200.90 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、未检出 $\sim 4168.56 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。以土壤中 \sum_{16} PAHs 总量进行分级,长三角地区工业园区 13.3% 土壤属于重污染。根据美国 PAEs 化合物控制标准,DBP 超标

率达 7.8%,DMP 超标率达 3.3%。



红色表示正相关,蓝色表示负相关,圆圈大小表示相关系数绝对值。

* 表示显著相关($P < 0.05$), ** 表示极显著相关($P < 0.01$)。

LPAHs—2~3 环 PAHs; MPAHs—4 环 PAHs; HPAHs—5~6 环 PAHs。

图 7 土壤中 PAHs 和 PAEs 的相关性分析

Fig. 7 Correlation analysis of PAHs and PAEs in soils

(2)多数工业园区土壤 PAHs 主要来源于燃烧源。不同工业园区的土壤有机污染不仅与其分布的企业类型有关,还与当地的工业发达程度、燃煤燃油量及建设年代有一定的关系。新建工业园区土壤环境好于 20 世纪 90 年代建设的工业园区。

(3)LPAHs 与 MPAHs 之间的来源及归趋存在类似性,但以 PAHs 为代表的工业污染与以 PAEs 为代表的工业污染不具有同源性。

参考文献:

- [1] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报(2014 年 4 月 17 日)[J].环境教育,2014(6):8-10.
- [2] TSIBART A S, GENNADIEV A N. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils: Sources, Behavior, and Indication Significance (a Review)[J]. Eurasian Soil Science, 2013, 46(7): 728-741.
- [3] LU Z, ZENG F G, XUE N D, et al. Occurrence and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Organo-mineral Particles of Alluvial Sandy Soil Profiles at a Petroleum-contaminated Site[J]. Science of the Total Environment, 2012, 433: 50-57.
- [4] MANARIOTIS I D, KARAPANAGIOTI H K, CHRYSIKOPOULOS C V. Degradation of PAHs by High Frequency Ultrasound [J]. Water Research, 2011, 45(8): 2587-2594.
- [5] LEMIEUX C L, LONG A S, LAMBERT I B, et al. Cancer Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contaminated Soils Determined Using Bioassay-derived Levels of Benzo[a]Pyrene Equivalents [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(3): 1797-1805.
- [6] QI H X, CHEN X L, DU Y E, et al. Cancer Risk Assessment of Soils Contaminated by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Shanxi, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 182: 109381.

- [7] 张雪英,李莲,祝佩茹,等.生物纳米 FeS 和磁性炭对 *Klebsiella* sp.LZ6 降解苈效果的影响[J].南京工业大学学报(自然科学版),2020,42(6):804-813.[ZHANG Xue-ying, LI Lian, ZHU Pei-ru, *et al.* Effects of Bio-nano FeS and Magnetic Carbon on Pyrene Degradation by *Klebsiella* Sp.LZ6[J].Journal of Nanjing Tech University (Natural Science Edition), 2020,42(6):804-813.]
- [8] SINGH I, VAIDYA A N, KUMAR A R. Occurrence, Distribution, Fate and Quantitation of Phthalates in Soils: A Review[J/OL]// [2021-12-22].https://www.tandfonline.com.
- [9] EREMINA N, PASCHKE A, MAZLOVA E A, *et al.* Distribution of Polychlorinated Biphenyls, Phthalic Acid Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Organochlorine Substances in the Moscow River, Russia [J]. Environmental Pollution, 2016, 210: 409-418.
- [10] 严青云,杨耀帅,罗海鲲,等.典型塑料生产加工地块土壤邻苯二甲酸酯及多环芳烃污染特征和健康风险[J].农业环境科学学报,2022,41(2):357-366.[YAN Qing-yun, YANG Yao-shuai, LUO Hai-kun, *et al.* Pollution Characteristics and Health Assessment of Phthalate Esters and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Soils of Plastic-producing Site[J].Journal of Agro-environment Science, 2022,41(2):357-366.]
- [11] GARCIA J M, ROBERTSON M L. The Future of Plastics Recycling [J]. Science, 2017, 358(6365): 870-872.
- [12] SUN J T, PAN L L, TSANG D C W, *et al.* Organic Contamination and Remediation in the Agricultural Soils of China: A Critical Review [J]. Science of the Total Environment, 2018, 615: 724-740.
- [13] 冯嫣,吕永龙,焦文涛,等.北京市某废弃焦化厂不同车间土壤中多环芳烃(PAHs)的分布特征及风险评价[J].生态毒理学学报,2009,4(3):399-407.[FENG Yan, LÜ Yong-long, JIAO Wen-tao, *et al.* Distribution and Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils from Different Workshops of an Abandoned Coking Factory in Beijing [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009,4(3):399-407.]
- [14] JIAO H H, WANG Q, ZHAO N N, *et al.* Distributions and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils around a Chemical Plant in Shanxi, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(10): 1198.
- [15] 杨帆,罗红雪,钟艳霞,等.宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价[J].环境科学,2021,42(5):2490-2501.[YANG Fan, LUO Hong-xue, ZHONG Yan-xia, *et al.* Spatial Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Risk Assessment of Topsoil PAHs in the Core Area of the Ningdong Energy and Chemical Industry Base [J]. Environmental Science, 2021,42(5):2490-2501.]
- [16] WU W, HU J, WANG J Q, *et al.* Analysis of Phthalate Esters in Soils near an Electronics Manufacturing Facility and from a Non-Industrialized Area by Gas Purge Microsyringe Extraction and Gas Chromatography [J]. Science of the Total Environment, 2015, 508: 445-451.
- [17] LIU S S, PENG Y F, LIN Q T, *et al.* Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate as a Chemical Indicator for Phthalic Acid Esters: An Investigation into Phthalic Acid Esters in Cultivated Fields and E-waste Dismantling Sites [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2019, 38(5):1132-1141.
- [18] JIA T Q, GUO W, XING Y, *et al.* Spatial Distributions and Sources of PAHs in Soil in Chemical Industry Parks in the Yangtze River Delta, China [J]. Environmental Pollution, 2021, 283: 117121.
- [19] FANG G C, WANG Q L, TIAN L X. Green Development of Yangtze River Delta in China under Population-resources-environment-development-satisfaction Perspective [J]. Science of the Total Environment, 2020, 727: 138710.
- [20] LI Y, LIU M, LI R K, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Soils of the Yangtze River Delta Urban Agglomeration, China: Influence of Land Cover Types and Urbanization [J]. Science of the Total Environment, 2020, 715: 137011.
- [21] ZHAN Y, SUN J T, LUO Y Z, *et al.* Estimating Emissions and Environmental Fate of Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate in Yangtze River Delta, China: Application of Inverse Modeling [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(5): 2450-2458.
- [22] 朱永慧,王倩,黄凌,等.长江三角洲 2010—2018 年生物质燃烧中等挥发性有机物(IVOCs)排放清单[J].环境科学,2020,41(8):3511-3517.[ZHU Yong-hui, WANG Qian, HUANG Ling, *et al.* Emission Inventory of Intermediate Volatility Organic Compounds(IVOCs) from Biomass Burning in the Yangtze River Delta during 2010-2018 [J]. Environmental Science, 2020, 41(8):3511-3517.]
- [23] ZHANG M N, TANG Z W, YIN H M, *et al.* Concentrations, Distribution and Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Seven Major River Basins in China over the Past 20 Years [J]. Journal of Environmental Management, 2021, 280: 111717.
- [24] 李静雅,吴迪,许芸松,等.长江三角洲区域表土中多环芳烃的近期分布与来源[J].环境科学,2016,37(1):253-261.[LI Jing-ya, WU Di, XU Yun-song, *et al.* Recent Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Topsoil of Yangtze River Delta Region [J]. Environmental Science, 2016, 37(1): 253-261.]
- [25] 葛祥,吴健,高松,等.典型化工集中区环境空气 SVOCs 污染特征及来源解析[J].环境科学,2021,42(12):5663-5672.[GE Xiang, WU Jian, GAO Song, *et al.* Pollution Characteristics and Source Analysis of Ambient Air SVOCs in Typical Chemical Concentration Areas [J]. Environmental Science, 2021, 42(12): 5663-5672.]
- [26] LÜ M Z, GAO W, LI J C, *et al.* Identification of Zones Contaminated with Phthalates and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Concentrations in Gridded Soil with 1/6° Latitude by 1/4° Longitude Resolution: A Case Study of Zhejiang, China [J]. Journal of Soils and Sediments, 2022, 22(1): 67-78.
- [27] 姚林林,张彩香,李佳乐,等.污灌区土壤中多环芳烃的垂直分布及可能来源[J].环境科学,2013,34(4):1553-1560.[YAO Lin-lin, ZHANG Cai-xiang, LI Jia-le, *et al.* Vertical Distribution and Possible Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Sewage Area Soil [J]. Environmental Science, 2013, 34(4): 1553-1560.]
- [28] WANG X T, MIAO Y, ZHANG Y, *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Urban Soils of the Megacity Shanghai: Occurrence, Source Apportionment and Potential Human Health Risk [J]. Science of the Total Environment, 2013, 447: 80-89.

- [29] 张海光,孙国帅,孙磊,等.典型覆膜作物土壤中邻苯二甲酸酯污染的初步研究[J].中国环境监测,2013,29(4):60-63. [ZHANG Hai-guang, SUN Guo-shuai, SUN Lei, *et al.* Preliminary Study on Phthalic Acid Esters Pollution of Typical Plastic Mulched Crops Soils[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2013, 29(4): 60-63.]
- [30] CARTWRIGHT C D, THOMPSON I P, BURNS R G. Degradation and Impact of Phthalate Plasticizers on Soil Microbial Communities [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19(5): 1253-1261.
- [31] MALISZEWSKA-KORDYBACH B. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils in Poland; Preliminary Proposals for Criteria to Evaluate the Level of Soil Contamination [J]. *Applied Geochemistry*, 1996, 11(1/2): 121-127.
- [32] 冉宗信,陈靖宇,王亚婷,等.典型工业区土壤多环芳烃污染特征及影响因素[J].环境科学,2019,40(10):4594-4603. [RAN Zong-xin, CHEN Jing-yu, WANG Ya-ting, *et al.* Characteristics and Influencing Factors of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Soils from Typical Industrial Areas of Chengdu [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(10): 4594-4603.]
- [33] WEI Y L, BAO L J, WU C C, *et al.* Association of Soil Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Levels and Anthropogenic Impacts in a Rapidly Urbanizing Region; Spatial Distribution, Soil-air Exchange and Ecological Risk [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 473/474: 676-684.
- [34] CUI L Z. Residual Analysis and Decomposition of PAES in Soil [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 28(4): 54-56.
- [35] ZHANG Z H, HE G X, PENG X Y, *et al.* Distribution and Sources of Phthalate Esters in the Topsoils of Beijing, China [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2014, 36(3): 505-515.
- [36] 张慧,郭文建,朱晨,等.不同类型企业周边土壤中多环芳烃来源解析与风险评价[J].环境监测管理与技术,2019,31(4): 28-32. [ZHANG Hui, GUO Wen-jian, ZHU Chen, *et al.* Source Apportionment and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils around Different Type of Enterprises [J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2019, 31(4): 28-32.]
- [37] 邓绍坡,吴运金,龙涛,等.我国表层土壤多环芳烃(PAHs)污染状况及来源浅析[J].生态与农村环境学报,2015,31(6): 866-875. [DENG Shao-po, WU Yun-jin, LONG Tao, *et al.* PAHs Contamination in the Surface Soil of China and Its Sources [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(6): 866-875.]
- [38] 李春平,陈梦舫,骆永明,等.重点行业的关注污染物与环境危害简析[J].环境监测管理与技术,2011,23(3): 7-13. [LI Chun-ping, CHEN Meng-fang, LUO Yong-ming, *et al.* Contaminants of Concern and Adverse Environmental Impact for Key Industries [J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2011, 23(3): 7-13.]
- [39] 袁珂月,钱雅慧,许丹丹,等.内蒙古乌达矿区土壤多环芳烃空间分布特征及分析[J].地球与环境,2022,50(5): 689-707. [YUAN Ke-yue, QIAN Ya-hui, XU Dan-dan, *et al.* Distribution Characteristics of Soil PAHs in Wuda Mining Area, Inner Mongolia [J]. *Earth and Environment*, 2022, 50(5): 689-707.]

作者简介:张馥颖(1997—),女,江苏南通人,博士生,主要研究方向为环境污染控制与生物修复。E-mail: 2022203013@stu.njau.edu.cn

(责任编辑:陈昕)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0706

周巧林,汪吉东,尚昊林,等.聚氨酯微塑料和秸秆添加对滨海脱盐潮土有机碳矿化及其组分的影响[J].生态与农村环境学报,2023,39(8):1086–1095.

ZHOU Qiao-lin, WANG Ji-dong, SHANG Hao-lin, et al. Effects of Polyurethane Microplastics and Straw Addition on Organic Carbon Mineralization and Its Components in Fluvo-aquic Soils in Binhai Area, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1086–1095.

聚氨酯微塑料和秸秆添加对滨海脱盐潮土有机碳矿化及其组分的影响

周巧林^{1,2,3}, 汪吉东^{1,2}, 尚昊林³, 梁 栋^{1,2①}, 焦加国^{3②} [1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/ 农业农村部江苏耕地保育科学观测站, 江苏 南京 210014; 2. 农业农村部盐碱土改良与利用(滨海盐碱地)重点实验室, 江苏 南京 210014; 3. 南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏 南京 210095]

摘要: 为模拟研究聚氨酯包膜控释肥微塑料残膜对土壤有机碳矿化及秸秆降解的影响,采集江苏省滨海地区脱盐潮土,进行为期 35 d 的室内培养试验。设置未添加物料(CK)、添加 0.1% (质量分数 w ,下同)微塑料(T1)、0.3%微塑料(T2)、1%微塑料(T3)、1%秸秆(S)、0.1%微塑料+1%秸秆混施(T1+S)、0.3%微塑料+1%秸秆混施(T2+S)、1%微塑料+1%秸秆混施(T3+S)共 8 个处理,分析微塑料及其与秸秆混施条件下土壤有机碳矿化速率、有机碳组分和酶活性的变化特征。结果表明,T3、T1+S、T2+S、T3+S 处理可显著促进土壤有机碳矿化,T1、T2 处理对有机碳矿化无显著影响。与对照相比,T1、T2、T3 处理显著提高了土壤累积矿化量,增幅为 72.77%~80.00%。微塑料和秸秆添加处理均增加了土壤可溶性有机碳(DOC)、微生物量碳(MBC)、易氧化有机碳(ROC)含量。与对照相比,微塑料处理的 DOC、MBC、ROC 含量分别增加 5.70%~57.43%、9.14%~41.92%和 2.87%~57.34%;与单施秸秆相比,微塑料+秸秆处理的 DOC、MBC、ROC 含量在培养期间分别增加 13.74%~75.82%、10.38%~60.19%和 2.21%~34.76%。微塑料和秸秆添加处理均显著提高了土壤 β -葡萄糖苷酶和过氧化氢酶活性。微塑料添加条件下土壤有机碳矿化速率与 DOC、MBC、ROC 含量及 β -葡萄糖苷酶活性均呈显著正相关,而与土壤过氧化氢酶活性无显著相关性。结果表明,聚氨酯微塑料短期内可以增加土壤活性碳组分,促进土壤有机碳矿化,聚氨酯微塑料和秸秆对有机碳矿化和酶活性的影响具有交互作用。

关键词: 微塑料; 包膜控释肥; 秸秆; 有机碳矿化

中图分类号: X524; X144; S156.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1086-10

Effects of Polyurethane Microplastics and Straw Addition on Organic Carbon Mineralization and Its Components in Fluvo-aquic Soils in Binhai Area, China. ZHOU Qiao-lin^{1,2,3}, WANG Ji-dong^{1,2}, SHANG Hao-lin³, LIANG Dong^{1,2①}, JIAO Jia-guo^{3②} [1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/ Jiangsu Scientific Observatory of Cultivated Land Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China; 2. Key Laboratory of Saline-alkali Soil Improvement and Utilization (Coastal Saline-alkali Lands), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China; 3. College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China]

Abstract: The purpose of this study is to assess the impact of microplastic residual from polyurethane (PU) coated controlled-release fertilizer on the rates of soil organic carbon mineralization and straw degradation. Soil samples collected from the coastal area of Jiangsu Province were tested for differences in the soil organic carbon mineralization rate, total content of organic carbon and enzymatic activity when microplastics, straw, or both, were added to soil. The soil conditions tested were; control with no added materials (CK), 0.1% (mass fraction) microplastics (T1), 0.3% microplastics (T2), 1%

收稿日期: 2022-07-12

基金项目: 国家自然科学基金(42207353); 江苏省农业自主创新资金[CX(21)-1009]; 江苏省重点研发计划(BE2021378)

① 通信作者 E-mail: dliang@jaas.ac.cn

② 共同通信作者 E-mail: jiaguojiao@njau.edu.cn

microplastics (T3), 1% straw (S), and all subsequent combinations of microplastics with straw. Over the course of 35 days, 1% microplastics or microplastics plus straw (T3, T1+S, T2+S and T3+S) significantly promoted soil organic carbon mineralization, while lower amounts of microplastics (T1 and T2) had no significant effect. T1, T2 and T3 significantly increased the cumulative soil mineralization amount by 72.77%–80.00%. Furthermore, microplastics and straw also increased the amounts of soil soluble organic carbon (DOC), microbiological biomass carbon (MBC) and easily oxidized organic carbon (ROC). Compared with the control (CK) treatments T1, T2, and T3 significantly increased the DOC, MBC and ROC by 5.70%–57.43%, 9.14%–41.92% and 2.87%–57.34%, respectively. Compared with straw treatment (S) alone, the presence of both microplastics and straw having an additive effect on abundance with the increasing of DOC, MBC and ROC by 13.74%–75.82%, 10.38%–60.19% and 2.21%–34.76%, respectively. Furthermore, both microplastics and straw supplementation significantly increased the activities of β -glucosidase (GLU) and catalase (CAT) in soil, exemplifying a generally increasing trend in soil organic mineralization and enzymatic activity in the presence of microplastics and straw.

Key words: microplastics; coated controlled release fertilizer; straw; organic carbon mineralization

微塑料污染已成为全球环境问题^[1]。颗粒直径小于 5 mm 的塑料被定义为微塑料^[2]。微塑料主要通过地膜覆盖、污水灌溉、污泥堆肥和包膜控释肥使用等方式进入农业土壤^[3]。近年来,包膜控释肥残膜在土壤中的环境效应引起了广泛关注^[4]。包膜控释肥具有提高化肥利用率、节省劳力、增产增效以及减少环境污染等优点,已广泛运用于农业生产^[5]。控释肥的关键是外包膜,其种类繁多,主要包括聚烯烃、聚乙烯、聚酯、聚丙烯酰胺和聚氨酯等^[6]。其中,聚氨酯因成本低、性能优良以及良好的生物降解特性等优势被认为是最有前景的膜材类别,约占全国包膜控释肥数量的 35%^[7]。

包膜控释肥残膜颗粒粒径通常小于 2.5 mm,是典型的微塑料^[8]。然而,在肥料养分彻底释放后,包膜控释肥残膜残留在土壤中,导致土壤中微塑料持续积累,可能对土壤结构和环境带来潜在危险^[9]。KATSUMI 等^[10]报告了日本 19 个稻田的土壤中聚乙烯包膜控释肥来源微塑料含量范围为 6~369 mg·kg⁻¹(平均 144 mg·kg⁻¹),远高于其他国家农田中的微塑料含量。农田环境中,在阳光、温度、水分等多种因素综合作用下,这些聚合物残膜会发生一定程度的降解^[11],但因其结构复杂,在自然环境下降解速度很慢,且具有极强的残留性,会对土壤生态系统造成长期影响^[12]。目前,国内外学者主要从土壤理化特性、土壤微生物等方面来研究包膜控释肥残膜对土壤环境的影响。鄂玉联等^[13]发现,聚丙烯酰胺残膜进入土壤后,可以改善土壤结构,提高 0.053~2.000 mm 团聚体含量,提高土壤孔隙度和通气透水能力。李晶晶等^[14]研究发现,聚丙烯酰胺残膜进入土壤中可提高土壤水分入渗能力,减少地表径流。王学霞等^[15]发现,聚氨酯残膜施入土壤 120 d 后,土壤 DOC 含量增加,土壤细菌群落多样性显著提高。有机碳矿化即土壤中活性

有机碳组分被微生物分解和利用从而释放出 CO₂ 的过程,受土壤理化性质、土壤有机质的化学组成和土壤微生物种群活性等诸多因子影响^[16]。然而,包膜控释肥残膜导致土壤团聚体、通气透水性等土壤物理性质以及微生物多样性发生改变,可能对土壤有机碳矿化速率及 CO₂ 排放造成影响,而关于这方面的研究鲜见系统报道,更多特征及机制还有待深入研究。

有机碳周转是土壤肥力的重要特征,而秸秆还田可显著提升土壤有机碳含量。研究控释肥残膜对土壤中有机碳转化及秸秆降解过程的影响具有重要意义。盐碱土是我国重要的后备土壤资源,而滨海地区是盐碱土集中分布地区之一^[17]。长期以来,滨海区域土地利用方式以耕地为主,但因土壤贫瘠且结构差,土壤有机质含量低,农业生产能力弱^[18]。因此,近年来当地主要通过秸秆还田、增施包膜控释肥等改善土壤结构和提升土壤产出。生态安全评价表明,只有当土壤资源处于无污染、无威胁和未破坏的健康状态下时,土地资源才能被持续利用^[19]。然而,控释肥残膜微塑料残留在土壤中,导致土壤中的微塑料持续积累。同时,秸秆输入后微塑料对土壤有机碳转化的影响规律尚不清楚。因此,该研究通过添加不同量的聚氨酯微塑料和秸秆,研究不同处理对土壤有机碳矿化和碳组分的影响,探究微塑料和秸秆添加下土壤碳转化特征,重点解析微塑料对土壤有机碳矿化的影响方式和作用机理,为科学了解聚氨酯残膜微塑料对土壤碳循环、土壤健康等方面的影响提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 土壤

供试土壤来自江苏省盐城市滨海县界牌镇黄

河湾绿色科技产业园 (34. 106° N, 119. 868° E), 该地区属于温带湿润季风气候区, 年均降水量 900 ~ 1 066 mm, 年均气温 13. 7 ~ 14. 4 °C, 土壤类型为黄河冲积物发育形成的典型潮土, 质地为壤质砂土。种植制度为小麦-玉米轮作, 2022 年 3 月 1 日采集 0~20 cm 深度土壤, 剔除大型土壤动植物残体, 过 2 mm 孔径筛。土壤基本理化性质如下: pH 值 8. 08, 电导率 (EC) 为 350. 5 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, 有机质和全氮含量分别为 5. 38 和 0. 32 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 有效磷和速效钾含量分别为 7. 92 和 134. 67 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1. 1. 2 供试包膜材料

微塑料为聚氨酯 (PU) 粉末, 来源于聚氨酯包膜, 由异氰酸酯和植物油基多元醇制成。将包膜肥料用蒸馏水浸泡, 使其表层产生细缝, 用自来水浸泡并将所有的核芯肥料清洗干净, 然后再用蒸馏水清洗 3 遍残膜, 置于干燥箱中 40 °C 烘干, 用电动粉碎机粉碎, 过 0. 053 mm 孔径筛, 备用。

1. 1. 3 供试秸秆

于 2020 年夏季采集小麦秸秆, 将成熟小麦植株去除地下部分后采回, 地上部分 (不含穗) 在干燥箱中 75 °C 烘干, 粉碎后过 1 mm 孔径筛, 秸秆总碳和总氮含量分别为 471. 6 和 8. 43 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1. 2 试验设计

矿化培养在室内恒温条件下进行, 共设置 8 个处理。(1) CK: 空白对照 (不添加微塑料、秸秆); (2) T1: 添加 $w = 0. 1\%$ (以干土计, 下同) 微塑料; (3) T2: 添加 $w = 0. 3\%$ 微塑料; (4) T3: 添加 $w = 1\%$ 微塑料; (5) S: 添加 $w = 1\%$ 秸秆; (6) T1+S: 添加 $w = 0. 1\%$ 微塑料和 $w = 1\%$ 秸秆; (7) T2+S: 添加 $w = 0. 3\%$ 微塑料和 $w = 1\%$ 秸秆; (8) T3+S: 添加 $w = 1\%$ 微塑料和 $w = 1\%$ 秸秆。每个处理重复 3 次。

称取 50 g 风干土壤样品于 500 mL 培养瓶中, 加入去离子水调节含水量为田间持水量的 60%, 置于 25 °C 恒温培养箱中预培养 2 周以活化土壤微生物。在预培养结束后, 按照以上比例将微塑料和秸秆与土壤进行充分混合, 并调节含水量至田间持水量的 60%。密封好后在 25 °C 恒温培养箱中暗培养。在试验 1、3、5、7、10、14、21、28、35 d 进行有机碳矿化测定。同时, 在试验 1、7、14 和 35 d 采集土壤样品进行分析。

1. 3 测定指标及方法

(1) 土壤有机碳矿化量: 采用 NaOH 吸收滴定法测定土壤有机碳矿化量^[20]。将盛有 10 mL 0. 5 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液的吸收杯悬挂于培养瓶中, 测定时用镊子小心更换碱液吸收杯, 向换出的吸收杯中

加入 2 mL 的 1 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ BaCl₂ 溶液, 再滴加 2 滴酚酞指示剂, 用 0. 5 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl (每次滴定前用硼砂进行标定) 滴定至红色消失。根据 HCl 滴定量计算培养期内全土中有机碳的矿化量。

(2) 有机碳组成及酶活性: 土壤可溶性有机碳 (DOC) 含量采用 0. 05 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ K₂SO₄ 溶液提取, 有机碳分析仪测定^[21]。土壤微生物量碳 (MBC) 含量采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法测定^[22]。土壤易氧化有机碳 (ROC) 含量采用 0. 333 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KMnO₄ 氧化法测定^[23]。土壤 β -葡萄糖苷酶 (GLU) 以及土壤过氧化氢酶 (CAT) 活性采用索莱宝试剂盒测定。

1. 4 数据统计分析

土壤有机碳矿化量计算公式为

$$M_{\text{SOC}} = C_{\text{HCl}} \times (V_0 - V_1) \times 22 / 0. 02. \quad (1)$$

式 (1) 中, M_{SOC} 为土壤有机碳矿化量, 以生成的 CO₂ 量计, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_{HCl} 为盐酸浓度, $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; V_0 为空白对照消耗的盐酸体积, mL; V_1 为试验处理消耗的盐酸体积, mL。

土壤有机碳矿化速率为培养期间有机碳矿化量除以培养天数。数据统计及分析采用 SPSS 25. 0 软件, 采用 Duncan 检验进行差异显著性分析 ($P < 0. 05$), 用 OriginPro 2019b 和 Excel 2016 软件进行数据处理和绘图。

2 结果与分析

2. 1 微塑料和秸秆添加对土壤有机碳矿化和组分的影响

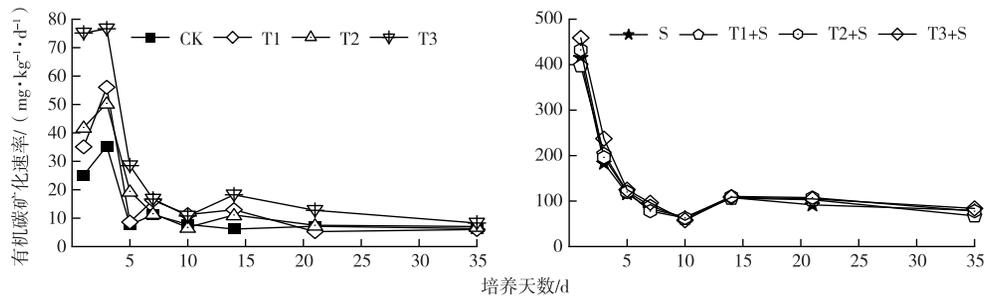
2. 1. 1 土壤有机碳矿化速率的动态变化

如图 1 所示, 高浓度微塑料 (T3) 和秸秆添加处理 (T1+S、T2+S、T3+S) 显著提高了土壤有机碳矿化速率 ($P < 0. 05$), 而低、中浓度微塑料 (T1、T2) 对土壤有机碳矿化无显著影响。添加不同浓度微塑料处理的有机碳矿化速率在培养 3 d 时达到峰值, 随后快速下降, 10 d 时达最低值, 在 14 d 时略有回升后继续下降。在培养 3 d 时, 未添加秸秆条件下, 添加 0. 1%、0. 3% 和 1% 微塑料处理的土壤有机碳矿化速率分别是 CK 的 1. 39、1. 66 和 2. 99 倍, 秸秆添加处理差异不显著。

2. 1. 2 微塑料和秸秆添加对土壤有机碳累积矿化量的影响

T1、T2、T3 处理的有机碳累积矿化量较 CK 分别提高 72. 73%、74. 33%、79. 97% ($P < 0. 05$) (图 2)。与 S 处理相比, T1+S 和 T2+S 处理对有机碳累积矿化量无显著影响, T3+S 处理有机碳累积矿化量增加

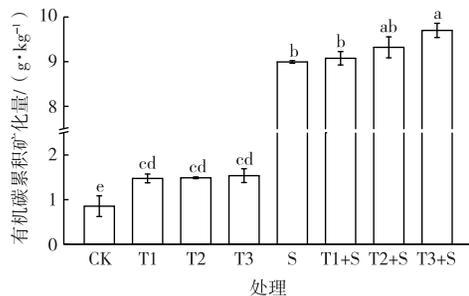
7.80% ($P < 0.05$)。微塑料、秸秆添加处理及两者交互作用均显著影响土壤有机碳累积矿化量(表 1)。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同) 微塑料; T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆; T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆; T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。

图 1 不同处理土壤有机碳矿化速率

Fig. 1 Rate of soil organic carbon mineralization in different treatments



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同) 微塑料; T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆; T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆; T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。

直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 2 不同处理土壤有机碳累积矿化量

Fig. 2 Cumulative mineralization of soil organic carbon under different treatments

表 1 微塑料、秸秆及两者交互作用对土壤有机碳累积矿化量的影响

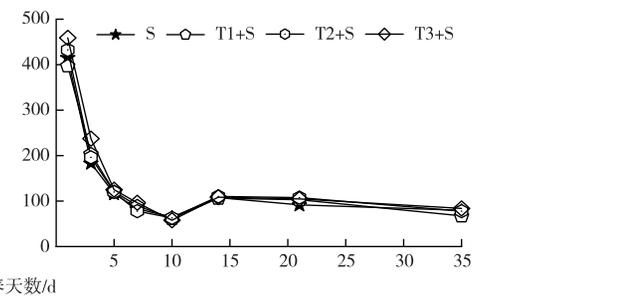
Table 1 Effect of microplastics, straw and their interaction on soil organic carbon mineralization

处理	自由度 df	F 值
微塑料	3	13.080 **
秸秆	1	7.053.638 **
微塑料+秸秆	3	3.287 *

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。

2.1.3 微塑料和秸秆添加对土壤 DOC 的影响

不同浓度微塑料和秸秆添加处理土壤 DOC 含量呈现先下降后上升的变化趋势(图 3)。在培养 1 d 时, T3 处理的土壤 DOC 含量较 CK 显著提高, 增幅达 31.70% ($P < 0.05$); 在培养 14 d 时, T1、T2、T3 处理的土壤 DOC 含量分别显著提高 7.21%、18.26% 和 45.65% ($P < 0.05$); 在培养 7 和 35 d 时,



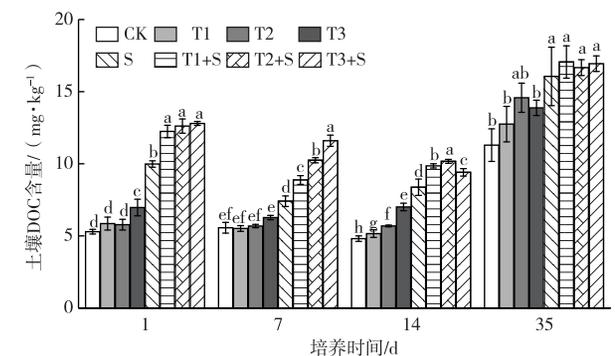
CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同) 微塑料; T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆; T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆; T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。

图 3 不同处理土壤 DOC 含量

Fig. 3 DOC content in different soil treatments

T1、T2、T3 处理的土壤 DOC 含量无显著性差异。

在培养期间, S 处理的土壤 DOC 含量较 CK 显著提高 ($P < 0.05$)。与 S 处理相比, 在培养 1、7 和 14 d 时, T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤 DOC 含量均有显著提高 ($P < 0.05$), 分别提高 19.89% ~ 56.71%、13.74% ~ 37.90% 和 65.94% ~ 75.82%; 培养 35 d 时, 各添加秸秆处理间土壤 DOC 含量无显著性差异。微塑料、秸秆添加及两者交互作用在培养 1 和 14 d 时对土壤 DOC 含量影响显著(表 2)。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同) 微塑料; T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆; T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆; T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。

同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 3 不同处理土壤 DOC 含量

Fig. 3 DOC content in different soil treatments

2.1.4 微塑料和秸秆添加对土壤 MBC 的影响

在整个培养过程中, 土壤 MBC 含量呈现先下降后上升的趋势(图 4)。与 CK 相比, 培养 1 d 时, T1、T2、T3 处理显著提高了土壤 MBC 含量 ($P < 0.05$), 分别提高 17.05%、28.91% 和 41.92%; 在培养 7 d 时, T3 处理土壤 MBC 含量提高 46.83% ($P < 0.05$);

在培养 14 d 时,不同浓度微塑料处理土壤 MBC 含量无显著性差异;在培养 35 d 时,T1、T3 处理土壤

MBC 含量分别提高 9.14% 和 14.72% ($P < 0.05$)。

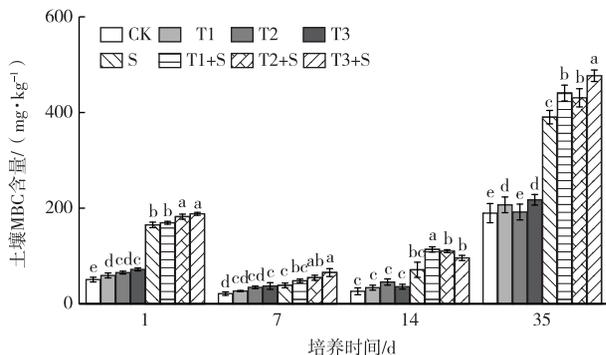
表 2 微塑料、秸秆及两者交互作用对土壤 DOC、MBC 和 ROC 的影响

Table 2 Effects of microplastics, straw and their interaction on DOC, MBC and ROC in soil

指标	处理	不同培养时间的 F 值			
		1 d	7 d	14 d	35 d
DOC	微塑料	16.422**	16.282	443.048**	0.680
	秸秆	697.804**	313.595**	8200.193**	5.285*
	微塑料+秸秆	7.535**	16.046*	581.573**	0.231
MBC	微塑料	11.305**	1458.631*	73.931	60.859**
	秸秆	1767.442**	5.776**	1.476**	5669.651**
	微塑料+秸秆	19.881**	37.407**	1.055	16.136**
ROC	微塑料	29.156**	137.995**	134.648**	33.843**
	秸秆	10973.797**	3989.116**	1504.910**	15.208**
	微塑料+秸秆	29.822**	17.120**	74.313**	6.004**

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。

与 CK 相比,培养期间 S 处理显著提高了土壤 MBC 含量。与 S 处理相比,在培养 1、7 d 时,T2+S、T3+S 处理土壤 MBC 含量分别提高 10.42% ~ 14.05% 和 14.07% ~ 21.82% ($P < 0.05$);在培养 14 d 时,T1+S 处理土壤 MBC 含量提高 60.19% ($P < 0.05$);在培养 35 d 时,添加秸秆处理土壤 MBC 含量分别提高 12.91%、10.38% 和 22.20% ($P < 0.05$)。微塑料、秸秆添加及两者交互作用在培养 1、7 和 35 d 时对土壤 MBC 含量影响显著(表 2)。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同)微塑料;
T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆;
T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆;
T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。
同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)。

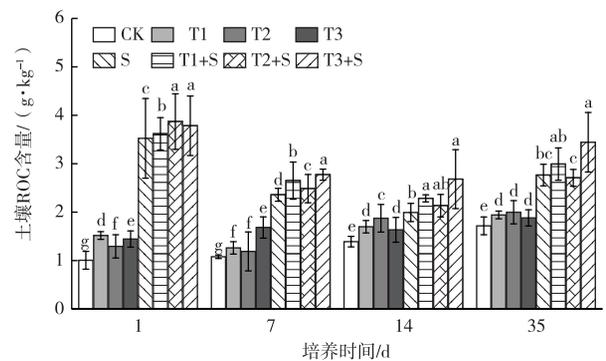
图 4 不同处理土壤 MBC 含量

Fig. 4 MBC content in different treatments

2.1.5 微塑料和秸秆添加对土壤 ROC 的影响

在培养 1、7 和 14 d 时,T1、T2、T3 处理土壤 ROC 含量均有显著提高 ($P < 0.05$),较 CK 分别提高 17.97% ~ 51.80%、11.13% ~ 29.31% 和 44.49% ~

57.34%。在培养 35 d 时,T1、T2、T3 处理土壤 ROC 含量较 CK 分别提高 12.92%、16.16% 和 9.39% ($P < 0.05$) (图 5)。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同)微塑料;
T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆;
T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆;
T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。
同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)。

图 5 不同处理土壤 ROC 含量

Fig. 5 ROC content in different treatments

与 CK 相比,培养期间 S 处理土壤 ROC 含量显著提高。与 S 处理相比,在培养 1 d 时,T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤 ROC 含量均显著提高 ($P < 0.05$),分别提高 2.21%、6.91% 和 4.52%;在培养 7 d 时,T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤 ROC 含量分别提高 12.42%、6.52% 和 17.64% ($P < 0.05$);在培养 14 d 时,T1+S 和 T3+S 处理土壤 ROC 含量分别提高 14.84% 和 34.76% ($P < 0.05$);在培养 35 d 时,T3+S 处理土壤 ROC 含量提高 24.32% ($P < 0.05$)。微塑料、秸秆添加及两者交互作用在培养 1、7、14 和 35 d

时对土壤 ROC 含量均影响显著(表 2)。

2.1.6 微塑料和秸秆添加对土壤有机碳含量变化的影响

培养末期 35 d 时, T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤有机碳净累积矿化量分别为 8.22、8.47 和 8.85 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。与 CK 相比, T1+S 处理的土壤 DOC、MBC、ROC 含量分别增加 5.76、250.98 和 1 270 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, T2+S 处理分别增加 5.38、241.08 和 990 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, T3+S 处理分别增加 5.65、287.21 和 1 720 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

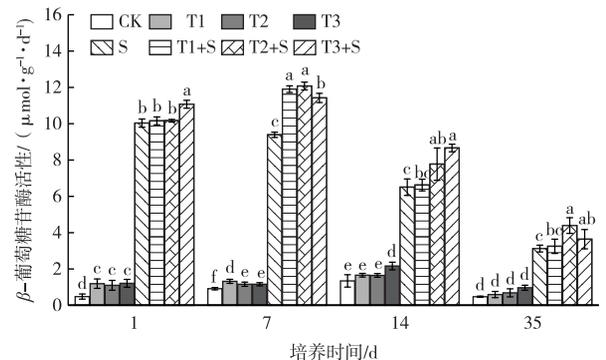
2.2 微塑料和秸秆添加对土壤酶活性的影响

2.2.1 微塑料和秸秆添加对土壤 β -葡萄糖苷酶活性的影响

如图 6 所示, 与 CK 相比, 在培养 1 d 时, T1、T2、T3 处理显著提高了土壤 β -葡萄糖苷酶活性 ($P < 0.05$), 分别是 CK 的 1.46、1.29 和 1.52 倍; 在培养 7 d 时, T1、T2、T3 处理土壤 β -葡萄糖苷酶活性分别提高 43.96%、27.66% 和 28.30% ($P < 0.05$); 在培养 14 d 时, T3 处理土壤 β -葡萄糖苷酶活性显著提高 61.19% ($P < 0.05$); 在培养 35 d 时, 不同浓度微塑料处理无显著性差异。

秸秆对 β -葡萄糖苷酶活性有显著促进作用, S 处理 β -葡萄糖苷酶活性在 1、7、14 和 35 d 时分别是 CK 的 21.93、7.81、3.84 和 10.05 倍。与 S 处理相比, 在培养 1 d 时, T3+S 处理土壤 β -葡萄糖苷酶活

性提高 5.40% ($P < 0.05$); 在培养 7 d 时, T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤 β -葡萄糖苷酶活性分别提高 26.91%、27.98% 和 21.50% ($P < 0.05$); 在培养 14 d 时, T2+S 和 T3+S 处理分别提高 19.60% 和 33.29% ($P < 0.05$); 在培养 35 d 时, T2+S 和 T3+S 处理分别提高 40.80% 和 16.66% ($P < 0.05$)。微塑料、秸秆添加及两者交互作用在培养 1、7 和 14 d 时对土壤 β -葡萄糖苷酶活性影响显著(表 3)。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 w , 下同) 微塑料; T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆; T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆; T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。
同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 6 微塑料和秸秆对土壤 β -葡萄糖苷酶活性的影响

Fig. 6 Effect of microplastics and straw on soil β -glucosidase activity

表 3 微塑料、秸秆及两者交互作用对土壤 β -葡萄糖苷酶和过氧化氢酶活性的影响

Table 3 Effects of microplastics, straw and their interaction on soil β -glucosidase and catalase activity

酶活性	处理	不同培养时间的 F 值			
		1 d	7 d	14 d	35 d
β -葡萄糖苷酶	微塑料	64.367**	59.861**	6.374*	3.243
	秸秆	5 537.781**	12 022.976**	464.679**	251.349**
	微塑料+秸秆	55.213**	63.945**	1.976*	5.276*
过氧化氢酶	微塑料	27.867	21.028**	2.359	1.298
	秸秆	106.547**	231.977**	3.722	20.189*
	微塑料+秸秆	4.227	2.878*	0.594	0.839

* 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$ 。

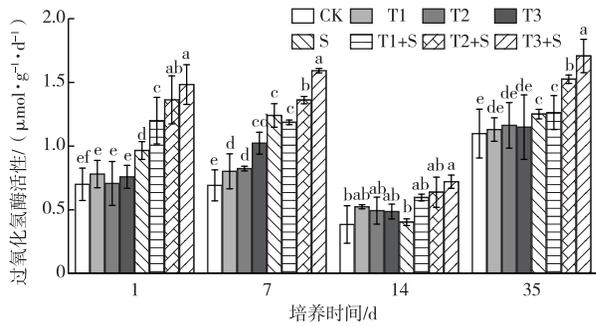
2.2.2 微塑料和秸秆添加对土壤过氧化氢酶活性的影响

与 CK 相比, 在培养 1、14 和 35 d 时, T1、T2、T3 处理土壤过氧化氢酶活性上升, 但差异未达显著水平; 在培养 7 d 时, T1、T2、T3 处理土壤过氧化氢酶活性分别提高 27.10%、29.13% 和 35.95% ($P < 0.05$) (图 7)。

在培养 1、7 和 35 d 时, 添加秸秆对土壤过氧化氢酶活性有显著促进作用, S 处理土壤过氧化氢酶

活性较 CK 分别提高 64.12%、73.50% 和 13.90% ($P < 0.05$)。与 S 处理相比, 在培养 1 d 时, T1+S、T2+S 和 T3+S 处理土壤过氧化氢酶活性均有显著提高, 分别提高 10.13%、19.39% 和 38.86% ($P < 0.05$); 在培养 7 d 时, T2+S、T3+S 处理土壤过氧化氢酶活性分别提高 19.39% 和 37.65% ($P < 0.05$); 在培养 14 d 时, T3+S 处理提高 78.89% ($P < 0.05$); 在培养 35 d 时, T2+S、T3+S 处理分别提高 33.75% 和 49.75% ($P < 0.05$)。微塑料、秸秆添加及其交互

用在培养 7 d 时对土壤过氧化氢酶活性影响显著。



CK—空白对照; T1—添加 0.1% (质量分数 *w*, 下同) 微塑料;
T2—添加 0.3% 微塑料; T3—添加 1% 微塑料; S—添加 1% 秸秆;
T1+S—添加 0.1% 微塑料和 1% 秸秆; T2+S—添加 0.3% 微塑料和 1% 秸秆;
T3+S—添加 1% 微塑料和 1% 秸秆。
同一组直方柱上方英文小写字母不同表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

图 7 微塑料和秸秆对土壤过氧化氢酶活性的影响

Fig. 7 Effect of microplastics and straw on soil catalase activity

2.3 有机碳矿化速率与土壤活性有机碳含量和酶活性的相关性分析

有机碳矿化速率与土壤活性有机碳含量和酶活性的相关性分析如表 4 所示。由表 4 可知,有机碳矿化速率与 DOC、MBC、ROC 含量和 β -葡萄糖苷酶活性呈显著正相关。MBC 与 ROC 含量呈显著正相关,而 DOC 与 MBC、ROC 含量无显著相关性。DOC、MBC、ROC 含量均与 β -葡萄糖苷酶活性呈显著正相关。过氧化氢酶活性与 ROC 含量呈显著正相关,与有机碳矿化速率、DOC 含量、MBC 含量、ROC 含量和 β -葡萄糖苷酶活性均无显著相关性。

表 4 土壤有机碳矿化速率与 DOC、MBC、ROC 含量及 GLU、CAT 酶活性的相关系数

Table 4 Correlation of soil organic carbon mineralization with DOC, MBC, ROC, GLU and CAT

指标	DOC 含量	MBC 含量	ROC 含量	GLU 活性	CAT 活性
SOC-CO ₂	0.51*	0.49*	0.72**	0.80**	0.24
DOC 含量		0.22	0.17	0.41*	-0.08
MBC 含量			0.51*	0.49*	0.32
ROC 含量				0.64**	0.52**
GLU 活性					0.26

SOC-CO₂为有机碳矿化速率; DOC 为可溶性有机碳; MBC 为微生物量碳; ROC 为易氧化有机碳; GLU 为 β -葡萄糖苷酶; CAT 为过氧化氢酶。* 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$ 。

3 讨论

3.1 微塑料和秸秆添加对土壤有机碳矿化的影响

土壤有机碳矿化是土壤中的活性有机碳组分

在微生物的作用下矿化释放 CO₂ 等气体的过程^[24]。该试验中,培养初期各处理的 CO₂ 释放速率较快,随着培养时间的延长逐渐减缓,最终达到稳定状态。郝瑞军等^[25] 研究发现,土壤有机碳矿化与 MBC 和 DOC 含量呈显著正相关,笔者研究结果与其相似。培养初期,土壤中存在较多活性有机碳和营养物质,能为微生物提供充足的养分和碳源,微生物活性增强,因此有机碳分解速率较快。随着培养时间的延长,土壤中的活性有机碳含量下降,微生物增殖和活性减弱,矿化速率逐渐降低并达到稳定。

该研究中,仅添加微塑料处理土壤有机碳累积矿化量随微塑料浓度的增加逐渐上升。这说明添加微塑料后,微塑料中所含的部分碳可以被微生物分解利用,并且可以通过微生物的分解来促进有机碳的矿化,进而提高土壤有机碳累积矿化量。张秀玲等^[26] 研究发现,添加 $w = 1\%$ 聚乙烯微塑料可以显著提高 8.20% 的有机碳累积矿化量。该试验中,添加秸秆处理可显著提高土壤有机碳的矿化速率和累积矿化量,这可能与供试土壤本身性质有关,黄河故道属于典型盐碱地土壤,土壤中有机碳含量较低,某些微生物的“代谢警觉”能力较强,对基质的响应要快于休眠细胞,加入养分可以加速细菌的更替,从而触发正激发效应^[27],提高有机碳矿化速率和累积矿化量。

3.2 微塑料和秸秆添加对土壤活性有机碳组分的影响

YU 等^[28] 采集北京上庄潮土进行为期 365 d 的矿化培养试验,发现 $w = 10\%$ 的聚乙烯微塑料或聚乙烯微塑料与 $w = 1\%$ 的秸秆混施,均可增加土壤活性有机碳含量。笔者研究结果表明,微塑料或微塑料与秸秆混施处理都可增加土壤活性有机碳含量,这是因为聚氨酯微塑料含碳量丰富。试验中添加的聚氨酯微塑料由聚氰酸酯与植物油基多元醇反应形成,这在一定程度上增加了土壤中的碳含量。以大豆油、甘油等作为主要物质制备的包膜,微生物可以轻易分解和利用^[29],从而为细菌生长和繁殖提供充足基质,促进微生物在短时间内迅速繁殖,促使有机质向土壤活性碳库输送。此外,微塑料还可以通过吸收营养物质为微生物创造一个塑料层,改善微生物附着性,提高微生物活性,以促进大分子有机物质分解成有机碳^[30]。ABOBATTA^[31] 研究发现,聚丙烯酰胺残膜进入土壤后,短期内可以在土壤周围形成一个具有充足水分和营养物质的微环境,增加微环境中微生物数量和活性。

刘聪慧^[32] 研究发现,在存在秸秆的土壤中加入

微塑料残膜,会在土壤中形成一种独特的“秸秆-残膜-土壤”共同体,残膜具有疏水性且表面粗糙,能吸附不同电荷及多种有机、无机物,使该“秸秆-残膜-土壤”共同体的孔隙度、透气性及含水量都不同于没有残膜存在的土壤,从而为微生物创造特殊的活动热点和定殖条件。秸秆中还含有大量纤维素、半纤维素等容易被微生物分解的有机碳,微塑料的存在还可以加速秸秆分解^[33],能为土壤中的微生物提供更多的可利用碳源,从而提高微生物的活力,促进土壤本底有机碳的转化^[34]。另一方面,秸秆改良了原生盐碱土^[35],改善了土壤结构和微生物生存环境,进而提高土壤微生物活性,进一步提高土壤活性有机碳含量^[36]。同时,活性有机碳在 pH 适宜的土壤中更容易迁移,也能够一定程度上提高土壤活性有机碳含量^[37]。

3.3 微塑料和秸秆添加对土壤酶活性的影响

土壤碳降解相关酶与土壤有机碳转化或形成过程密切相关^[38]。外源碳进入土壤后,在土壤碳降解酶的作用下,可以为微生物提供满足自身生长代谢所需能源,同时对于土壤微生物呼吸还具有一定的激发效应,而微生物活性增加又有利于酶活性提高。

王琼瑶等^[39]研究表明,土壤 β -葡萄糖苷酶是显著影响土壤有机碳或可溶性有机碳含量的正向因子。相关性分析也表明,土壤 β -葡萄糖苷酶活性与土壤可溶性有机碳含量呈显著正相关。土壤 β -葡萄糖苷酶可以对纤维素降解起促进作用,进而增加有机矿化可利用底物。在该研究中,不同浓度微塑料和秸秆添加处理显著提高了土壤 β -葡萄糖苷酶活性,这与 LIU 等^[40]的研究结果一致。这可能是由于聚氨酯微塑料和秸秆的存在增加了土壤有机物质,为微生物生长提供了所需的能量,促进了微生物的增殖,进而提高了土壤酶活性。土壤过氧化氢酶是一种重要的氧化还原酶,可以表征土壤微生物活性强度。徐寓军^[41]利用偏小二乘路径模型将土壤活性有机碳与酶活性进行分析得知,土壤氧化酶活性的增加更有利于土壤活性有机碳的形成。笔者研究表明,不同浓度微塑料处理显著提高了土壤过氧化氢酶活性,这与 HUANG 等^[42]的研究结果一致。这可能是由于聚氨酯微塑料的存在增加了土壤孔隙度,提高了土壤的有氧呼吸效率,需氧微生物活性得到提高,进而导致酶活性增加。ZHANG 等^[43]研究表明,土壤中添加 $w=0.3\%$ 的聚酯微纤维可以显著增加土壤孔隙度。CHEN 等^[44]研究发现, $w=2\%$ 的聚乳酸微塑料与 $w=2\%$ 的秸秆残渣混施可

显著提高土壤过氧化氢酶活性。笔者研究表明,聚氨酯微塑料与秸秆混施处理也同样显著提高了土壤过氧化氢酶活性。这可能是因为微塑料与秸秆混施处理一定程度上改变了土壤微生物多样性,使得绿弯菌门、拟杆菌门和变形菌门等成为优势菌门,这些菌门丰度与土壤过氧化氢酶活性呈正相关^[44]。

综上,聚氨酯微塑料短期内的积累与降解促进了土壤有机碳的矿化,并且对土壤活性有机碳组分和土壤酶活性产生了一定的积极影响。由于该研究的局限性,未能够对土壤中微生物群落结构及其多样性等相关指标进行系统分析,有关聚氨酯残膜微塑料对土壤有机碳矿化作用的具体影响机制还不够明确。同时,控释肥残膜微塑料在土壤中的降解是一个长期过程,受土壤容重、质地、水分和温度等诸多因素影响,而且在降解过程中残膜结构、降解产物及其对土壤理化性质的影响仍有待于更深入的研究,以便更好地理解 and 评价控释肥料残膜的生态环境效应。

4 结论

(1) 低、中浓度聚氨酯微塑料处理对土壤有机碳矿化无显著影响,高浓度微塑料处理显著促进土壤有机碳矿化,添加秸秆处理进一步显著促进土壤有机碳矿化。

(2) 与 CK 相比,培养期间不同浓度微塑料处理 DOC、MBC、ROC 含量分别显著增加 5.70% ~ 57.43%、9.14% ~ 41.92% 和 2.87% ~ 57.34% ($P < 0.05$); 与 S 处理相比,微塑料+秸秆处理 DOC、MBC、ROC 含量分别显著增加 13.74% ~ 75.82%、10.38% ~ 60.19% 和 2.21% ~ 34.76% ($P < 0.05$)。聚氨酯微塑料与秸秆单独存在及共存均能够提升土壤活性有机碳含量,且共存的提高效应优于聚氨酯微塑料单独作用。

(3) 微塑料和微塑料+秸秆处理显著提高了土壤 β -葡萄糖苷酶活性和土壤过氧化氢酶活性,对土壤酶的分泌产生了正向反馈作用,提高了土壤微生物的纤维素分解能力和氧化能力。

参考文献:

- [1] FRANZELLITTI S. Editorial Overview: Plastic Pollution and Human Health: What We Know and What We should Focus on [J]. *Current Opinion in Toxicology*, 2021, 28: 84-86.
- [2] 骆永明,周倩,章海波,等.重视土壤中微塑料污染研究 防范生态与食物链风险[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(10): 1021-1030. [LUO Yong-ming, ZHOU Qian, ZHANG Hai-bo, et al. Pay

- Attention to Research on Microplastic Pollution in Soil for Prevention of Ecological and Food Chain Risks[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2018, 33(10): 1021-1030.]
- [3] HUANG Y, LIU Q, JIA W Q, *et al.* Agricultural Plastic Mulching as a Source of Microplastics in the Terrestrial Environment[J]. Environmental Pollution, 2020, 260: 114096.
- [4] LIU M T, LU S B, SONG Y, *et al.* Microplastic and Mesoplastic Pollution in Farmland Soils in Suburbs of Shanghai, China[J]. Environmental Pollution, 2018, 242: 855-862.
- [5] 王亮, 秦玉波, 于阁杰, 等. 新型缓控释肥的研究现状及展望[J]. 吉林农业科学, 2008, 33(4): 38-42. [WANG Liang, QIN Yu-bo, YU Ge-jie, *et al.* Current Situation and Prospect of Studies of Slow/Controlled Released Fertilizer[J]. Journal of Jilin Agricultural Sciences, 2008, 33(4): 38-42.]
- [6] 姚先荣. 缓/控释肥料的研究进展及发展趋势[J]. 现代农业科技, 2019(2): 133, 135. [YAO Xian-rong. Research Progress and Development Trend of Slow/Controlled Release Fertilizers [J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2019(2): 133, 135.]
- [7] 孙雨萌. 控释肥用聚氨酯包膜材料的制备及评价[D]. 北京: 北京化工大学, 2016. [SUN Yu-meng. Preparation and Evaluation of Controlled Release Fertilizer Coated by Polyurethane [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2016.]
- [8] KATSUMI N, KUSUBE T, NAGAO S, *et al.* The Role of Coated Fertilizer Used in Paddy Fields as a Source of Microplastics in the Marine Environment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 161: 111727.
- [9] FU J J, WANG C Y, CHEN X X, *et al.* Classification Research and Types of Slow Controlled Release Fertilizers (SRFS) Used: A Review [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2018, 49(17): 2219-2230.
- [10] KATSUMI N, KUSUBE T, NAGAO S, *et al.* Accumulation of Microcapsules Derived from Coated Fertilizer in Paddy Fields[J]. Chemosphere, 2021, 267: 129185.
- [11] 包丽华. 控释肥高分子残膜的降解动态及对土壤生物学效应的影响研究[D]. 泰安: 山东农业大学, 2010. [BAO Li-hua. Degradation of Polymer Coating Residual of Controlled Release Fertilizer and Its Effects on Soil Biological Properties [D]. Tai'an; Shandong Agricultural University, 2010.]
- [12] 冯照喧. 生物基可降解聚氨酯的合成、功能化改性及医学应用研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2021. [FENG Zhao-xuan. Synthesis, Functional Modification and Medical Application of Bio-based and Degradable Polyurethane [D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2021.]
- [13] 鄂玉联, 谭兰兰, 安梦洁, 等. 高分子化合物对盐渍化棉田土壤团聚体组成及棉花产量的影响[J]. 南方农业学报, 2017, 48(11): 1989-1993. [E Yu-lian, TAN Lan-lan, AN Meng-jie, *et al.* Effects of Polymer Compounds on Soil Aggregate Composition and Cotton Yield in Salted Cotton Field[J]. Journal of Southern Agriculture, 2017, 48(11): 1989-1993.]
- [14] 李晶晶, 白岗栓. 聚丙烯酰胺的水土保持机制及研究进展[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(5): 115-120. [LI Jing-jing, BAI Gang-shuan. Mechanism of PAM on Soil and Water Conservation and Its Development[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2011, 9(5): 115-120.]
- [15] 王学霞, 曹兵, 邹国元, 等. 控释肥残膜积累对土壤微生物群落组成的影响[J]. 中国生态农业学报, 2022, 30(6): 1002-1013. [WANG Xue-xia, CAO Bing, ZOU Guo-yuan, *et al.* Effects of Controlled-Release Fertilizer Residual Coat Accumulation on Soil Microbial Communities [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2022, 30(6): 1002-1013.]
- [16] 李顺姬, 邱莉萍, 张兴昌. 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系[J]. 生态学报, 2010, 30(5): 1217-1226. [LI Shun-ji, QIU Li-ping, ZHANG Xing-chang. Mineralization of Soil Organic Carbon and Its Relations with Soil Physical and Chemical Properties on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(5): 1217-1226.]
- [17] 王遵亲, 祝寿泉, 俞仁培, 等. 中国盐渍土[M]. 北京: 科学出版社, 1994: 1-2. [WANG Zun-qin, ZHU Shou-quan, YU Ren-pei, *et al.* China's Saline Soil [M]. Beijing: Science Press, 1994: 1-2.]
- [18] 王良梅, 陈捷, 范之馨, 等. 外源有机物料添加对滨海盐渍土细菌群落结构的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(1): 85-95. [WANG Gen-mei, CHEN Jie, FAN Zhi-xin, *et al.* The Shift of Bacterial Community Structure in Coastal Saline-alkaline Soil Upon Addition of Different Organic Materials [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(1): 85-95.]
- [19] 张子璇, 牛蓓蓓, 李新举. 不同改良模式对滨海盐渍土土壤理化性质的影响[J]. 生态环境学报, 2020, 29(2): 275-284. [ZHANG Zi-xuan, NIU Bei-bei, LI Xin-ju. Effect of Different Improvement Modes on Physical and Chemical Characters of the Coastal Saline Soil [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020, 29(2): 275-284.]
- [20] 狄丽燕, 孔范龙, 王森, 等. 胶州湾滨海湿地凋落物分解对土壤有机碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(22): 8483-8493. [DI Li-yan, KONG Fan-long, WANG Sen, *et al.* Effect of Litter Decomposition on Mineralization of Soil Organic Carbon in the Jiaozhou Bay Coastal Wetlands [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(22): 8483-8493.]
- [21] HAYNES R J. Labile Organic Matter as an Indicator of Organic Matter Quality in Arable and Pastoral Soils in New Zealand [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(2): 211-219.
- [22] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006: 54-65.
- [23] 沈宏, 曹志洪, 胡正义. 土壤活性有机碳的表征及其生态效应[J]. 生态学杂志, 1999, 18(3): 32-38. [SHEN Hong, CAO Zhi-hong, HU Zheng-yi. Characteristics and Ecological Effects of the Active Organic Carbon in Soil [J]. Chinese Journal of Ecology, 1999, 18(3): 32-38.]
- [24] YANG Y, SUN K, HAN L F, *et al.* Biochar Stability and Impact on Soil Organic Carbon Mineralization Depend on Biochar Processing, Aging and Soil Clay Content [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 169: 108657.
- [25] 郝瑞军, 李忠佩, 车玉萍. 苏南水稻土有机碳矿化特征及其与活性有机碳组分的关系[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(9): 1069-1074. [HAO Rui-jun, LI Zhong-pei, CHE Yu-ping. Characteristic of Soil Organic Carbon Mineralization and Its Rela-

- tionship with Active Organic Carbons in Paddy Soils of Southern Jiangsu Province[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2010, 19(9): 1069-1074.]
- [26] 张秀玲, 鄢紫薇, 王峰, 等. 微塑料添加对橘园土壤有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(9): 4558-4565. [ZHANG Xiu-ling, YAN Zi-wei, WANG Feng, *et al.* Effects of Microplastics Addition on Soil Organic Carbon Mineralization in Citrus Orchard[J]. Environmental Science, 2021, 42(9): 4558-4565.]
- [27] 陈立新, 李刚, 刘云超, 等. 外源有机物与温度耦合作用对红松阔叶混交林土壤有机碳的激发效应[J]. 林业科学研究, 2017, 30(5): 797-804. [CHEN Li-xin, LI Gang, LIU Yun-chao, *et al.* Priming Effect of Coupling Function of Exogenous Organic Matter and Temperature on Soil Organic Carbon of Pinus Koraiensis Broad-leaved Mixed Forest [J]. Forest Research, 2017, 30(5): 797-804.]
- [28] YU H, ZHANG Z, ZHANG Y, *et al.* Effects of Microplastics on Soil Organic Carbon and Greenhouse Gas Emissions in the Context of Straw Incorporation: A Comparison with Different Types of Soil[J]. Environmental Pollution, 2021, 288: 117733.
- [29] DAS S, PANDEY P, MOHANTY S, *et al.* Evaluation of Biodegradability of Green Polyurethane/Nanosilica Composite Synthesized from Transesterified Castor Oil and Palm Oil Based Isocyanate[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, 117: 278-288.
- [30] ZHANG M J, ZHAO Y R, QIN X, *et al.* Microplastics from Mulching Film Is a Distinct Habitat for Bacteria in Farmland Soil [J]. Science of the Total Environment, 2019, 688: 470-478.
- [31] ABOBATTA W. Impact of Hydrogel Polymer in Agricultural Sector [J]. Advances in Agriculture and Environmental Science; Open Access, 2018, 1(2): 59-64.
- [32] 刘聪慧. 玉米秸秆与聚乙烯残膜共存对土壤有机碳固持的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2022. [LIU Cong-hui. Effect of Coexistence of Corn Stalk and Polyethylene Residual Film on Soil Organic Carbon Fixation [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2022.]
- [33] 秦宇辉, 李芬, 肖佳敏, 等. 农田微塑料对水稻秸秆分解及微生物活性的影响[J]. 西南农业学报, 2022, 35(4): 748-756. [QIN Yu-hui, LI Fen, XIAO Jia-min, *et al.* Effects of Farmland Microplastic on Rice Straw Decomposition and Microbial Activity [J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2022, 35(4): 748-756.]
- [34] 张叶叶, 莫非, 韩娟, 等. 秸秆还田下土壤有机质激发效应研究进展[J]. 土壤学报, 2021, 58(6): 1381-1392. [ZHANG Ye-ye, MO Fei, HAN Juan, *et al.* Research Progress on the Native Soil Carbon Priming after Straw Addition [J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(6): 1381-1392.]
- [35] 何瑞成, 吴景贵. 有机物料对原生盐碱地土壤生物学性质的影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(3): 774-782. [HE Rui-cheng, WU Jing-gui. Effect of Amendment of Organic Materials on Soil Biological Property in Primary Saline Alkali Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(3): 774-782.]
- [36] WANG W Q, LAI D Y F, LI S C, *et al.* Steel Slag Amendment Reduces Methane Emission and Increases Rice Productivity in Subtropical Paddy Fields in China[J]. Wetlands Ecology and Management, 2014, 22(6): 683-691.
- [37] 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 等. 土壤活性有机碳[J]. 生态学杂志, 2006, 25(11): 1412-1417. [LIU Min, YU Wan-tai, JIANG Zi-shao, *et al.* A Research Review on Soil Active Organic Carbon[J]. Chinese Journal of Ecology, 2006, 25(11): 1412-1417.]
- [38] 李文杰. 不同碳源配施下农田土壤有机碳库特性与酶活性的关系[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2022. [LI Wen-jie. Relationship Between Characteristics of Organic Carbon Pool and Enzyme Activity in Farmland Soil under Different Carbon Sources Combined Application [D]. Yangling: Northwest A & F University, 2022.]
- [39] 王琼瑶, 张世熔, 涂卫国, 等. 稻麦轮作猪粪-秸秆还田的环境效益及经济效益[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(22): 56-59. [WANG Qiong-yao, ZHANG Shi-rong, TU Wei-guo, *et al.* Environmental and Economic Benefits Research on Rice and Wheat Rotation with Swine Manure Applying and Straw Returning[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2016, 44(22): 56-59.]
- [40] LIU H F, YANG X M, LIU G B, *et al.* Response of Soil Dissolved Organic Matter to Microplastic Addition in Chinese Loess Soil[J]. Chemosphere, 2017, 185: 907-917.
- [41] 徐寓军. 秸秆还田条件下土壤活性有机碳含量和化学结构的变化及其与土壤酶活性的关系研究[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2018. [XU Yu-jun. Changes of Contents and Chemical Composition of Soil Labile Organic Carbon Fractions and Its Correlation with Soil Enzyme Activities under Straw Incorporation Condition [D]. Hefei: Anhui Agricultural University, 2018.]
- [42] HUANG Y, ZHAO Y R, WANG J, *et al.* LDPE Microplastic Films Alter Microbial Community Composition and Enzymatic Activities in Soil[J]. Environmental Pollution, 2019, 254: 112983.
- [43] ZHANG G S, ZHANG F X, LI X T. Effects of Polyester Microfibers on Soil Physical Properties: Perception from a Field and a Pot Experiment[J]. Science of the Total Environment, 2019, 670: 1-7.
- [44] CHEN H P, WANG Y H, SUN X, *et al.* Mixing Effect of Polylactic Acid Microplastic and Straw Residue on Soil Property and Ecological Function[J]. Chemosphere, 2020, 243: 125271.

作者简介: 周巧林(1999—), 女, 江苏淮安人, 主要研究方向为土壤肥力与环境。E-mail: 878566859@qq.com

(责任编辑: 许素)

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2023.0194

李海东, 马伟波, 张龙江, 等. 美丽城市生态环境协同治理: 基于生态韧性与协同增效的考察[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(8): 1096-1102.

LI Hai-dong, MA Wei-bo, ZHANG Long-jiang, et al. Synergistic Governance of Urban Ecology and Environment: From the Perspectives of Ecological Resilience and Synergistic Efficiency[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(8): 1096-1102.

美丽城市生态环境协同治理: 基于生态韧性与协同增效的考察

李海东^①, 马伟波, 张龙江, 吕玉娟, 刘臣炜, 赵立君 (生态环境部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 城市生态环境是国家治理体系和治理能力现代化的重要内容, 具有以人为本和精细化管理的显著特点。面向美丽城市建设和生态系统服务提升的现实需求, 笔者首先辨析了市域、建成区、市辖区和城区的相关概念, 阐释了城市生态韧性建设的内涵。其次, 结合党的二十大报告关于“加强城市基础设施建设, 打造宜居、韧性、智慧城市”和“站在人与自然和谐共生的高度谋划发展”要求, 剖析了城市生态环境治理存在的主要问题: (1) 生态环境协同治理滞后于城市建设, 人居环境“大城市病”依然严峻; (2) 治理体系和治理能力的区域差异显著, 基础设施建设面临“快还旧账、不欠新账”双重压力; (3) “双碳”目标任重道远, 工业园区降碳减污扩绿增长亟待技术创新; (4) 顶层谋划发展的系统性不强, 缺乏针对性的城市生态环境治理举措。最后, 从顶层设计、理念引领、管理创新、分区分类、科技支撑等方面提出了城市生态环境治理策略, 以期支撑快速城市化地区生态环境治理和生态文明建设, 以新理念和实践创新助力人与自然和谐共生的美丽城市建设。

关键词: 城市; 生态环境; 协同治理; 生态系统服务; 精细化管理

中图分类号: X32 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2023)08-1096-07

Synergistic Governance of Urban Ecology and Environment: From the Perspectives of Ecological Resilience and Synergistic Efficiency. LI Hai-dong^①, MA Wei-bo, ZHANG Long-jiang, LÜ Yu-juan, LIU Chen-yi, ZHAO Li-jun (Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China)

Abstract: As an important part of the modernization of a country's governance system and capacity, the governance of urban ecology and environment is featured by people-oriented and refined management. Aiming to promote urban ecosystem services and build a beautiful city with harmonious co-existence between man and nature, the differences in definition among city administrative region, built-up area, municipal district and urban area were analyzed, and the concept of urban ecological resilience was further clarified. The major problems with urban ecology and environment governance during the processes of meeting with the demands of "strengthening urban infrastructure construction, and building livable and smart cities" and "focus on the harmony between humanity and nature in planning China's development" stated in the report of 20th National Congress of the Communist Party of China were then identified. The problems include: (1) synergistic governance of ecology and environment lags behind urban construction, and the "big city disease" of human settlements is still serious; (2) regional differences in governance system and capacity are prominent, and environmental infrastructure construction faces the double pressure of "paying old debts quickly and not owing new ones"; (3) the planning of development at the top level is not systematically strong, and there is a lack of targeted measures to protect urban eco-environment; (4) there is still a long way to go to accomplish industrial green transformation and "double carbon" goal, and technological innovation is urgently needed for industrial parks to reduce carbon pollution and expand green growth. Finally, a series of countermeasures to improve urban ecology and environment from the aspects of top-level design, concept leadership, management creation, zoning, classification and scientific and technological support are forwarded. These

收稿日期: 2023-03-13

基金项目: 生态环境部南京环境科学研究所创新团队建设项目(ZX2023QT006); 国家自然科学基金(72174127)

^① 通信作者 E-mail: lihd2020@163.com

could provide a decision-making basis for ecology and environment governance and ecological resilience construction in rapidly urbanized areas. New ideas and practical innovation would help build cities into beautiful homes where people and nature are in harmony.

Key words: city; ecology and environment; synergistic governance; ecosystem service; refined management

超大特大城市生态环境治理和乡村生态振兴是推进以人为核心的新型城镇化的重要内容。党的二十大报告提出,以城市群、都市圈为依托构建大中小城市协调发展格局,推进以县城为重要载体的城镇化建设。改革开放40多年来,中国城市数量由1978年的193个增加至2021年的692个(地级市300个),城镇常住总人口由1.72亿增加到9.14亿,占全国总人口的比例由18.1%提高到64.7%^[1]。2012年以来,我国有1.3亿农业转移人口在城镇落户,19个城市群集聚了全国70%以上的人口和80%以上的经济总量,中心城市辐射带动能力逐步增强,中小城市活力增强,县城补短板强弱项稳步推进。快速城市化一方面孕育了城市现代文明,提高了居民生活水平;另一方面也加剧了以城市为中心的环境污染及其导致的人体健康和生物多样性丧失等问题^[2]。从发展趋势看,未来城市规模越来越大,人口将进一步向大城市聚集,高密度、高强度、高流动的城市发展模式加剧了疾病的传播与扩散^[3],城市步入高风险管理阶段,生态环境安全和健康受到持续高度关注。

城市是现代化的重要载体,也是人口最密集、污染排放最集中的地方。2015年第四次中央城市工作会议(前3次分别于1962、1963和1978年召开)指出,城市工作要把创造优良人居环境作为中心目标,努力把城市建设成为人与人、人与自然和谐共处的美丽家园。近年来,我国城市生态环境治理取得显著成效,促进了人与自然和谐共生,但也依然存在生态环境质量持续改善压力大、生态安全格局破碎化严重、环境基础设施建设有待加强、智慧化精细化管理水平不均衡、绿色低碳发展任务仍然较重等问题。目前,我国中西部省会城市虹吸集聚发展与中小城市城镇化“伪增长”现象突出,“大城市病”愈发显著,出现了碳排放强度和总量“双控”转变以及人居生态环境健康等新难题,给新时期城市生态环境治理和美丽中国建设造成新挑战。为提升快速城市化地区生态文明建设水平,2022年3月以来,笔者所在课题组先后开展了北京、上海、江苏、广西、福建、浙江、四川、湖北、湖南、重庆、贵州、陕西、新疆、山东、辽宁、安徽16个省(区、市)23个典型城市生态保护与监管调研,结合地方关于城

市生态环境治理的意见和建议,辨析了市域、建成区、市辖区和城区的概念,分析了我国城市生态环境治理存在的主题问题,研究提出基于生态韧性与协同增效的城市生态环境治理策略。

1 概念辨析

1.1 市域、建成区、市辖区和城区

根据GB/T 50280—98《城市规划基本术语标准》,城市(city)是指以非农产业和非农业人口聚集为主要特征的居民点,主要是国家行政建制设立的市;城市包括的全部国土面积称为市域。城市建成区(urban built-up area)是指城市行政区内实际已成片开发建设、市政公用设施和公共设施基本具备的地区,具体指一个市政区范围内经过征用的土地和实际建设发展起来的非农业生产建设的地段。市辖区(municipal district)是指直辖市、副省级城市和地级市下设的行政区,是城市建成区的核心组成部分,居民以城镇人口为主。根据TD/T 1064—2021《城区范围确定规程》,城区范围是指在市辖区和不设区的市、区、市政府驻地的实际建设连接到的居民委员会所辖区域和其他区域,是实际已开发建设、市政公用设施和公共服务设施基本具备的建成区。《宪法》将直辖市以外的市分为设区的市和不设区的市,设区的市即设立市辖区的市,地级市为市辖区的上级。从统计学角度,建成区的范围可能大于、等于或小于市辖区的范围,但肯定小于或等于市域范围。从边界来看,建成区为统计学概念,随着城市建设发展其边界和范围会动态变化,而市辖区范围明确,很少发生调整(图1)。

1.2 韧性城市和生态韧性建设

韧性(resilience)最早来源于物理学概念,20世纪60—70年代开始被一些生态学家采用,有时也称恢复力、弹性,指的是生态系统恢复平衡的速度、应对危机并恢复的能力以及适应新环境的能力^[4]。目前,韧性城市(resilient city)仍然没有统一的规定性概念^[5-6]。联合国减灾灾署将韧性城市定义为“面对冲击和压力,能够做好准备、恢复和适应的城市”。MEEROW等^[7]认为,城市韧性是指城市系统及其所包含的跨越时空尺度的社会生态和社会技术网络,在面对干扰时维持或迅速恢复所需的功能

及适应变化的能力,并使限制当今或未来适应能力的系统快速转型。中共北京市委办公厅、北京市人民政府办公厅发布的《关于加快推进韧性城市建设的指导意见》指出,韧性城市是具备在逆境环境中承受、适应和快速恢复能力的城市,是城市安全发展的新范式。2022 年版《国际城市蓝皮书》的主题是“全球韧性城市建设”。城市包括经济、政治、社会、空间结构、生态环境及要素流动等系统,各要素相互交织重叠,共同维护城市系统稳定与发展^[8]。韧性城市建设一般包括经济韧性、社会韧性、空间韧性、基础设施韧性和生态韧性^[9],生态韧性是韧性城市建设的重要维度。

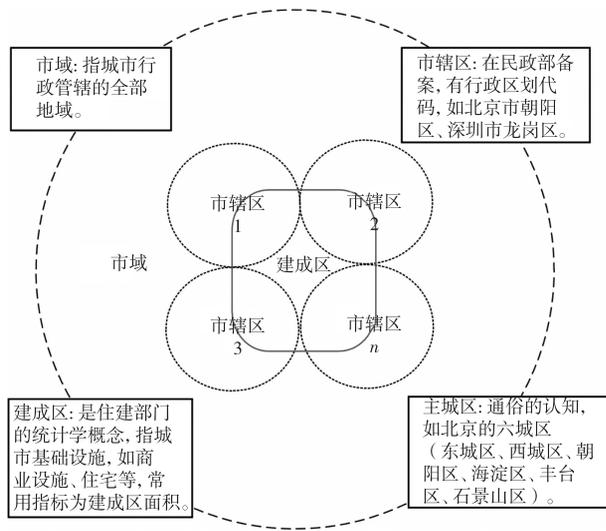


图 1 市域、建成区、市辖区和城区的范围示意

Fig. 1 Schematic diagram of the scope of city, built-up area, municipal district and urban area

不同学者由于关注点的差异(城市规划、防灾减灾、人居环境健康、生态系统保护、绿色低碳等)提出了不同的见解与诠释。1973 年,加拿大学者 HOLLING^[10] 最先基于生态系统的动态平衡特点,将生态韧性定义为当生态系统受到外部干扰时的自身重组能力、适应恢复到均衡状态的能力。PIMM^[11] 进一步将生态韧性定义为生态系统在遭受扰动后,恢复到原有稳定状态的速度。BRAND^[12] 将生态韧性定义为生态系统抵抗干扰并保持特定状态的能力。2016 年,《新城市议程》从城市规划的角度将城市生态韧性定义为城市内部的生态系统可以承受的多种冲击,并从冲击中恢复,且能逐渐提高其功能的能力。CHAFFIN 等^[13] 认为,生态韧性是指系统在保持结构、功能、反馈和基本系统特性的情况下承受干扰的能力,是复杂系统一种非规

范的属性。姜子璇^[14] 从韧性城市特征角度将生态韧性定义为生态系统在面对外界压迫和内在压力时,能够及时进行抵御、承受和灾后恢复的能力。城市生态韧性体现在 2 个方面,一是城市生态系统自身提供的韧性,指城市通过优化生态安全格局、加强城市生态建设来提高隔离、规避和消解破坏性影响的能力;二是依赖城市系统底层的多样性、相互依赖性和自组织能力形成的韧性,以自下而上的方式构成社会生态系统的稳定性和恢复重建能力,并具有一定的适应性演化能力^[15]。由此可见,城市生态韧性着重于提升市域特别是建成区生态系统的多样性、稳定性、可持续性,发挥自然系统在水源涵养、洪水调蓄、气候调节、生物多样性维护、减污降碳等方面的生态系统服务功能,增强城市适应气候变化灾害能力和人与自然和谐共生的现代化水平。

2 城市生态环境治理存在的主要问题

2.1 生态环境协同治理滞后于城市建设,人居生态环境“大城市病”依然严峻

习近平在江苏考察时强调,建设人与自然和谐共生的现代化,必须把保护城市生态环境摆在更加突出的位置。从城市建设来看,我国城市建成区面积由 2000 年的 2.24 万 km² 增加到 2021 年的 6.24 万 km²,增长了 179%^[1],城市建设成绩斐然。从城市热环境来看,有研究表明,2000—2018 年城市地表热岛效应最高增速为 1.13℃ · (10 a)⁻¹,主要发生在夏季,我国绝大多数城市热岛效应强度在持续增大^[16-18]。城市建设活动和路网建设活动改变了局部地貌特征和生态景观,长期以来城市运行的生态环境安全未得到充分保障,存在重污染防治、轻生态保护的短板。《全国生态状况变化(2015—2020 年)调查评估报告》指出,2015—2020 年我国城市开发建设强度不断增大,2020 年城镇生态系统面积为 31.09 万 km²,增幅达 6.3%,主要表现为侵占周边农田。从城市健康来看,良好的生态环境质量和高效的资源利用是城市健康发展的重要基础。根据《城市蓝皮书:中国城市发展报告(2020)》^[9],我国中等规模城市健康管理指数最高(56.61),其次是大城市(56.00)和特大城市(55.47),小城市(54.46)和超大城市(50.34)较低,说明小城市和超大城市存在明显的健康管理短板,超大城市的生态环境治理体系以及小城市的生态环境治理能力有待加强。

2.2 治理体系和治理能力的区域差异显著,基础设施建设面临“快还旧账、不欠新账”双重压力

城市生态环境是国家治理体系和治理能力现代化的重要内容。从治理体系来看,当前城市生态环境治理面临生物多样性提升、气候变化风险适应性管理等新问题,城市生态系统和安全保障体系正在经历重大考验。调研表明,我国城市人口密度大,难以借鉴西方城市建设经验,尚未从单体建筑—社区—城市—城市群等多个尺度考虑生态保护,破解“大城市病”需考虑立体空间利用。超大特大城市生态环境治理体系仍显不足,亟待提升精细化和智能化水平。从治理能力来看,中小城市受经济发展水平限制,生态环境监测能力、环境风险防控能力、专业技术队伍等与环境治理现代化要求存在较大差距。调研表明,西部地区有些省份城市生态环境治理的基层人员少,执法队伍呈倒三角形,有机构但人员不足,县级执法监管能力难以支撑垂改后的工作任务。从基础设施来看,《2021年中国城市建设状况公报》指出,2021年我国污水处理率为97.89%,生活污水集中收集率为68.60%,比上年增加3.8个百分点,上海、新疆、天津、北京、陕西、甘肃、内蒙古、河南、宁夏、江苏、吉林、河北、山东、广东、山西15个省(区、市)和新疆生产建设兵团的城市生活污水集中收集率超过70%。有些城市存在污水收集处理能力与城乡发展不匹配的问题,生活污水处理厂配套管网建设总体滞后,雨污分流、污水截污还不到位;工业园区污染治理设施建设不足,难以适应新型工业化建设发展。

2.3 “双碳”目标任重道远,工业园区降碳减污扩绿增长亟待技术创新

城市是产业积聚和人口集中分布区域,是降碳减污扩绿增长的“主战场”。有报道指出,从全球的角度来说,城市地区排放的CO₂占总量的比例为75%左右;中国城市地区占比更高,在80%左右^[19]。从产业绿色转型来看,目前战略性新兴产业、高技术产业尚未成为多数城市经济增长的主导力量,产业链、供应链还处于向中高端迈进的重要关口。调研表明,有些城市以煤炭和石油为主的能源结构和以公路运输为主的运输结构仍将持续较长时间,传统发展路径的惯性依然存在,污染物排放总量仍较大,仅依靠节能的减碳空间有限。从碳排放“双控”来看,能源消耗量仍呈刚性增长趋势,以降碳为重点的城市生态文明建设任重道远,特别是工业园区。2022年国家级和省级工业园区有2543家,经济总量约占全国GDP的60%以上。园区既是城市

绿色低碳发展的主阵地,也是生态环境领域推动“双碳”战略落实的重要抓手。生态化改造是园区绿色低碳发展必由之路,但当前已命名和在建的国家生态工业示范园区不足100家,同时也存在区域不平衡现象,东部地区开展建设起步早、数量多,中西部地区建设滞后。从技术创新来看,作为城市降碳减污、绿色发展示范引领的“排头兵”,园区却面临着碳排放底数不清、“运动式”减碳的问题^[20],需要着眼于城市和工业园区“双碳”目标,研究构建以产业生态化和生态产业化为主体的生态经济体系,亟待加强降碳减污协同增效和绿色低碳转型发展技术的研发及实践创新研究。

2.4 顶层谋划发展的系统性不强,缺乏针对性的城市生态环境治理举措

城市生态环境精细化管理是人与自然和谐共生现代化的客观要求。长期以来,我国快速城市化地区过度关注经济增长,强调城市的生产功能,协同推进生态环境高水平保护和经济社会高质量发展面临多重压力。城市“重高楼、轻绿色”“重地上、轻地下”的现象尚未得到根治,1985—2020年我国地表不透水面增加了13.1万km²,居全球首位^[21]。从环境质量来看,臭氧污染防控工作进入瓶颈期、攻坚期,碳排放量仍在增加,水环境治理存在“重厂轻网”“微容量、重负荷”现象。东部地区资源利用率最高,但超大特大城市 and 城市群环境质量持续提升难度大,西部地区环境质量优良,但环境基础设施受经济制约明显,区域之间生态环境本底和经济社会发展水平存在明显差异性。从人居生态环境来看,生态文明建设有力提升了生态环境意识和法治意识,但仍存在噪声污染、汽车尾气、餐饮油烟、施工扬尘、城市内涝等问题^[22],特别是在老城区,严重影响和谐宜居环境建设。根据近10a的《中国环境噪声污染防治报告》,噪声污染投诉连续占据环境投诉总量的前2位(达38%以上),某些城市噪声投诉占比甚至达70%以上,是居民生活中的闹心事、烦心事。调研表明,居民对于城市高品质生态环境的需求日益增长,但以“人在绿中,城在园中”“出门见园、开窗见绿”“十五分钟生活圈”为引领的城市生态建设尚未融入多数城市规划目标。从政策实施来看,快速城市化地区具有单体建筑—社区—城市—城市群的地上地下多维度空间特点以及基质—廊道—节点的宏观生态安全格局^[23-24]。打好污染防治攻坚战的重点在京津冀等关键区域和主要城市,生态保护修复的重点在生态脆弱区和重点生态功能区。目前对城市建成区生态韧性提

升和生物多样性保护的不够^[25-27],站在人与自然和谐共生的高度谋划发展的系统性不强,同新时期生态文明建设和“打造宜居、韧性、智慧城市”要求相比,仍缺少针对性的城市生态环境治理举措。

3 城市生态环境治理策略

3.1 加强顶层设计,站在人与自然和谐共生的高度谋划城市生态环境治理

以习近平生态文明思想为指导,深入践行“人民城市人民建,人民城市为人民”和“绿水青山就是金山银山”重要理念,推进城市建设与生态环境治理重大战略协同增效,完善新时期协同增效的城市生态环境治理体系。打破城市建设与生态环境保护、园林绿地、自然保护地建设、生态保护红线划定、生物多样性保护、产业结构调整等要素化、条块化分割治理的局面,共同推进符合“人民城市”理念的生态环境治理新路子,协同打造宜居、韧性、智慧城市,实现城市生态环境治理的目标协同、政策协同和技术协同,全面提升城市生态文明建设水平。

生态韧性建设,其中城市生态空间保护、区域/流域生态用地调控、生物多样性提升是关键任务,城市规划源头控制、城市更新与生态修复、生态基础设施建设等精细化管理是重要手段。结合《“十四五”全国城市基础设施建设规划》^[27],从单体建筑—社区—城市—城市群等多尺度强化城市生态空间保护,科学布局与优化公园绿地、生态廊道、生态缓冲带,构建覆盖建成区和非建成区的生物多样性观测网络,提高城市生物多样性和生态系统服务^[26]。针对风险与灾害防控,构建生物安全、外来入侵物种、花粉污染、气候变化灾害等非传统安全风险的防范系统,加强中小城市环境基础设施建设,提升人居环境健康和生态安全水平。

3.3 锚定协同增效,聚焦城市和工业园区降碳减污扩绿增长新任务

系统谋划碳达峰碳中和纳入城市生态文明建设、生态环境高水平保护促进经济高质量发展新任务,基于生态环境协同治理理论,深化数字技术应用,制定城市和工业园区降碳减污扩绿增长的精准细化和智能化管理技术政策。聚焦降碳减污协同增效的控制路径和有效模式,构建以产业生态化和生态产业化为主体的城市生态经济体系,分阶段部署实施城市和工业园区生态环境协同治理目标和任务,创新城市和工业园区差异化生态环境治理模式,探索工业园区降碳减污协同治理机制及碳中和路径,赋能碳达峰碳中和目标实现。

3.4 强化分区分类,提升城市生态系统多样性、稳定性、可持续性

人与自然和谐共生的现代化是中国式现代化的重要内容。依托市域、建成区、市辖区和城区的差异性,严守城市自然生态安全边界,加强物种多样性保护和生物多样性管理,分区分类实施城市生态系统管理。围绕打造宜居、韧性、智慧城市和城市生态修复,保护重要生态系统和物种的栖息地及生态服务功能,通过生态用地优化、城市更新行动、生态廊道建设等构建生态安全格局^[28]。结合生物多样性定位观测或实地调查,优先开展建成区生物多样性本底状况调查,评价古树名木保护、外来入侵物种防控、指示生物类群物种变化等情况。针对城市复合生态系统管理和生物多样性保护的相关政策、规划、项目、工程等实施情况,评价资金投入、公众参与和地方特色,综合反映城市人与自然和谐共生情况。

3.5 加强科技支撑,破解新时期城市生态环境协同治理难题

研究“人民城市人民建,人民城市为人民”和

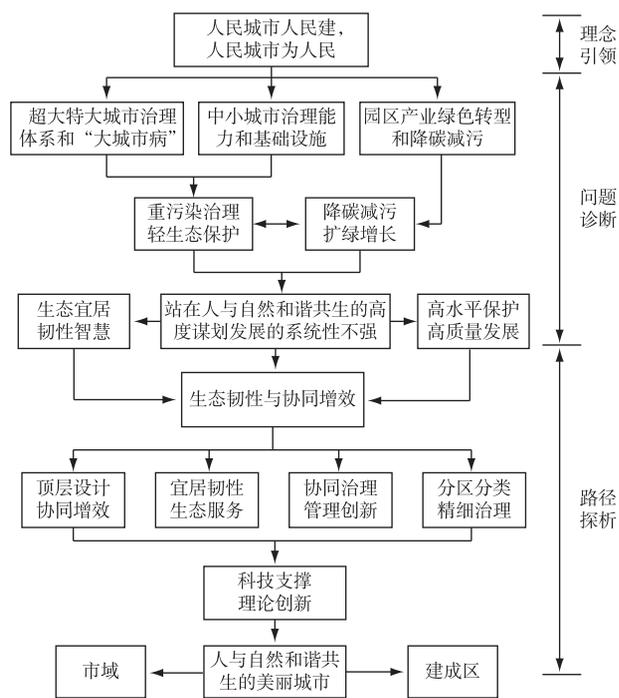


图2 城市生态环境治理存在的主要问题和路径探析

Fig. 2 Major problems and potential paths in urban eco-environment governance

3.2 突出生态韧性,强化超大特大城市生态服务和中小城市环境基础设施建设

破解超大特大城市生态环境治理体系和中小城市生态环境治理能力存在的问题,需要强化城市

“绿水青山就是金山银山”重要理念的耦合性,加强城市生态韧性与环境污染治理协同控制理论技术创新研究,研发基于人工智能、大数据的超大特大城市生态环境治理精细化和智慧化管理技术。围绕城市生态服务提升、人居环境健康和绿色低碳转型发展,研究区域和城市生态产品“供体-受体”调控机制,建立基于城市更新和多尺度生态空间调控的城市生态韧性建设技术体系。针对城市建成区热岛效应和非建成区冷却效应,开展韧性城市生态服务提升机制研究,揭示气候变化与生物多样性的影响及反馈机制。

4 结语与展望

相较于自然生态系统,城市和城市群以人口、生产、生活等要素资源高度聚集为基本特征,是自然-社会-经济相互依赖的复合生态系统。党的二十大要求“坚持人民城市人民建、人民城市为人民,提高城市规划、建设、治理水平,加快转变超大特大城市发展方式,实施城市更新行动”和“站在人与自然和谐共生的高度谋划发展”。城市生态韧性提升的目标是人与自然和谐共生,在建成区必须强化以人为本的理念,协同推进韧性城市建设、环境污染治理、生态廊道建设和生物多样性提升,实施城市生态环境的精细化治理和智慧化管理;在非建成区应强化以自然为本的理念,加大自然保护地、生态保护红线等生态空间保护力度,依托城市功能定位,推进生态产品价值实现和自然生态安全屏障建设。

该研究面向新时期城市生态环境协同治理,阐释了城市生态韧性的内涵,凝练总结了当前存在的主要问题:(1)生态环境协同治理滞后于城市建设,人居生态环境“大城市病”依然严峻;(2)治理体系和治理能力的区域差异显著,基础设施建设面临“快还旧账、不欠新账”双重压力;(3)“双碳”目标任重道远,工业园区降碳减污扩绿增长亟待技术创新;(4)顶层谋划发展的系统性不强,缺乏针对性的城市生态环境保护举措。鉴于此,笔者基于生态韧性与协同增效提出了5条城市生态环境治理策略:(1)加强顶层设计,站在人与自然和谐共生的高度谋划城市生态环境治理;(2)突出生态韧性,强化超大特大城市生态服务和中小城市环境基础设施建设;(3)锚定协同增效,聚焦城市和工业园区降碳减污扩绿增长新任务;(4)强化分区分类,提升城市生态系统多样性、稳定性、可持续性;(5)加强科技支撑,破解新时期城市生态环境协同治理难题。2023

年7月17—18日召开的全国生态环境保护大会指出,把建设美丽中国摆在强国建设、民族复兴的突出位置,推动城乡人居环境明显改善、美丽中国建设取得显著成效,以高品质生态环境支撑高质量发展。上述研究结果可为站在人与自然和谐共生的高度谋划城市生态环境治理体系和治理能力建设提供依据,特别是超大特大城市,并结合海绵城市、园林城市、森林城市、公园城市、国家环境保护模范城市等生态城市建设,提升城市生态建设和环境管理水平,协同推进城市生态环境高水平保护和经济社会高质量发展,为我国新时期美丽城市生态环境治理、城市更新行动和生态韧性提升提供决策参考。

致谢:感谢生态环境部卫星环境应用中心、生态环境部环境与经济政策研究中心、中国科学院南京地理与湖泊研究所、国家环境保护快速城市化地区生态环境科学观测研究站等单位多位专家的宝贵意见和建议。

参考文献:

- [1] 住房和城乡建设部.中国城市建设统计年鉴(2021年版)[M].北京:中国统计出版社,2022.
- [2] CALLAGHAN C T, LIU G, MITCHELL B A, *et al.* Urbanization Negatively Impacts Frog Diversity at Continental, Regional, and Local Scales[J]. *Basic and Applied Ecology*, 2021, 54: 64-74.
- [3] ALIROL E, GETAZ L, STOLL B, *et al.* Urbanisation and Infectious Diseases in a Globalised World [J]. *The Lancet Infectious Diseases*, 2011, 11(2): 131-141.
- [4] SCHULZE P C. Engineering within Ecological Constraints [M]. Washington DC, USA: National Academy Press, 1996: 31-43.
- [5] 夏楚瑜,董照樱子,陈彬.城市生态韧性时空变化及情景模拟研究:以杭州市为例[J].*生态学报*, 2022, 42(1): 116-126. [XIA Chu-yu, DONG Zhaoyingzi, CHEN Bin. Spatio-temporal Analysis and Simulation of Urban Ecological Resilience: A Case Study of Hangzhou [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(1): 116-126.]
- [6] 屠启宇.国际城市蓝皮书:国际城市发展报告(2022)[M].北京:社会科学文献出版社,2022:4-12.
- [7] MEEROW S, NEWELL J P, STULTS M. Defining Urban Resilience: A Review [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2016, 147: 38-49.
- [8] 赵立君,李海东,马伟波,等.生态城市建设观测指标:基于人与自然和谐共生的考察[J].*生态与农村环境学报*, 2022, 38(8): 953-962. [ZHAO Li-jun, LI Hai-dong, MA Wei-bo, *et al.* Observation Indicators of Eco-city Construction under the Perspective of Harmonious Co-existence between Human and Nature [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(8): 953-962.]
- [9] 单菁菁,李红玉,武占云,等.城市蓝皮书:中国城市发展报告[M].北京:社会科学文献出版社,2020:99-112.

- [10] HOLLING C S. Resilience and Stability of Ecological Systems [J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1973, 4: 1-23.
- [11] PIMM S L. The Complexity and Stability of Ecosystems [J]. *Nature*, 1984, 307(5949): 321-326.
- [12] BRAND F. Critical Natural Capital Revisited: Ecological Resilience and Sustainable Development [J]. *Ecological Economics*, 2009, 68(3): 605-612.
- [13] CHAFFIN B C, SCOWN M. Social-ecological Resilience and Geomorphic Systems [J]. *Geomorphology*, 2018, 305: 221-230.
- [14] 姜子璇. 城市内部生态用地与生态韧性时空关联研究: 以武汉市为例 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2022. [JIANG Zi-xuan. Spatial-temporal Correlation between Ecological Land Use and Ecological Resilience in Cities: A Case Study of Wuhan City [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2022.]
- [15] 金瑛, 修春亮. 寒区城市的生态韧性及规划策略 [J]. *上海城市规划*, 2022(6): 24-31. [JIN Ying, XIU Chun-liang. Ecological Resilience and Planning Strategies of Cities in Cold Regions [J]. *Shanghai Urban Planning Review*, 2022(6): 24-31.]
- [16] 方迎波, 占文凤, 黄帆, 等. 长三角城市群表面城市热岛日内逐时变化规律 [J]. *地球科学进展*, 2017, 32(2): 187-198. [FANG Ying-bo, ZHAN Wen-feng, HUANG Fan, et al. Hourly Variation of Surface Urban Heat Island over the Yangtze River Delta Urban Agglomeration [J]. *Advances in Earth Science*, 2017, 32(2): 187-198.]
- [17] 付瑜, 赵红颖, 赵帅阳, 等. 2002—2018 年北京市通州区城市热岛 (冷岛) 效应时空分异规律及其影响因素 [J]. *科学技术与工程*, 2020, 20(23): 9509-9520. [FU Yu, ZHAO Hong-ying, ZHAO Shuai-yang, et al. Spatial and Temporal Difference of Urban Heat Island (Cold Island) Effect and Influencing Factors in Tongzhou District, Beijing, from 2002 to 2018 [J]. *Science Technology and Engineering*, 2020, 20(23): 9509-9520.]
- [18] 周伟奇, 田韞钰. 城市三维空间形态的热环境效应研究进展 [J]. *生态学报*, 2020, 40(2): 416-427. [ZHOU Wei-qi, TIAN Yun-yu. Effects of Urban Three-dimensional Morphology on Thermal Environment: A Review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(2): 416-427.]
- [19] 吴斌. 城市碳排放占比高达 75%, 碳减排“主战场”如何破局? [EB/OL]. (2022-01-19) [2022-03-01]. <https://www.cenews.com.cn/news.html?aid=221853>.
- [20] 杜涵蓓, 赵立君, 刘臣炜, 等. 基于 LEAP 模型和 KAYA 模型的主城区碳达峰预测及不确定性分析 [J]. *生态与农村环境学报*, 2022, 38(8): 983-991. [DU Han-bei, ZHAO Li-jun, LIU Chen-wei, et al. Prediction of Peaking Carbon Dioxide Emissions in Main City Areas Based on LEAP Model and KAYA Model and Analyses on Its Uncertainty [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(8): 983-991.]
- [21] ZHANG X A, LIU L Y, ZHAO T T, et al. GISD30: Global 30 m Impervious-surface Dynamic Dataset from 1985 to 2020 Using Time-Series Landsat Imagery on the Google Earth Engine Platform [J]. *Earth System Science Data*, 2022, 14(4): 1831-1856.
- [22] 周伟奇, 朱家蓓. 城市内涝与基于自然的解决方案研究综述 [J]. *生态学报*, 2022, 42(13): 5137-5151. [ZHOU Wei-qi, ZHU Jia-li. Review on Nature-based Solutions and Applications on Urban Waterlogging Mitigation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(13): 5137-5151.]
- [23] 王楠, 李海东, 唐力, 等. 城市生态观测: 质量控制对象、体系和规范编制 [J]. *生态学报*, 2021, 41(22): 8807-8819. [WANG Nan, LI Hai-dong, TANG Li, et al. Urban Ecological Observation: Objects, Systems and Criterion of Quality Control [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(22): 8807-8819.]
- [24] 周伟奇, 王坤, 虞文娟, 等. 城市与区域生态关联研究进展 [J]. *生态学报*, 2017, 37(15): 5238-5245. [ZHOU Wei-qi, WANG Kun, YU Wen-juan, et al. Understanding the Social and Ecological Connections between Cities and Surrounding Regions for Urban and Regional Sustainability [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(15): 5238-5245.]
- [25] 李海东, 高吉喜. 生物多样性保护适应气候变化的管理策略 [J]. *生态学报*, 2020, 40(11): 3844-3850. [LI Hai-dong, GAO Ji-xi. Management Strategy for Biodiversity Conservation to Adapt to Climate Change in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(11): 3844-3850.]
- [26] 张龙江, 李海东, 马伟波, 等. 以生态文明示范建设推进生物多样性主流化 [J]. *环境保护*, 2022, 50(15): 39-41. [ZHANG Long-jiang, LI Hai-dong, MA Wei-bo, et al. Promoting the Mainstreaming of Biodiversity with Demonstration Construction of Ecological Civilization [J]. *Environmental Protection*, 2022, 50(15): 39-41.]
- [27] 住房和城乡建设部, 国家发展和改革委员会. 关于印发“十四五”全国城市基础设施建设规划的通知 (建城〔2022〕57号) [EB/OL]. (2022-07-07) [2023-02-25]. https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2022-07/31/content_5703690.htm.
- [28] T/JSSSES 30—2023, 城市生物多样性保护评价技术规范 [S].

作者简介: 李海东 (1984—), 男, 安徽亳州人, 研究员, 博士, 主要研究方向为碳中和与生态经济、生态修复与污染治理协同控制理论与技术创新。E-mail: lih2020@163.com

(责任编辑: 许素)

Contents

Spatial Correlation Analysis Between Carbon Source/Sink Measurement and Agricultural Parks in Jiangsu Province
 *GONG Yu, LU Jian-fei, LUO Yun-jian, TIAN Kun, LI Xiao-ming, CAI Han* (963)

Spatio-temporal Heterogeneity of Rural Construction Land and Population Patterns in Ningxia
 *AN Feng-ping, GAO Jin-long, WEN Qi* (973)

Identification and Evolution Model of Rural Types Based on Multi-source Remote Sensing Data:
 Taking Tianjin Urban Fringe as an Example *LI Xue-mei, YUAN Ping, HUANG Ling-xiang, LIU Qian* (981)

Study on the Spatio-temporal Changes of Water Purification Service Function and its Influencing Factors of
 Nansihu Lake Basin for 45 Years *YE Dun-yu, SUN Xiao-yin, SHAN Rui-feng* (990)

Spatio-temporal Change and Driving Forces of Soil Wind Erosion Amount in Hulunbuir Forest-steppe Ecotone
 *HU Meng-tian, ZHANG Hui, QIAO Ya-jun, LIU kun, WANG Zhi, XU Wang-gu* (999)

Assessment on the Contribution of Biodiversity to Human Well-being: Case Study in Qianjiangyuan
 *SHI Pei-rong, WAN Hua-wei, LIU Yu-ping, WANG Yong-cai, SUN Chen-xi, CAO Ming-chang, YU Jian-ping* (1008)

Spatial-temporal Dynamics of Grassland Spring Phenology and Its Response to Extreme Temperature in
 Qinghai-Tibet Plateau over the Last 30 Years *WANG Xiao-qing, HE Kai* (1020)

Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Water Quality Evaluation of Planktonic Algae in the
 Middle and Lower Reaches of Ganjiang River *WANG Jun-jie, XIA Yu, YU Xin-ping, LIU Jin-fu, LI Han-cheng, CHEN Yu-wei* (1031)

Seasonal Variation Characteristics of Phytoplankton Community in Gucheng Lake and the Influential
 Environmental Factors *FENG Ye, WANG Jun, WU Bo-wen, HE Jing, ZHAO Xiao-ping* (1042)

Characteristics of Aerosol Scattering Hygroscopic Growth Factor under Different Haze Intensities
 *TONG Jing-zhe, MI Jia-yuan, NI Chang-jian, JIANG Meng-jiao, YANG Yin-shan, CHEN Yun-qiang* (1051)

Adsorption Properties of Functional Covalent Organic Framework Materials for Mercury Ions in Water
 *LU Su-fen, ZHANG Gao-rong, WU Li-juan, YANG Mei-feng, LU Jun-yu* (1059)

Study on Ecological Degradation Diagnosis of *Suaeda salsa* in Coastal Wetland Based on Changes of
 Soil Moisture and Salinity Content *ZHANG Ying-lei, WU Yan-hui, LIU Hong-yu, LI Yu-feng, QIU Chun-qi, ZHOU Shi-wei, HUANG Wan-chun, ZHOU Yong* (1067)

Pollution Status and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phthalates in Soil of Industrial Parks in
 Yangtze River Delta *ZHANG Fu-ying, XU Ming, ZHOU Zeng-xing, SUN Lu-lu, LIN Chao-ba, ZHU Xue-zhu* (1077)

Effects of Polyurethane Microplastics and Straw Addition on Organic Carbon Mineralization and Its Components in
 Fluvo-aquic Soils in Binhai Area, China *ZHOU Qiao-lin, WANG Ji-dong, SHANG Hao-lin, LIANG Dong, JIAO Jia-guo* (1086)

Synergistic Governance of Urban Ecology and Environment: From the Perspectives of Ecological Resilience and
 Synergistic Efficiency *LI Hai-dong, MA Wei-bo, ZHANG Long-jiang, LÜ Yu-juan, LIU Chen-yi, ZHAO Li-jun* (1096)

编辑委员会

主任委员

刘国才

副主任委员

刘鸿亮 蒋有绪 徐海根

主 编

蔡道基

副主编

吴孔明 吴丰昌 张福锁 朱永官 高吉喜

执行副主编

周可新

编 委 (按姓氏音序排列)

蔡祖聪 常志州 陈利顶 陈同斌 党 志 邓良伟 董世魁 冯玉龙 高士祥 胡正义 贾仲君
蒋明康 李德波 李迪强 李建龙 李培军 李维新 李 周 林玉锁 刘国才 刘红玉 刘 燕
龙 涛 卢宝荣 吕家珑 骆世明 马克平 闵庆文 潘根兴 彭少麟 濮励杰 仇荣亮 单正军
沈渭寿 施卫明 石利利 石毓岷 (美国) 史 舟 孙勤芳 王长永 王国祥 王让会 王学军
武志林 席北斗 肖兴基 徐海根 徐会连 (日本) 徐明岗 许崇育 (挪威) 薛建辉 阎百兴
颜晓元 杨林章 杨柳燕 杨庆文 尹大强 翟保平 张 慧 张金池 张毅敏 赵克强 郑元润
周东美 周军英 周启星 周泽江 朱 波 邹长新

生态与农村环境学报

SHENGTAI YU NONGCUN HUANJING XUEBAO

(月刊, 1985年2月创刊)

第39卷 第8期 (总第224期) 2023年8月25日出版

JOURNAL OF ECOLOGY AND RURAL ENVIRONMENT

(Monthly, Founded in February 1985)

Vol. 39 No. 8 Aug. 25, 2023

主 管 中华人民共和国生态环境部

主 办 生态环境部南京环境科学研究所

主 编 蔡道基

编辑出版 《生态与农村环境学报》编辑部

地址: 南京市蒋王庙街8号

邮编: 210042

电话: 025-85287092, 85287053, 85287036

网址: <http://www.ere.ac.cn>

E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org

印刷装订 江苏省地质测绘院

总发行处 江苏省邮政局

订 购 处 全国各地邮局

国外发行 中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)

Superintended by Ministry of Ecology and Environment, P. R. China

Sponsored by Nanjing Institute of Environmental Sciences,
Ministry of Ecology and Environment

Editor-in-chief CAI Dao-ji

Edited and Published by

Editorial Office of

Journal of Ecology and Rural Environment

P. O. Box 4202, Nanjing 210042, China

E-mail: ere@vip.163.com; bjb@nies.org

Tel: +86-25-85287092, 85287053, 85287036

Printed by

Jiangsu Geologic Surveying and Mapping Institute

Distributed by

Domestic: All Local Post Offices in China

Foreign: China International Book Trading Corporation

P. O. Box 399, Beijing 100044, China



中国标准连续出版物号: ISSN 1673-4831
CN 32-1766/X

国内邮发代号: 28-114
国外发行代号: Q5688

定价: 30.00元

ISSN 1673-4831



9 771673 483230

08